

UFRRJ

INSTITUTO DE BIOLOGIA

CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

TESE

**O QUE SEIS ANOS DE MARCAÇÃO-RECAPTURA REVELAM SOBRE
A POPULAÇÃO DE BOTO-CINZA DA PARTE OESTE DA BAÍA DA
ILHA GRANDE, LITORAL SUL DO RIO DE JANEIRO**

MARIANA DE ASSIS ESPÉCIE

2015



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

**O QUE SEIS ANOS DE MARCAÇÃO-RECAPTURA REVELAM SOBRE
A POPULAÇÃO DE BOTO-CINZA DA PARTE OESTE DA BAÍA DA
ILHA GRANDE, LITORAL SUL DO RIO DE JANEIRO**

MARIANA DE ASSIS ESPÉCIE

Sob a Orientação da Professora
Sheila Marino Simão

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

Seropédica, RJ
Março de 2015

FICHA CATALOGRÁFICA

599.53098153

E77q

T

Espécie, Mariana de Assis, 1986-

O que seis anos de marcação-recaptura revelam sobre a população de boto-cinza da parte oeste da Baía da Ilha Grande, litoral sul do Rio de Janeiro / Mariana de Assis Espécie. - 2015.

120 f.: il.

Orientador: Sheila Marino Simão.

Tese (doutorado) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Curso de Pós-Graduação em Biologia Animal, 2015.

Bibliografia: f. 107-114.

1. Boto-tucuxi - Monitorização - Grande, Ilha, Baía da (RJ) - Teses. 2. Boto-tucuxi - Populações - Grande, Ilha, Baía da (RJ) - Teses. 3. Boto-tucuxi - Identificação - Grande, Ilha, Baía da (RJ) - Teses. I. Simão, Sheila Marino, 1958- II. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Curso de Pós-Graduação em Biologia Animal. III. Título.

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

MARIANA DE ASSIS ESPÉCIE

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

TESE APROVADA EM 30/03/2015.



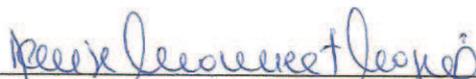
Sheila Marino Simão (Dra.) UFRRJ



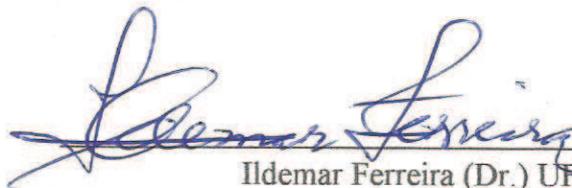
Paulo César Simões-Lopes (Dr.) UFSC



André Silva Barreto (Dr.) UNIVALI



Denise Monnerat Nogueira (Dra.) UFRRJ



Ildemar Ferreira (Dr.) UFRRJ

*À vó Isa,
por me ensinar a nunca perder a fé na vida.*



Foto: Mariana Espécie

*“Nada é impossível de mudar.
Desconfiai do mais trivial, na aparência singelo.
E examinai, sobretudo, o que parece habitual.
Suplicamos expressamente:
não aceiteis o que é de hábito como coisa natural, pois
em tempo de desordem sangrenta, de confusão organizada,
de arbitrariedade consciente, de humanidade desumanizada –
Nada deve parecer natural.
Nada deve parecer impossível de mudar.”*

Bertolt Brecht

AGRADECIMENTOS

Sonho. Este momento pode ser definido como a realização de um. Simboliza a busca de toda uma vida para sair do lugar-comum, do todo-mundo-faz-assim, do você-não-vai-conseguir. Representa a superação de diversas dificuldades e muito (mas muito) aprendizado.

Seria injusto demais de minha parte creditar a alegria deste momento apenas aos últimos quatro anos. A história começa bem antes disso, a dez anos atrás para ser mais exata. Há dez anos, eu bati à porta da sala da **Profª Sheila** em busca de uma oportunidade de estágio. Estudar biologia marinha era algo que eu falava desde pequenininha, então seria uma baita chance de realizar um sonho. Me lembro até hoje das palavras: “Você pode vir acompanhar o trabalho das meninas, mas vai ser à leite de pata”. Ahhhh, Profª Sheila, se você soubesse o quanto que essa oportunidade me fez bem... Nem eu sei mensurar direito. Hoje, olhando para trás, vejo o quanto que ela encheu minha vida de perspectiva, de boas expectativas, de felicidade, de realização pessoal, enfim, de tantas coisas boas que apenas um “muito obrigada” não seria suficiente para expressar tudo o que eu sinto. Acredito que o termo correto seja GRATIDÃO. Sou eternamente grata por sua confiança, pela sua compreensão nos momentos mais conturbados que vivenciei ao longo desses anos, pelos seus conselhos, pelas puxadas de orelha quando era necessário e, acima de tudo, por respeitar minhas escolhas. Você orientou a minha vida. Nada disso teria sido possível se não fosse você.

Nos últimos quatro anos me vi forçada a rever alguns conceitos. Senti a necessidade de voltar à **minha família**, de estar cercada daqueles que tanto me amam e fazem o possível para que eu possa alcançar os meus sonhos. Não que isso não acontecesse antes, mas esse negócio de sermos incitados à competitividade desde tão jovens camufla um pouco a importância desses momentos. A gente acaba se esquivando entre o “porque a correria é grande” e o “tenho um monte de coisas para fazer”. Ter feito isso foi fundamental, pois assim eu pude valorizar o tempo que passei com meus avós **Silvino e Cirlene** (*in memoriam*) antes de suas partidas e perceber o quanto eles me fazem falta hoje. Só assim eu pude perceber o quanto eu sou grata aos meus avós **Adão e Iris** por tudo que eles fizeram (e ainda fazem) por mim, por vibrarem a cada passo dado, pelos ensinamentos, pelo amor. O amor incondicional da minha mãe **Cássia** só me fez ver o quanto eu ainda tenho de aprender com a vida. Esta grande mulher, que sempre se sacrificou para dar uma vida digna para mim e meu irmão, mais uma vez esteve ao meu lado me dando apoio, ânimo e amor, apesar da pequena distância física. Eu te amo e te admiro muito, mãe. Esta conquista não teria sido possível sem você. Também não poderia esquecer do meu irmão **Mairon**, que tem pós-doutorado em como saber me irritar e me deixar com rugas de raiva, mas ao mesmo tempo me dá aulas sobre como ser tão bom, puro e humano. Impossível não amar você, meu irmão. Obrigada por toda paciência que você tem comigo. Isso sem falar nos meus **tios e primos** que, direta ou indiretamente, torcem pelo meu sucesso sempre. Minha eterna gratidão.

Muito dessa mudança de paradigmas se deu por conta da chegada de uma pessoa muito especial em minha vida. Não fosse o **Vinícius “Prego” Dornelas**, minha vida seria muito sem graça. Foi tanto amor em tão pouco tempo que fica até difícil colocar em tão poucas palavras tudo o que eu efetivamente sinto por ele. Agradeço imensamente por todo o suporte (#tmjff), por todo amor, por todo carinho, compreensão, companheirismo, cumplicidade, paciência, bom-humor... Tudo isso só me faz pensar que o “sim” que virá daqui a menos de seis meses (ops, já dei a dica!) apenas concretizará algo que já é realidade dentro do meu coração. Quem me conhece sabe bem que sou uma pessoa de sorriso largo. Mas, desde quando te conheci, ele nunca mais saiu do meu rosto. Eu te amo muito, preguinho!

A chegada do Prego também trouxe novas pessoas e fenômenos pra minha vida. Sobre as pessoas, tive a felicidade de conhecer e conviver com a **Rose**, o **Guilherme** e a tia **Dayse**, os quais eu agradeço muito por todo o aprendizado e apoio nestes últimos quatro anos (que se estenderão por muitos outros!). Eu e o **Juca**, meu querido e amado “cãopanheiro” de longa data (tão calmo, tão “classudo”, tão zen, tão fofo, tão amoroso), tivemos nossas pacatas vidinhas completamente modificadas com a chegada do furacão **Dóri** (tão fofa, tão pentelha, tão virada no Jiraya, tão carinhosa, tão destrambelhada) para o nosso convívio. Vocês dois tornam minha vida muito mais feliz. Amo muito meus dois filhotinhos amarelos!

Também não poderia deixar de agradecer aos amigos do LBEC de agora (**Israel**, **Luciana**, **Sergio**) e de outrora (**Elaine**, **Mariana**, **Nátaly**) pelas discussões científicas, conversas jogadas fora e muito companheirismo ao longo dos 10 anos de convivência. Dois deles merecem um agradecimento especial. Este projeto não teria iniciado se não fosse pela cumplicidade do **Rodrigo**, que abraçou a ideia de forma tão “apaixonada” como eu ainda na época de graduação. Tenho hoje uma felicidade enorme por ver que toda a nossa iniciativa e parceria profissional tem rendido frutos tão bons! Meu muito obrigada hoje e sempre por todas as discussões, colaborações, publicações. É sempre enriquecedor conversar contigo. Anos mais tarde, eis que chega a **Carine**, que aos pouquinhos foi sentindo a felicidade que os botos nos trazem. Muito obrigada pela confiança, por toda ajuda em campo, pelas conversas existenciais e acadêmicas e pelo agradável convívio! Espero que um dia você volte para os botos e para nosso grupo: a “Creche da Titia Carine” não será a mesma sem você! =P

Os seis anos em Tarituba se tornaram possíveis graças à **Dona Elsa** e ao **Tico**. Sou imensamente grata aos dois pela amizade, por compreenderem as nossas dificuldades financeiras e pela ajuda, na medida do possível, para que pudéssemos completar este trabalho.

Agradeço também ao **Bill Rossiter** (Cetacean Society International), ao **CNPq** (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) e à **CAPES** (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) por serem financiadores, em diferentes momentos, deste projeto. Estendo meus agradecimentos à **coordenação do Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal** da UFRRJ pelo suporte financeiro concedido para a realização de algumas saídas de campo na área de estudo.

Aos colegas do Candeia (**André**, **Anita**, **Catia**, **Fabíola**, **Nadir** e **Paulo**) por todo o aprendizado nos últimos três anos. Obrigada por abrirem meus olhos para o mundo!

Aos colegas da SMA, em especial às baianas (**Elis**, **Marianas**, **Natasha**, **Paula** e **Silvana**) e aos “tesudos” (**André**, **Carol**, **Valentine** e **Vinícius**) por me incentivarem e por serem tão solidários nesta reta final do doutorado. Sinto muito orgulho por fazer parte de uma equipe tão competente e comprometida com o meio ambiente!

Aos membros da banca, pela disponibilidade e solicitude em participar deste momento tão importante em minha vida acadêmica, o meu “muito obrigada”. Todas as contribuições certamente melhoraram a composição deste trabalho.

E por último, mas não menos importante, agradeço à Deus, à vida por sempre me contemplar com ótimas oportunidades e experiências melhores ainda. Cada vez mais eu me convenço de que *quem traz na pele essa marca possui a estranha mania de ter fé na vida.*

MUITO OBRIGADA!!

RESUMO

ESPÉCIE, Mariana de Assis. **O que seis anos de marcação-recaptura revelam sobre a população de boto-cinza da parte oeste da Baía da Ilha Grande, litoral sul do Rio de Janeiro.** 2015. 120 p. Tese (Doutorado em Biologia Animal). Instituto de Biologia, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ.

Esta tese reúne os resultados obtidos através da técnica de foto-identificação durante seis anos de monitoramento da população de boto-cinza (*Sotalia guianensis*, Van Bénédén, 1864) que habita a parte oeste da Baía da Ilha Grande, litoral sul do Estado do Rio de Janeiro. Ao todo, 666 indivíduos foram catalogados, sendo que 47% ($n = 249$) dos botos classificados como *residentes* foram vistos em intervalos de tempo superiores a cinco anos, ressaltando a elevada fidelidade da espécie ao local. Os seis indivíduos que apresentaram os maiores índices de fidelidade, identificados como fêmeas por um estudo conduzido em paralelo a este, tiveram suas áreas centrais de atividade restritas a uma pequena área, que variou de 0,14 a 1,71 km², localizada no entorno da Ilha Comprida. Estimativas geradas através do desenho robusto de Pollock evidenciaram a ocorrência de emigração temporária na população. No intuito de buscar a melhor caracterização da população estudada, os períodos primários foram definidos numa base anual e sazonal (este último considerando o período de chuvas na região). Em ambas escalas temporais consideradas, o padrão de movimentos dos botos-cinza da área de estudo parece seguir o modelo Markoviano, com variação temporal na probabilidade de emigração temporária e constância na probabilidade de estar fora da área de estudo. Dessa forma, fica ressaltada a filopatria da espécie ao local numa escala anual e uma maior flexibilidade de seu uso numa perspectiva sazonal. A sobrevivência anual aparente foi estimada em 0,92 ($\pm 0,02$). De acordo com a ponderação dos modelos do desenho robusto, a abundância anual, incluindo a proporção de indivíduos marcados da população, ficou estimada entre 420 e 757 indivíduos. A área de vida da população foi pequena (kernel 95% = 39,8 km²), com seus centros de atividades restritos ao entorno das ilhas Comprida e do Cedro (kernel 50% = 8,8 km²), havendo diferenças estatisticamente significativas nos tamanhos das áreas entre as estações seca e chuvosa. Embora a população tenha apresentado tendência a uma estabilidade ao longo dos seis anos de estudo, observou-se por meio da construção de cenários, que, caso as taxas de mortalidade atuais sejam mantidas, a população poderá ser reduzida à metade nos próximos 100 anos. Em um prognóstico mais pessimista, caracterizado pela piora nas condições ambientais locais e aumento da pressão de pesca, os botos poderão ser localmente extintos dentro do mesmo período. Neste contexto, a adoção de medidas que visem reduzir a taxa de mortalidade desses animais deve ser incentivada para proteger a espécie. As simulações indicam que tais medidas poderiam promover o crescimento da população ou, minimamente, mantê-la estável. Sendo assim, espera-se que os resultados deste monitoramento sirvam de base para o processo de tomada de decisão, mediante uma proposta preventiva, considerando o estabelecimento de uma unidade de conservação para a espécie na região.

Palavras-chave: boto-cinza; parâmetros demográficos; área de vida; estratégias de manejo; Baía da Ilha Grande.

ABSTRACT

ESPÉCIE, Mariana de Assis. **What a six-year mark-recapture study reveals about the Guiana dolphin population in western Ilha Grande Bay, southern Rio de Janeiro coast.** 2015. 120 p. Thesis (Doctorate of Science in Animal Biology). Instituto de Biologia, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ.

This thesis contains results gathered using the photo-ID technique during a six-year monitoring period of the Guiana dolphin (*Sotalia guianensis*, Van Bénédén, 1864) population that inhabits western Ilha Grande Bay, southern Rio de Janeiro coast. A total of 666 distinct dolphins were catalogued, wherein 47% ($n = 249$) of resident dolphins were seen for more than five years, highlighting the species' high site fidelity. The six most site faithful individuals, identified as females by a study conducted in parallel to this, had their core areas restricted to a small area, ranging from 0.14 to 1.71 km², around Comprida Island. Estimates provided by Pollock's robust design have shown the occurrence of temporary emigration in the population. In order to better characterize the studied population, primary periods were defined in an annual and seasonal basis (with the latter one taking into account the local rainy season). In both temporal approaches, movement patterns of Guiana dolphins from study area seemed to follow a Markovian model, with time-varying temporary emigration and constant probability of being off the study area. Thereby, considering an annual scale, it is highlighted the species' philopatry to the referred bay and a wide flexibility in terms of its usage from a seasonal perspective. Annual apparent survival was of 0.92 (± 0.02). According to robust design model averaging, annual abundance estimates, including the proportion of marked individuals of the population, varied between 420 and 757 individuals. Overall, the studied Guiana dolphin population has small home range (kernel 95% = 39.8 km²), with core areas restricted to the vicinity of Comprida and Cedro Islands (kernel 50% = 8.8 km²) and significant statistical differences between wet and dry seasons' home range sizes. Although the population remained stable over the six-year monitoring period, scenario designing with its current mortality rates have raised concerns about a probable reduction of the population size in the next 100 years. From a pessimistic perspective, characterized by deterioration in local environmental conditions and increasing fishing effort by artisanal and industrial fishermen, the Guiana dolphin could be locally extinct over the same period. In that sense, efforts to reduce the observed mortality rates should be encouraged to protect the species. Simulations have suggested that such intervention would promote a population growth or, minimally, remain it constant over time. Thus, it is expected that the results gathered by this study may underpin the decision-making process, through the precautionary approach, regarding the establishment of a marine protected area for the species at the area.

Key words: Guiana dolphin; demographic parameters; home range; management strategies; Ilha Grande Bay.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1 - Síntese do esforço de campo empreendido nos dois períodos de coleta de dados na área de estudo.....	12
Tabela 2.1 - Tempo máximo de residência dos indivíduos na população de boto-cinza da parte oeste da Baía da Ilha Grande, RJ.....	23
Tabela 2.2 - Resumo das informações referentes à fidelidade de hábitat e área de vida dos indivíduos de <i>S. guianensis</i> que apresentaram índices de fidelidade superiores à 0,30 na área de estudo.....	25
Tabela 3.1 - Dados utilizados nas análises do desenho robusto considerando os anos como períodos primários.....	47
Tabela 3.2 - Dados utilizados nas análises do desenho robusto considerando as estações seca e chuvosa como períodos primários.....	47
Tabela 3.3 - Conjunto de modelos, organizados por ordem decrescente de AICc, submetidos ao desenho robusto de Pollock para estimativas anuais da sobrevivência relativa (ϕ), emigração (γ), captura (p) e recaptura (c) da população de boto-cinza da parte oeste da Baía da Ilha Grande. A notação adotada nos modelos segue o descrito em Kendall <i>et al.</i> (1997): $\gamma''(x) \gamma'(x)$ = modelo com emigração Markoviana; $\gamma''(x) = \gamma'(x)$ = modelo com emigração aleatória; $\gamma'' = \gamma' = 0$ = modelo sem emigração temporária; p_i = proporção de mistura; $p(x) = c(x)$ = ausência de respostas comportamentais.....	51
Tabela 3.4 - Estimativas de abundância (\hat{N}) da população de <i>Sotalia guianensis</i> da parte oeste da Baía da Ilha Grande entre os anos de 2007 e 2013, incluindo também a proporção de indivíduos marcados da população (\hat{N}_θ), derivadas a partir do desenho robusto de Pollock.....	53
Tabela 3.5 - Conjunto de modelos, organizados por ordem decrescente de AICc, submetidos ao desenho robusto de Pollock para estimativas sazonais da sobrevivência relativa (ϕ), emigração (γ), captura (p) e recaptura (c) da população de boto-cinza da parte oeste da Baía da Ilha Grande. A notação adotada nos modelos segue o descrito em Kendall <i>et al.</i> (1997): $\gamma''(x) \gamma'(x)$ = modelo com emigração Markoviana; $\gamma''(x) = \gamma'(x)$ = modelo com emigração aleatória; $\gamma'' = \gamma' = 0$ = modelo sem emigração temporária; p_i = proporção de mistura; $p(x) = c(x)$ = ausência de respostas comportamentais.....	54
Tabela 3.6 - Estimativas sazonais de abundância (\hat{N}) da população de <i>Sotalia guianensis</i> da parte oeste da Baía da Ilha Grande entre os anos de 2007 e 2013, incluindo também a proporção de indivíduos marcados da população (\hat{N}_θ), derivadas a partir do desenho robusto de Pollock.....	56
Tabela 4.1 - Parâmetros de entrada usados nas simulações efetuadas pelo programa VORTEX para o boto-cinza da parte oeste da Baía da Ilha Grande.....	78
Tabela 4.2 - Quadro-resumo da análise da viabilidade da população de botos segundo os quatro cenários hipotéticos idealizados.....	84
Tabela 8.1 - Lista descritiva dos tipos de marcas encontradas nas nadadeiras dorsais de <i>S. guianensis</i> na área oeste da Baía da Ilha Grande, RJ.....	116
Tabela 9.1 - Síntese do esforço de foto-identificação empreendido durante os seis anos de estudo na parte oeste da Baía da Ilha Grande.....	119

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 - Distribuição geográfica do boto-cinza, <i>Sotalia guianensis</i> (em amarelo) (IUCN, 2014). Entre as linhas contínuas estão as oito unidades de manejo (MUs) identificadas para a espécie até o momento: I (Caribe Colombiano) e II (Guiana Francesa) foram definidas por Caballero <i>et al.</i> (2010), ao passo que PA (Pará), CE (Ceará), RN (Rio Grande do Norte), BA (Bahia), ES (Espírito Santo) e Sul-Sudeste foram estabelecidas por Cunha <i>et al.</i> (2010). Nenhum exemplar da região de Honduras, local de ocorrência provável da espécie, foi considerado nas análises	3
Figura 1.2 - O boto-cinza (<i>Sotalia guianensis</i>) na parte oeste da Baía da Ilha Grande, litoral sul do Estado do Rio de Janeiro	4
Figura 1.3 - Localização das áreas do litoral do Estado do Rio de Janeiro com registros de populações residentes de <i>Sotalia guianensis</i>	6
Figura 1.4 - Parte oeste da Baía da Ilha Grande contendo a delimitação da área de estudo (indicada pela linha preta)	9
Figura 1.5 - Rotas percorridas nas saídas de campo com avistagens de <i>S. guianensis</i> realizadas na área de estudo. As áreas próximas à linha da costa não amostradas correspondem a regiões com baixios de lama costeiros, zona de arrebenção de ondas e/ou lajes submersas	10
Figura 2.1 - Curva cumulativa de botos foto-identificados na parte oeste da Baía da Ilha Grande no decorrer das 51 saídas de campo realizadas, com suas respectivas taxas de recaptura	22
Figura 2.2 - Frequência de avistagem dos indivíduos de <i>Sotalia guianensis</i> na área de estudo. Indivíduos não-residentes (n = 137) foram registrados apenas em um dia, enquanto que os residentes (n = 529) apresentaram frequência de avistagem entre dois e 21 dias. Nenhum boto foi visto em 18, 19 ou 20 dias	23
Figura 2.3 - Índices de fidelidade de hábitat registrados para os botos residentes da parte oeste da Baía da Ilha Grande, RJ.....	24
Figura 2.4 - Áreas de vida dos botos PAR 029 (à esquerda) e PAR 041 (à direita) na parte oeste da Baía da Ilha Grande, RJ.....	26
Figura 2.5 - Áreas de vida dos botos PAR 068 (à esquerda) e PAR 072 (à direita) na parte oeste da Baía da Ilha Grande, RJ.....	27
Figura 2.6 - Áreas de vida dos botos PAR 334 (à esquerda) e PAR 377 (à direita) na parte oeste da Baía da Ilha Grande, RJ.....	28
Figura 2.7 - Registro de botos foto-identificados com a superfície corporal suja de lama nas proximidades da Ilha Comprida, parte oeste da Baía da Ilha Grande, RJ. Em todas as ocasiões, os botos estavam em atividade de forrageamento	32
Figura 3.1 - Estrutura clássica referente ao desenho robusto de Pollock. Entre os k períodos primários a população é considerada aberta, ao passo que nos l_k períodos secundários o fechamento populacional é admitido	44
Figura 3.2 - Diagrama representativo da relação entre os parâmetros γ' e γ'' . O círculo maior representa a distribuição da superpopulação. O círculo menor (verde escuro) representa a parte da superpopulação que está disponível para a captura (ou seja, que está dentro da área de estudo), enquanto que a parte mais clara do círculo maior representa os indivíduos indisponíveis para a captura (ou seja, que estão temporariamente fora da área de estudo)	45

Figura 3.3 - Taxas de emigração temporária, após a ponderação dos modelos, registradas para os períodos primários anuais na área de estudo. As barras indicam o intervalo de confiança (95%). Intervalo 1 = entre os anos 2007 e 2008; Intervalo 2 = entre 2008 e 2009/2010; Intervalo 3 = entre 2009/2010 e 2012; e Intervalo 4 = entre 2012 e 2013	52
Figura 3.4 - Taxas de substituição para a população considerando os anos como períodos primários. Intervalo 1 = entre os anos 2007 e 2008; Intervalo 2 = entre 2008 e 2009/2010; Intervalo 3 = entre 2009/2010 e 2012; e Intervalo 4 = entre 2012 e 2013.....	53
Figura 3.5 - Taxas de emigração temporária, após a ponderação dos modelos, registradas para os períodos primários sazonais na área de estudo. As barras indicam o intervalo de confiança (95%). Intervalo 1 = entre a estação seca/2007 e chuvosa/2007-2008; Intervalo 2 = entre chuvosa/2007-2008 e seca/2008-2009; Intervalo 3 = entre seca/2008-2009 e chuvosa/2009-2010; Intervalo 4 = entre chuvosa/2009-2010 e chuvosa/2012-2013; Intervalo 5 = entre chuvosa/2012-2013 e seca/2013; e Intervalo 6 = entre seca/2013 e chuvosa/2013	55
Figura 3.6 - Taxas de substituição para a população considerando as estações como períodos primários. Intervalo 1 = entre a estação seca/2007 e chuvosa/2007-2008; Intervalo 2 = entre chuvosa/2007-2008 e seca/2008-2009; Intervalo 3 = entre seca/2008-2009 e chuvosa/2009-2010; Intervalo 4 = entre chuvosa/2009-2010 e chuvosa/2012-2013; Intervalo 5 = entre chuvosa/2012-2013 e seca/2013; e Intervalo 6 = entre seca/2013 e chuvosa/2013	56
Figura 4.1 - Unidades de conservação federais e estaduais existentes no entorno da Baía da Ilha Grande, RJ (Abreviações utilizadas: APA = Área de Proteção Ambiental; Esec = Estação Ecológica; Parna = Parque Nacional; Parest = Parque Estadual; Rebio = Reserva Biológica; e RE = Reserva Ecológica)	75
Figura 4.2 - Regressão linear das estimativas de abundância anuais transformadas em logaritmo natural (incluindo a proporção de animais não-marcados da população) para o boto-cinza da parte oeste da Baía da Ilha Grande. Barras representam intervalos de confiança a 95%	81
Figura 4.3 - Representação gráfica do poder estatístico para a detecção de mudanças na população de <i>S. guianensis</i> da parte oeste da Baía da Ilha Grande sob a perspectiva de três cenários de declínio populacional distintos. A linha cinza horizontal tracejada indica a probabilidade aceitável ($1 - \beta = 0,80$) para a detecção de mudanças. O asterisco destaca o período de monitoramento deste estudo	83
Figura 4.4 - Projeção do tamanho da população de <i>S. guianensis</i> da parte oeste da Baía da Ilha Grande conforme os quatro cenários hipotéticos criados	83
Figura 4.5 - Probabilidade de extinção por processos estocásticos para o boto-cinza na Baía da Ilha Grande segundo o Cenário 2	83
Figura 4.6 - Delimitação da área de vida total da população de <i>S. guianensis</i> da parte oeste da Baía da Ilha Grande, com indicação das distintas distribuições de utilização (kernel 95% e kernel 50%)	85
Figura 4.7 - Áreas de vida da população de boto-cinza nas estações seca (em cima, na cor verde) e chuvosa (embaixo, na cor rosa) durante o monitoramento realizado entre 2007 e 2013 na parte oeste da Baía da Ilha Grande	87
Figura 8.1 - 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...	115
Figura 8.2 - Esquema de visualização das fotos usando a função <i>Localizador de Arquivos</i> do Adobe Photoshop 7.0	117

Figura 8.3 - Esquema mostrando parte do processo de catalogação. À esquerda, visualiza-se 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

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	1
1.1 Características Principais dos Cetáceos	1
1.2 Caracterização da Espécie Estudada	2
1.3 O Boto-cinza no Litoral Fluminense	5
1.4 Foto-identificação como Ferramenta para Estudos de Marcação-Recaptura	7
1.5 A Baía da Ilha Grande	8
1.6 Desenho Amostral e Protocolos de Campo Adotados	9
1.7 Objetivos e Organização da Tese	13
2 CAPÍTULO I – CONSIDERAÇÕES SOBRE A FIDELIDADE DE HÁBITAT DO BOTO-CINZA NA BAÍA DA ILHA GRANDE, RIO DE JANEIRO	14
2.1 Introdução	17
2.2 Materiais e Métodos	19
2.2.1 Coleta dos dados	19
2.2.2 Montagem do catálogo de referência e do banco de dados associado	19
2.2.3 Análises relacionadas à fidelidade de hábitat	19
2.2.4 Análises relacionadas à área de vida	20
2.3 Resultados	22
2.4 Discussão	29
2.5 Referências Bibliográficas	34
3 CAPÍTULO II – CONTABILIZANDO A EMIGRAÇÃO TEMPORÁRIA NAS ESTIMATIVAS DE ABUNDÂNCIA DE <i>SOTALIA GUIANENSIS</i> NA BAÍA DA ILHA GRANDE, RIO DE JANEIRO	40
3.1 Introdução	43
3.2 Materiais e Métodos	46
3.2.1 Coleta dos dados	46
3.2.2 Seleção das fotografias e processo de catalogação	46
3.2.3 Conceitos adotados	46
3.2.4 Organização dos dados e parâmetros estimados segundo o desenho robusto	46
3.2.5 Definição e validação dos pressupostos	47
3.2.6 Procedimentos adotados para a construção e seleção de modelos	48
3.2.7 Estimativa do tamanho total da população	49
3.2.8 Estimativa da taxa de substituição (<i>turnover</i>) da população	50
3.3 Resultados	51
3.3.1 Estimativas anuais	51
3.3.2 Estimativas sazonais	54
3.4 Discussão	57
3.5 Referências Bibliográficas	63

4 CAPÍTULO III – VIABILIDADE POPULACIONAL, ÁREA DE VIDA DA POPULAÇÃO E A NECESSIDADE DE CRIAR UMA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO MARINHA PARA O BOTO-CINZA NA BAÍA DA ILHA GRANDE	69
4.1 Introdução	72
4.2 Materiais e Métodos	77
4.2.1 Coleta dos dados	77
4.2.2 Análises relacionadas à tendência populacional	77
4.2.3 Análise da viabilidade populacional	78
4.2.4 Análises da área de vida da população	80
4.3 Resultados	81
4.4 Discussão	88
4.5 Referências Bibliográficas	94
5 CONCLUSÕES GERAIS	102
6 RECOMENDAÇÕES	104
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	106
8 ANEXO I	115
9 ANEXO II	119

1 INTRODUÇÃO GERAL

1.1 Características Principais dos Cetáceos

De acordo com a lista vigente existem 88 espécies de cetáceos viventes incluídos na Subordem Cetacea, que, por sua vez, encontra-se inserida na Ordem Cetartiodactyla, juntamente com os artiodáctilos (GEISLER; UHEN, 2005; SPAULDING *et al.*, 2009). Embora bastante elucidativos, os estudos filogenéticos baseados em dados moleculares ainda são incipientes para os cetáceos, fazendo com que a sua taxonomia não esteja totalmente resolvida até o presente. Os cetáceos são mamíferos de vida exclusivamente aquática. As diversas forças seletivas existentes no ambiente aquático moldaram a evolução destes animais tanto anatômica como fisiologicamente. No que diz respeito às características anatômicas, é possível apontar a perda dos pelos corporais (algumas espécies possuem pelos vestigiais no rosto), a transformação dos membros anteriores em nadadeiras peitorais, o desenvolvimento de uma nadadeira caudal e de seu pedúnculo (estrutura anterior à cauda que favorece a realização de movimentos de propulsão na água) e o deslocamento do orifício respiratório para o topo da cabeça como as principais modificações sofridas durante a transição da vida terrestre para a aquática (BERTA *et al.*, 2005). Tais mudanças tornaram o corpo dos cetáceos, de modo geral, mais hidrodinâmico, aprimorando a capacidade de deslocamento em um ambiente tridimensional altamente viscoso (LODI; BOROBIA, 2013). Paralelamente, também houve mudanças em diversos aspectos fisiológicos, como, por exemplo, o desenvolvimento de uma camada de gordura sob a pele, a circulação sanguínea contracorrente, rins com capacidade aumentada de filtração e adaptações ao mergulho, como a bradicardia e aumento da capacidade de armazenamento de oxigênio pela hemoglobina e mioglobina (JEFFERSON *et al.*, 2008).

Os cetáceos são animais de vida longa, com reprodução lenta e baixas taxas de natalidade, que possuem grandes habilidades cognitivas, além de estruturas sociais complexas e flexíveis (CONNOR *et al.*, 2000). A adaptação ao meio aquático foi tamanha que permitiu a esses animais a ocupação de variados ecossistemas aquáticos. De modo geral, os cetáceos são encontrados em todas as zonas climáticas do globo terrestre, com espécies apresentando padrões de distribuição cosmopolita, endêmicos, circumpolares e pantropicais (FORCADA, 2009). Algumas espécies possuem hábitos marinhos costeiros, enquanto que outras são caracteristicamente oceânicas (FORCADA, 2009). Há também algumas espécies que são habitantes de sistemas fluviais na América do Sul e na Ásia (FORCADA, 2009).

A importância ecológica dos cetáceos nos ecossistemas aquáticos 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; WHITEHEAD, 1988). Esses animais, como todos os predadores de topo de cadeia, têm o potencial de regular as populações de suas presas (regulação do tipo *top-down*), promovendo a estruturação das comunidades onde habitam, o que, por sua vez, favorece a coexistência de uma maior diversidade de espécies (SERGIO *et al.*, 2008). Destaca-se, ainda, a participação dos cetáceos na ciclagem dos nutrientes nas cadeias tróficas aquáticas. É sabido que as fezes dos cetáceos contêm elevadas proporções de nitrogênio, macronutriente diretamente relacionado com o aumento da produtividade primária aquática (ROMAN; MCCARTHY, 2010; WHITEHEAD *et al.*, 2010). Há casos, como o da baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*) na região Antártica, em que os cetáceos disponibilizam, também através de suas fezes, consideráveis concentrações do

micronutriente ferro, que é limitante na região e está diretamente relacionado com eventos de floração expressiva de grandes diatomáceas (NICOL *et al.*, 2010). Além disso, em decorrência de seus hábitos exclusivamente aquáticos, os cetáceos ultimamente têm sido considerados como indicadores naturais da variabilidade e da degradação ambiental, com algumas espécies sendo descritas como “sentinelas” (BOSSART, 2011; FOSSI *et al.*, 2012). Desta forma, a conservação dos cetáceos é essencial para a manutenção do equilíbrio das comunidades aquáticas.

1.2 Caracterização da Espécie Estudada

O boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864), é um delfínídeo que possui distribuição geográfica restrita à costa oeste do Oceano Atlântico, tendo o nordeste da Nicarágua (13° 40'N) (CARR; BONDE, 2000) – e possivelmente Honduras (15° 58'N, 79° 54'W) (FLORES; SILVA, 2009) – como limite norte e a Baía Norte, em Santa Catarina, Brasil (27° 35'S) (SIMÕES-LOPES, 1988), como limite sul de sua ocorrência. No entanto, essa distribuição perfaz-se de forma descontínua, havendo clara preferência por ambientes costeiros protegidos, como baías e estuários, que costumam ser regiões de baixa profundidade, com valores intermediários de salinidade e elevada produtividade primária (BOROBIA *et al.*, 1991).

Indefinições relativas à taxonomia do boto-cinza permaneceram até meados dos anos 2000, quando estudos de morfometria geométrica do crânio (MONTEIRO-FILHO *et al.*, 2002), juntamente com análises genéticas baseadas no DNA mitocondrial (CUNHA *et al.*, 2005; CABALLERO *et al.*, 2007), indicaram a existência de diferenças substanciais entre os, até então denominados, ecótipos fluvial e marinho. Tais descobertas subsidiaram a revisão taxonômica do gênero, que deixou de ser monoespecífico: *Sotalia fluviatilis*, então, passou a designar as populações que habitam os principais tributários dos rios Solimões e Amazonas – o ecótipo fluvial – enquanto que *Sotalia guianensis* passou a representar aquelas que são encontradas ao longo da costa Atlântica – o ecótipo marinho. Adicionalmente, o uso de marcadores moleculares – como sequências da região controle do DNA mitocondrial – permitiu aferir conhecimentos sobre a filogeografia da espécie. Caballero *et al.* (2010), ao estudar populações de *S. guianensis* encontradas na região caribenha, da América Central e da porção norte do continente sulamericano, evidenciaram a existência de duas Unidades de Manejo (MUs, do inglês *Management Units*): uma para a América Central, Colômbia e Venezuela, e outra para a Guiana, Suriname e Guiana Francesa. De modo semelhante, a identificação de MUs na maior porção do continente sulamericano foi realizada por Cunha *et al.* (2010), cujas análises reportaram a ocorrência de seis MUs altamente diferenciadas, o que indica haver severas restrições no fluxo gênico entre elas: Pará, Ceará, Rio Grande do Norte, Bahia, Espírito Santo e área Sudeste-Sul, esta última abrangendo quase 900 km de litoral desde o estado do Rio de Janeiro até Santa Catarina (Figura 1.1).

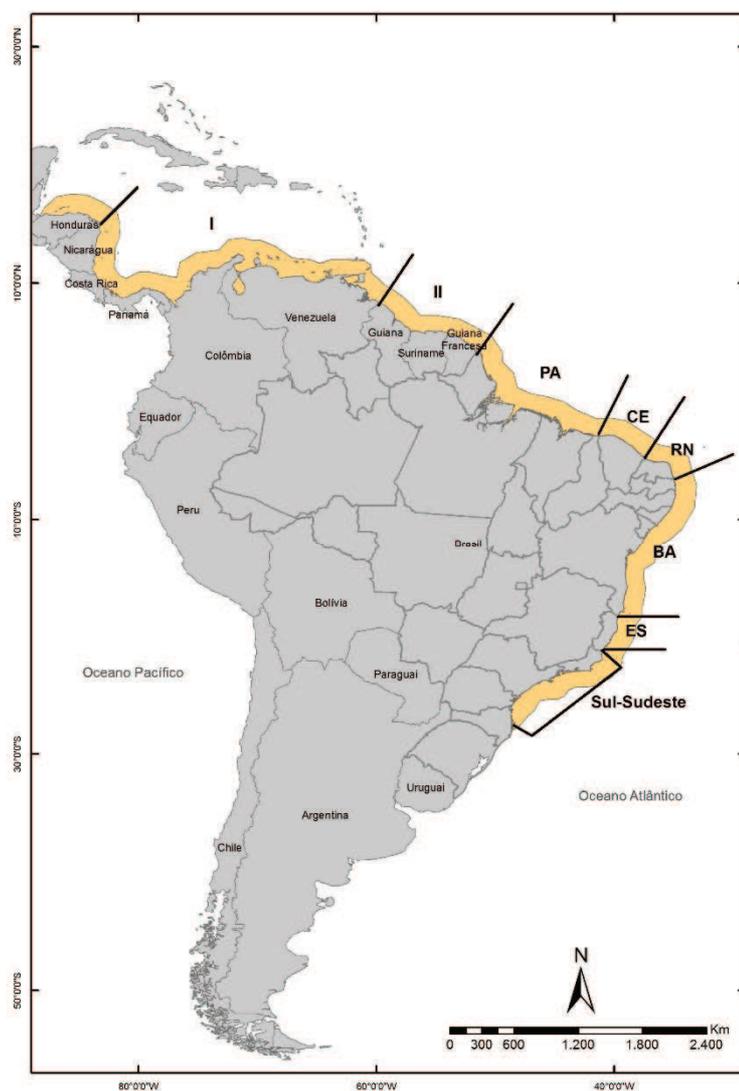


Figura 1.1 - Distribuição geográfica do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (em amarelo) (IUCN, 2014). Entre as linhas contínuas estão as oito unidades de manejo (MUs) identificadas para a espécie até o momento: I (Caribe Colombiano) e II (Guiana Francesa) foram definidas por Caballero *et al.* (2010), ao passo que PA (Pará), CE (Ceará), RN (Rio Grande do Norte), BA (Bahia), ES (Espírito Santo) e Sul-Sudeste foram estabelecidas por Cunha *et al.* (2010). Nenhum exemplar da região de Honduras, local de ocorrência provável da espécie, foi considerado nas análises.

O boto-cinza pode atingir, em média, dois metros de comprimento na idade adulta (FLORES; SILVA, 2009) (Figura 1.2). A longevidade estimada para a espécie é de, aproximadamente, 30 a 35 anos (ROSAS *et al.*, 2003), com machos atingindo a maturidade sexual em torno dos sete anos de idade e fêmeas, entre cinco e oito anos (ROSAS; MONTEIRO-FILHO, 2002). Estima-se que o ciclo reprodutivo das fêmeas ocorra a cada dois anos, caracterizado também por um período gestacional longo (de 11 a 12 meses), com um indivíduo por prole e um longo cuidado parental (de cinco a seis anos) (PERRIN; REILLY, 1984; RAMOS *et al.*, 2000; ROSAS, 2000). O sistema de acasalamento é promíscuo, havendo

indícios de competição espermática em função dos altos valores relativos registrados para os pesos dos testículos dos machos sexualmente maduros (ROSAS; MONTEIRO-FILHO, 2002).



Figura 1.2 - O boto-cinza (*Sotalia guianensis*) na parte oeste da Baía da Ilha Grande, litoral sul do Estado do Rio de Janeiro.

Os principais aspectos morfológicos que favorecem a rápida identificação do boto-cinza são a coloração acinzentada no dorso, variando de rosácea a esbranquiçada na região ventral, além do formato triangular da pequena nadadeira dorsal (SILVA; BEST, 1996). A espécie não apresenta dimorfismo sexual aparente, com machos alcançando comprimentos assintóticos ligeiramente maiores que as fêmeas, embora tais diferenças não sejam significativas (ROSAS *et al.*, 2003). Destacam-se, ainda, os hábitos gregários da espécie, que possui sociedade do tipo fissão-fusão (SANTOS; ROSSO, 2008; CANTOR *et al.*, 2012a), sendo comum a formação de grupos com tamanho médio entre 1 e 30 indivíduos (BOROBIA; ROSAS, 1991). No entanto, grupos contendo mais de 200 indivíduos são registrados na Baía de Sepetiba (SIMÃO *et al.*, 2000) e na Baía da Ilha Grande (LODI; HETZEL, 1998), ambos no litoral sul do Estado do Rio de Janeiro.

A dieta de *S. guianensis* inclui espécies marinhas e estuarinas como peixes demersais e pelágicos pertencentes às famílias Sciaenidae, Clupeidae, Mugilidae, Trichiuridae e Batrachoididae, assim como cefalópodes neríticos da família Loliginidae (BOROBIA; BARROS, 1989; DI BENEDITTO; RAMOS, 2004; FLORES; SILVA, 2009). Além disso, também é verificada a ingestão de algumas espécies de camarões da família Penaeidae, porém com importância secundária (DI BENEDITTO *et al.*, 2001; SANTOS *et al.*, 2002). De modo geral, há o consenso de que a inexistência de seleção de presas confere ao boto-cinza um comportamento alimentar oportunístico e generalista. 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).

Ambientes costeiros são alvos de constantes alterações antrópicas em função das múltiplas utilizações aos quais estão sujeitos, fato que impõe um desafio para a conservação da espécie ao longo de toda sua distribuição geográfica. Apesar de haver poucos estudos referentes ao tema (*vide* ICMBio, 2011 para maiores detalhes), acredita-se que as capturas acidentais em redes de pesca constituem-se como a principal ameaça à sua sobrevivência. Além disso, há relatos de interações negativas com artefatos de pesca e embarcações sem, contudo, provocar a morte imediata do animal (*vide* NERY *et al.*, 2008a). No entanto, diversos estudos desenvolvidos na última década indicam que o boto-cinza encontra-se exposto a elevados índices de poluição química em algumas regiões do Brasil (*e.g.* YOGUI *et al.*, 2003; DORNELES *et al.*, 2008; DORNELES *et al.*, 2010; LAILSON-BRITO *et al.*, 2010). A deterioração do hábitat, muito em função do aporte de esgoto *in natura* ao longo do litoral, também se configura como ameaça potencial à espécie, sendo cada vez mais comum o registro de lesões epidérmicas típicas de animais domésticos nos cetáceos costeiros (VAN BRESSEM *et al.*, 2007).

Mesmo com a intensificação dos esforços de pesquisa nos últimos anos, a União Internacional para Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (IUCN) classifica *S. guianensis* como “dados deficientes” devido à ausência de dados sistematizados para cada MU referentes à abundância populacional, riscos de declínio populacional e taxas de mortalidade não-naturais (IUCN, 2012). Em contrapartida, a espécie encontra-se incluída no “Apêndice I” da CITES (CITES, 2015). Apesar de o *Plano de Ação Nacional para Pequenos Cetáceos* em vigência avaliar que ainda não há dados publicados suficientes para a inserção da espécie numa categoria de ameaça (ICMBIO, 2011), a espécie consta, pela primeira vez, na Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção, categorizada como “Vulnerável” (BRASIL, 2014).

1.3 O Boto-cinza no Litoral Fluminense

As populações de boto-cinza do estado do Rio de Janeiro têm sido objeto de pesquisas desde o final da década de 1980 e, desde então, observa-se um adensamento de informações sobre a espécie, o que, conseqüentemente, subsidia o delineamento de esforços de conservação para a mesma no âmbito estadual. A ocorrência de *S. guianensis* na costa fluminense segue o padrão identificado para toda a extensão da sua distribuição geográfica, com preferências por áreas de baías, estuários e desembocaduras de rios. Neste sentido, são encontradas populações no litoral norte, principalmente em Atafona (distrito do município de São João da Barra), nas proximidades da foz do rio Paraíba do Sul e do rio Itabapoana (RAMOS *et al.*, 2000; DI BENEDITTO *et al.*, 2001), na Baía de Guanabara (PIZZORNO, 1999; AZEVEDO *et al.*, 2004), na Baía de Sepetiba (SIMÃO *et al.*, 2000; NERY *et al.*, 2008b) e na Baía da Ilha Grande (LODI; HETZEL, 1998; ESPÉCIE *et al.*, 2010) (Figura 1.3). Embora haja registros de carcaças encontradas nas praias do litoral centro-norte (DI BENEDITTO; SICILIANO, 2007; LAETA *et al.*, 2010), avistagens de grupos de boto-cinza são consideradas raras para a referida área (MOURA *et al.*, 2009). Acredita-se que tal hiato na distribuição esteja relacionado com as baixas temperaturas (menores que 18°C), que são um fator limitante para a espécie, registradas na região decorrentes do fenômeno da ressurgência (BOROBIA *et al.*, 1991).

Os ambientes costeiros do Rio de Janeiro são constantemente impactados pelas atividades antrópicas realizadas no seu entorno, em função dos elevados índices de densidade populacional humana observados para as cidades limítrofes ao mar e de regiões adjacentes,

como a Baixada Fluminense (SANTOS *et al.*, 2009). Estudos recentes têm revelado que *S. guianensis* atualmente está amplamente exposto a fatores que comprometem sua sobrevivência em médio/longo prazo, como os elevados níveis de poluição química na Baía de Guanabara e na Baía de Sepetiba (LAILSON-BRITO *et al.*, 2010; LAILSON-BRITO *et al.*, 2012) e de poluição sonora subaquática na Baía de Guanabara (BITTENCOURT *et al.*, 2014), e em curto prazo, como interações negativas com artefatos de pesca e colisões com embarcações na Baía de Guanabara (AZEVEDO *et al.*, 2009) e na Baía de Sepetiba (NERY *et al.*, 2008a), podendo estes serem considerados a *causa mortis* de vários indivíduos em Atafona (MOURA *et al.*, 2009).

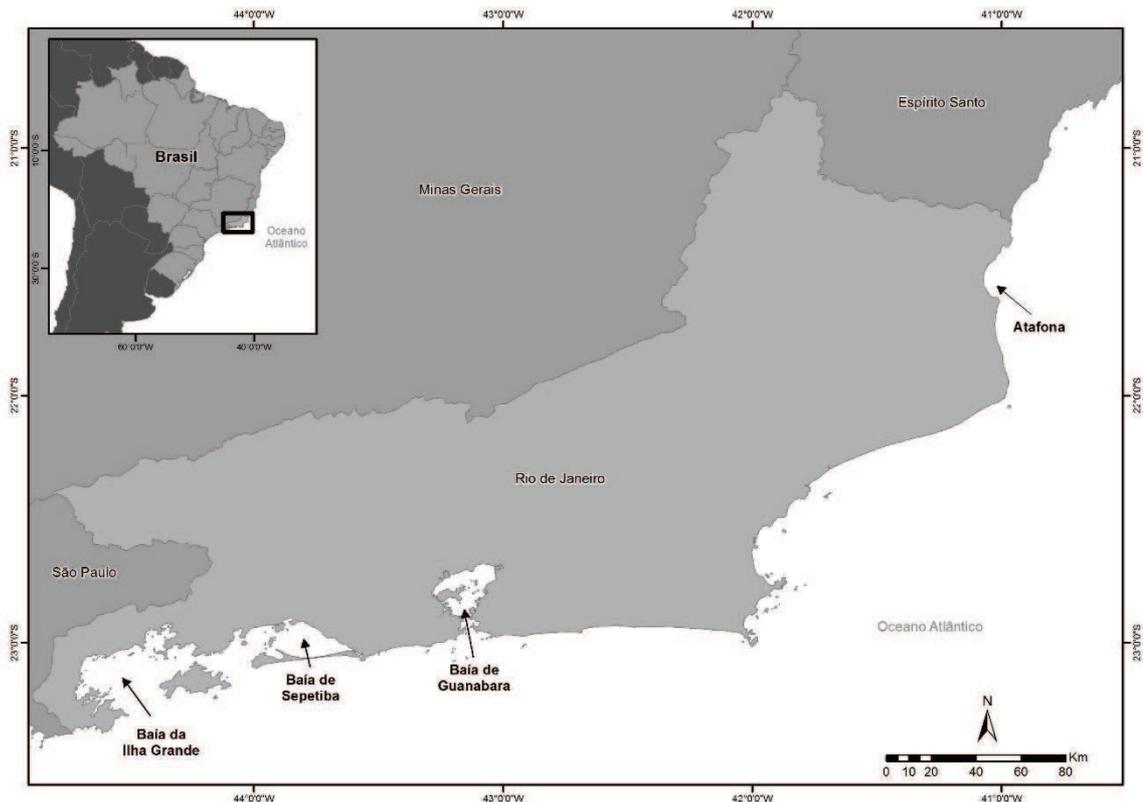


Figura 1.3 - Localização das áreas do litoral do Estado do Rio de Janeiro com registros de populações residentes de *Sotalia guianensis*.

Levando-se em consideração as evidências aventadas até o momento pela comunidade científica de que *S. guianensis* tenha preferência por determinados habitats (*vide* WEDEKIN *et al.*, 2010), com os indivíduos ocupando áreas de vida relativamente pequenas (*vide* FLORES; BAZZALO, 2004) e que suas populações são usualmente residentes (LODI; BOROBIA, 2013), as consequências de tais alterações de hábitat para o boto-cinza podem ser catastróficas. Em virtude do crescente risco de expansão dos vetores de pressão sobre as populações encontradas no litoral fluminense, a espécie consta categorizada como “Críticamente em Perigo” no âmbito estadual (SEA, 2012).

1.4 Foto-identificação como Ferramenta para Estudos de Marcação-recaptura em Cetáceos

Pelo fato de passarem a maior parte do tempo submersos, o que dificulta o estudo desses animais em seu ambiente natural, a necessidade de desenvolvimento de novas técnicas e/ou adaptação de metodologias comumente utilizadas para os mamíferos terrestres é uma demanda constante para melhor conhecer a ecologia dos cetáceos (CONNOR *et al.*, 2000). O advento da técnica de foto-identificação, por exemplo, tornou factível o acesso a dados demográficos considerados importantes para os cetáceos, apresentando como principal vantagem a redução de possíveis interferências no comportamento e na probabilidade de sobrevivência desses mamíferos em seu ambiente natural (WÜRSIG; WÜRSIG, 1977; HAMMOND *et al.*, 1990). Desde sua descrição, tem-se observado que é possível utilizá-la para algumas espécies de cetáceos, com finalidades variadas (*e.g.* BALLANCE, 1990; GONZALEZ, 1994; KARCZMARSKI *et al.*, 1999; MARTEN; PSARAKOS, 1999; SIMÃO *et al.*, 2000; BRÄGER *et al.*, 2002). Adicionalmente, o uso de equipamentos de fotografia digital para este fim também tem favorecido o desenvolvimento das pesquisas por otimizar o processo de aquisição das imagens e, conseqüentemente, o seu processamento (MARKOWITZ *et al.*, 2003; MAZZOIL *et al.*, 2004).

Por intermédio das fotografias tomadas, é formado um banco de dados que tem como base a indicação da presença ou ausência de um animal que possui marcas naturais. No entanto, como toda técnica, a foto-identificação também é vulnerável a falhas operacionais, – inclusive quando o processo de catalogação é realizado por *softwares* específicos (ARAABI *et al.*, 2000; ADAMS *et al.*, 2006), o que pode levar a interpretações errôneas dos parâmetros populacionais estimados. Dessa forma, é preciso garantir que os erros do tipo falso-positivo (quando dois registros de animais diferentes são considerados como referentes a apenas um indivíduo) e do tipo falso-negativo (quando dois registros de um mesmo indivíduo são considerados como de dois animais distintos) sejam minimizados durante a catalogação das fotos (GUNNLAUGSSON; SIGURJÓNSSON, 1990; STEVICK *et al.*, 2001). O detalhamento das rotinas referentes ao processo de catalogação adotado neste estudo encontra-se disponível no Anexo I.

No caso do boto-cinza, o uso da referida técnica tem se mostrado como um eficiente método de marcação-recaptura (*sensu* SEBER, 1982), ainda mais tendo em vista o já relatado comportamento arreado da espécie em relação a embarcações (LODI; BOROBIA, 2013). Atualmente, em função da adoção da foto-identificação, a espécie reúne um (crescente) conjunto de informações relativas ao tamanho populacional (*e.g.* PIZZORNO, 1999; NERY; SIMÃO, 2012; CANTOR *et al.*, 2012b), estrutura social (*e.g.* SANTOS; ROSSO, 2008; CANTOR *et al.*, 2012a; LUNARDI; FERREIRA, 2014; GALVÃO, 2015), a ocorrência de fidelidade de hábitat e padrões de residência (FLORES, 1999; SANTOS *et al.*, 2001; AZEVEDO *et al.*, 2004; NERY *et al.*, 2008b; ESPÉCIE *et al.*, 2010) e as áreas de vida (*e.g.* FLORES; BAZZALO, 2004; ROSSI-SANTOS *et al.*, 2007; OSHIMA *et al.*, 2010) em variados locais ao longo de sua distribuição.

No presente estudo, o reconhecimento individual por foto-identificação foi aplicado para descrever padrões espaciais por indivíduo e sua fidelidade de hábitat (objeto do Capítulo I), assim como para aprimorar a estimativa dos parâmetros populacionais por métodos de marcação-recaptura iniciados por Espécie (2011) (objeto do Capítulo II). Em ambos os casos,

foram tomados os devidos cuidados durante o processo de catalogação dos indivíduos foto-identificados para a redução dos erros anteriormente citados.

1.5 A Baía da Ilha Grande

A Baía da Ilha Grande localiza-se 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 com ampla comunicação com o Oceano Atlântico (SIGNORINI, 1980). Ela é dividida em três unidades fisiográficas: parte 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 parte oeste (correspondente ao embaiamento a oeste da Ilha Grande) (MAHIQUES, 1987). Signorini (1980) aponta que a circulação de água na referida baía é resultado dos efeitos de maré, ventos e diferenças de densidade entre águas oceânicas, provenientes da plataforma continental, que entram pela Baía da Ilha Grande pela porção oeste, e águas mais doces provenientes da Baía de Sepetiba. Existem, no entanto, evidências de que eventos meteorológicos de grande escala, como as ressacas, também possuem papel importante na circulação do sistema de baías da Ilha Grande e Sepetiba (FRAGOSO, 1999; ALVES, 2003).

De modo geral, a Baía da Ilha Grande está inserida numa área relativamente preservada, sendo considerada uma região importante onde ocorrem remanescentes da floresta atlântica insular. Possui uma significativa diversidade de ecossistemas marinhos, sendo em grande parte rodeada por costões rochosos, ilhas, praias arenosas e manguezais, características marcantes da Costa Verde do sudeste brasileiro, onde a Serra do Mar intercepta o litoral em diversos pontos (BELO, 2002). Neste contexto, a Baía da Ilha Grande constitui-se em uma área de grande interesse ambiental, na qual se encontram algumas unidades de conservação. Atualmente, o Ministério do Meio Ambiente considera a região em questão como área prioritária para conservação de espécies marinhas devido ao elevado nível de biodiversidade registrado para a área (MMA, 2007). 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, além de receber do mar, durante os meses de verão, os nutrientes oriundos das águas profundas (Água Central do Atlântico Sul – ACAS) que afloram próximas à costa e penetram na baía pelo canal oeste da Baía da Ilha Grande, causando o fenômeno de ressurgência (SIGNORINI, 1980; CORREA, 1994). 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; VALENTINI, 1998). A elevada produtividade primária aliada à variedade de micro-habitats permite a manutenção de uma biota variada na região, incluindo grandes agregações do boto-cinza (LODI; HETZEL, 1998).

Essa baía, assim como as regiões adjacentes, é um bom exemplo de uso misto e, invariavelmente, conflituoso do espaço costeiro, tendo alguns empreendimentos de grande relevância socioeconômica: um terminal petrolífero (TEBIG), duas usinas nucleares (Angra I e

II) – com uma terceira em construção (Angra III) –, um grande estaleiro (Brasfels), um porto comercial, recentemente adaptado para serviços *offshore*, e ainda, um terminal de exportação de minério de grande porte, que interagem com os ecossistemas locais (BASTOS; CALLADO, 2009). Adicionalmente, a região é alvo de uma intensa atividade turística no local em decorrência das paisagens de beleza cênica existentes em seu interior e arredores. Importa destacar, ainda, a possibilidade de um forte impulso nos investimentos de exploração de óleo e gás na região por conta da proximidade dos sítios de água profunda (pré-sal) da Bacia de Santos, além de oferecimento de suporte logístico às operações dos navios petroleiros (INEA, 2015).

Em função de restrições logísticas e financeiras, houve a necessidade de delimitar a área de estudo para um polígono de aproximadamente 180 km² compreendido entre a Ponta do Rosa, a sudoeste, e a área imediatamente anterior à Ilha Sandri, a nordeste (Figura 1.4). Além dos fatos supracitados, tal decisão também foi fundamentada pelos estudos pioneiros realizados no local por Lodi e Hetzel (1998) e Lodi (2002), que apontam o referido trecho da parte oeste da Baía da Ilha Grande como a área preferencialmente utilizada pelo boto-cinza.

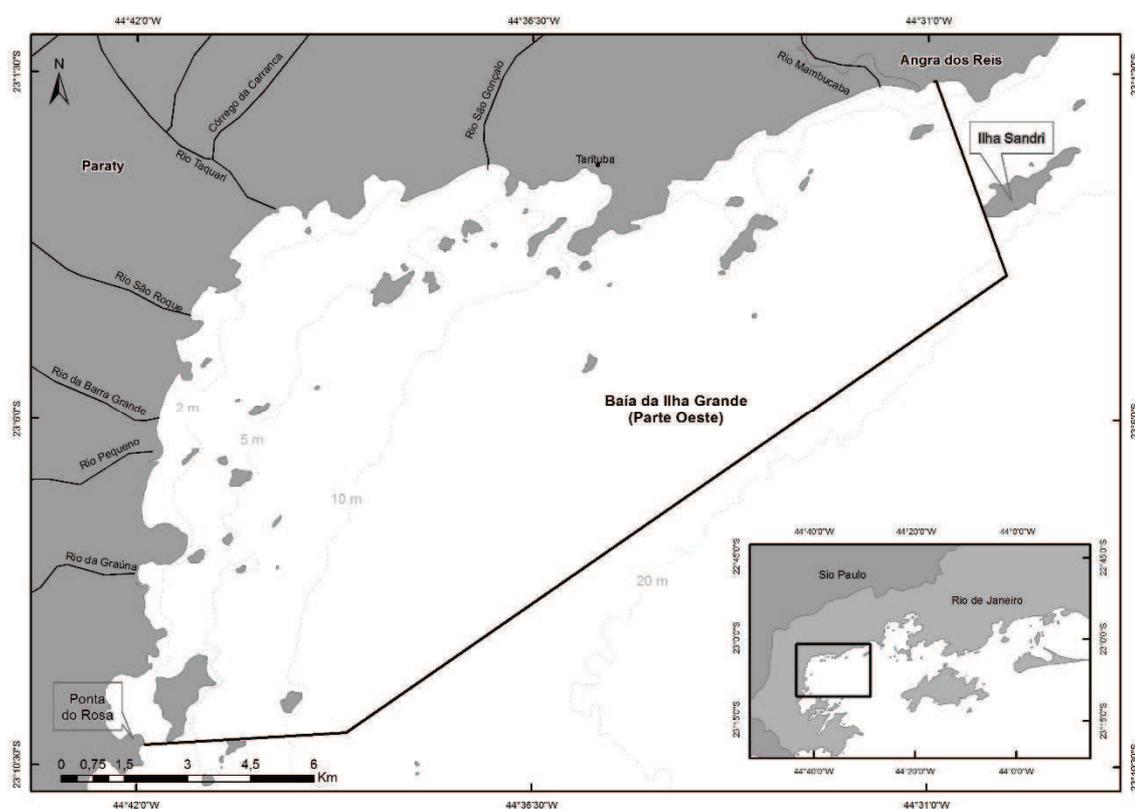


Figura 1.4 - Parte oeste da Baía da Ilha Grande contendo a delimitação da área de estudo (indicada pela linha preta).

1.6 Desenho Amostral e Protocolos de Campo Adotados

Este estudo foi planejado buscando conciliar os propósitos científicos e eventuais restrições logísticas e financeiras que surgiram no decorrer da execução do projeto. Durante a fase inicial, ficou acordado entre os pesquisadores do Laboratório de Bioacústica e Ecologia de Cetáceos da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (LBEC/UFRRJ) que as saídas de

campo deveriam atender prioritariamente aos objetivos da foto-identificação, por se tratar de uma abordagem pioneira para a área de estudo e que viria a subsidiar diversos estudos ecológicos subsequentes, como a realização de censos populacionais. Neste sentido, o protocolo adotado foi o de realizar a busca ativa dos grupos de boto-cinza dentro da área de estudo, tornando possível o registro fotográfico do maior número possível de indivíduos, conforme descrito por Whitehead e colaboradores (2000). Uma vez contemplado este objetivo, os esforços em campo foram redirecionados para as demais atividades (como registros de eventos comportamentais, deslocamento pelos demais trechos da área de estudo, entre outros) sempre que possível.

As campanhas de campo foram realizadas em dois períodos distintos – de maio de 2007 a março de 2010 e de outubro de 2012 a novembro de 2013 –, totalizando 61 cruzeiros. No entanto, grupos de *Sotalia guianensis* foram observados na área de estudo somente em 51 cruzeiros (Figura 1.5).

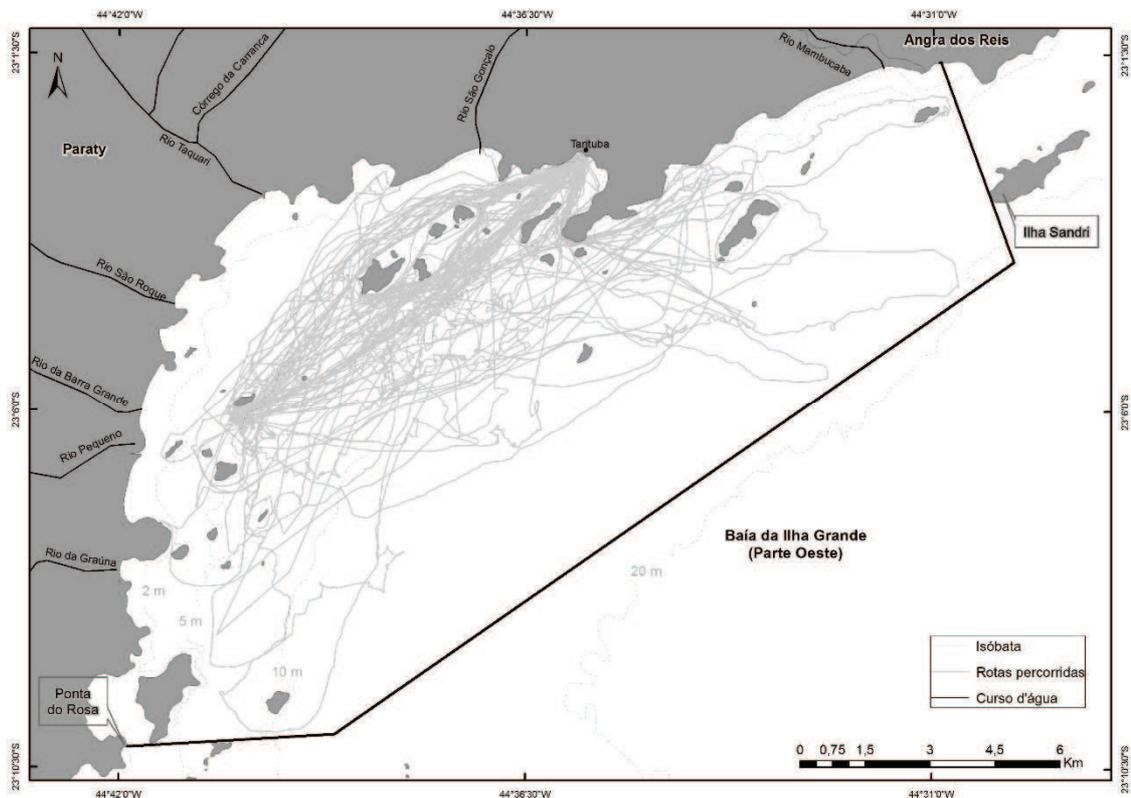


Figura 1.5 - Rotas percorridas nas saídas de campo com avistagens de *S. guianensis* realizadas na área de estudo. As áreas próximas à linha da costa não amostradas correspondem a regiões com baixios de lama costeiros, zona de arrebenção de ondas e/ou lajes submersas.

No primeiro período (Maio/2007 a Março/2010), 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. Esta embarcação desenvolvia uma velocidade média de 15 km/h, fato que comprometeu a amostragem das áreas entre as isóbatas de 10 e 20 m. Além disso, por conta de restrições logísticas, as saídas de barco ao longo do primeiro período foram concentradas em blocos amostrais sazonais, com duração entre 2 a 10 dias consecutivos. Já no segundo período (Outubro/2012 a Novembro/2013), as saídas foram feitas a bordo de uma

embarcação do tipo voadeira (5 m) equipada com motor de popa Mercury (30 HP), que se deslocava a uma velocidade média de 40 km/h. A escolha por uma embarcação mais veloz permitiu que os grupos de *S. guianensis* fossem acompanhados por mais tempo dentro do período contratado (Tabela 1.1), contribuindo diretamente para o registro fotográfico do maior número possível de indivíduos. Por outro lado, apesar dessa otimização, o consumo de combustível pela voadeira foi consideravelmente maior, o que configurou em uma nova restrição financeira para a plena execução do estudo. Como consequência, houve a necessidade de ajustar a duração das coletas dos dados para, no máximo, três horas corridas. Ressalta-se, adicionalmente, que neste segundo período as amostragens ocorreram numa base mensal, por dois dias seguidos, sempre que possível.

As posições geográficas dos grupos avistados foram tomadas a cada 10 minutos no primeiro período e a cada 5 minutos no segundo por aparelhos de GPS (modelos Garmin 72, Garmin E-Trex e Garmin Vista CX). Essa diferença se deu em função da velocidade média de deslocamento das duas embarcações. Paralelamente, utilizou-se câmera digital, modelos Canon EOS 20 D e Canon EOS 40D, ambas equipadas com lente objetiva Canon Zoom EF 75-300 mm 1:4 – 5,6 III USM e cartão de memória de 2 GB, para a construção do catálogo de referência dos indivíduos foto-identificados. Foram tomadas fotografias dos botos que estiveram próximos ao barco, sendo que estes deviam estar também posicionados perpendicularmente à câmera, possibilitando a visualização do contorno da nadadeira dorsal e de possíveis marcas nela presentes. Um segundo observador registrou os dados abióticos (como estado do mar, direção do vento, cobertura do céu, temperatura da água) ao longo das saídas de campo, assim como o horário de início e término das observações e o comportamento exibido pelos botos. O esforço de coleta foi encerrado quando não havia mais espaço no cartão de memória da câmera digital e/ou quando o período contratado para o aluguel da embarcação foi atingido. Além disso, as saídas de barco foram interrompidas sempre que as condições climáticas mudavam repentinamente no mar (aumento da velocidade do vento, chuvas repentinas, entre outros).

Tabela 1.1 – Síntese do esforço de campo empreendido nos dois períodos de coleta de dados na área de estudo.

Primeiro período				Segundo período			
Data da saída	Esforço total (h)	Observação direta (h)	Distância percorrida (km)	Data da saída	Esforço total (h)	Observação direta (h)	Distância percorrida (km)
04-mai-07	3,00	*		05-out-12	3,25	2,42	41,9
05-mai-07	6,25	2,33	12,2	06-out-12	3,60	2,92	19,9
06-mai-07	3,50	*		10-dez-12	1,73	1,32	26,9
07-mai-07	5,00	2,87	31	11-dez-12	1,50	1,12	14,5
08-mai-07	4,00	*		17-dez-12	1,42	0,87	22
11-mai-07	3,91	*		18-dez-12	1,40	1,32	28,2
12-mai-07	0,75	**		15-jan-13	1,77	1,35	27,8
13-mai-07	2,50	1,27	15,9	16-jan-13	0,92	0,50	21,3
25-ago-07	5,17	3,28	23,1	23-fev-13	2,08	1,75	28,4
26-ago-07	5,08	2,88	22,5	24-fev-13	1,37	1,03	24,6
27-ago-07	6,58	2,63	24	09-mar-13	1,50	1,25	36,2
29-ago-07	5,75	0,88	17,1	10-mar-13	1,40	1,10	44,3
30-ago-07	6,00	3,02	32,6	21-abr-13	1,62	1,08	22
31-ago-07	2,50	**		22-abr-13	2,17	1,50	32,8
30-nov-07	5,50	1,88	20,9	25-mai-13	1,75	*	
01-dez-07	3,50	3,23	22,7	26-mai-13	1,92	1,53	36,2
02-dez-07	5,00	2,50	30,5	15-jun-13	0,33	**	
03-dez-07	2,50	1,52	28,8	16-jun-13	1,67	1,25	31,5
05-mar-08	5,00	2,55	26,9	17-jul-13	1,92	1,53	29,2
06-mar-08	5,00	2,88	31,9	18-jul-13	2,00	1,67	23,2
07-mar-08	5,00	2,70	26	11-set-13	1,47	1,00	35,2
08-mar-08	5,50	2,40	40,1	12-set-13	2,28	1,70	37,9
09-mar-08	2,67	1,40	14,6	14-set-13	1,68	1,48	20,4
22-jul-08	4,00	3,35	24,3	15-set-13	2,18	1,62	35,3
23-jul-08	2,00	**		23-out-13	1,50	1,15	19,2
24-jul-08	3,00	2,15	29,6	24-out-13	2,32	2,17	36,6
05-jun-09	5,00	1,83	40,9	20-nov-13	2,25	1,72	38,7
06-jun-09	4,50	0,50	27,8	21-nov-13	2,62	2,30	31,7
16-nov-09	1,17	0,75	10				
17-nov-09	2,50	1,83	19,9				
18-nov-09	4,00	2,50	15,9				
13-mar-10	4,00	*					
14-mar-10	4,00	2,58	19				
Total	110,17	55,73	608,2	Total	49,54	38,65	765,9
Média (±DP)	4,06 (±1,46)	2,23 (±0,81)	24,3 (±7,93)	Média (±DP)	1,84 (±0,64)	1,49 (±0,52)	29,5 (±7,79)

Legenda: * Saídas sem avistagens; ** Saídas interrompidas por fatores adversos. Com exceção do “Esforço total”, apenas as saídas com avistagens foram computadas nos cálculos da média e do desvio padrão (±DP).

1.7 Objetivos e Organização da Tese

O presente estudo teve como objetivo geral consolidar os resultados referentes aos aspectos ecológicos considerados prioritários para o delineamento de estratégias de monitoramento e conservação da população *Sotalia guianensis* que habita a parte oeste da Baía da Ilha Grande, litoral sul do Estado do Rio de Janeiro, após seis anos de coleta de dados.

Foram definidos os seguintes objetivos específicos:

- i. Determinar a ocorrência de fidelidade do boto-cinza em relação à área de estudo, além de descrever os centros de atividades individuais através de ferramentas de geoprocessamento;
- ii. Aprimorar as estimativas de parâmetros populacionais, visando incluir os dados coletados entre os anos de 2012 e 2013;
- iii. Identificar a tendência da população de boto-cinza que habita a parte oeste da Baía da Ilha Grande através de análises de poder estatístico;
- iv. Modelar distintos cenários para caracterizar a viabilidade da população de botos estudada e;
- v. Estimar a área de vida da população de *Sotalia guianensis* na área de estudo.

Esta tese foi dividida em três capítulos distintos. O Capítulo I, intitulado *Considerações sobre a fidelidade de hábitat do boto-cinza na Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro*, o qual aborda itens concernentes ao objetivo específico (i) listado anteriormente. No Capítulo II, cujo título é *Contabilizando a emigração temporária nas estimativas de abundância de Sotalia guianensis na Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro*, constam os resultados e discussões referentes ao objetivo (ii). Por fim, os objetivos específicos (iii) a (v) são contemplados no Capítulo III, intitulado *Viabilidade populacional, área de vida da população e a necessidade de criar uma unidade de conservação marinha para o boto-cinza na Baía da Ilha Grande*.

**2 CAPÍTULO I – CONSIDERAÇÕES SOBRE A FIDELIDADE DE
HÁBITAT DO BOTO-CINZA NA BAÍA DA ILHA GRANDE, RIO DE
JANEIRO**

RESUMO

Indivíduos da população de boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864), da parte oeste da Baía da Ilha Grande (23°02'S, 44°26'W), litoral sul do Estado do Rio de Janeiro, foram catalogados pelo método de foto-identificação entre maio de 2007 e novembro de 2013. Ao todo, foram realizadas 61 saídas de barco na área de estudo, resultando na identificação e catalogação de 666 botos distintos. Dando sequência ao estudo iniciado por Espécie *et al.* (2010), o catálogo de foto-identificação da população em questão agora dispõe de 137 (20,5%) botos *não-residentes*, haja vista que não exibiram episódios de recaptura no decorrer do período de estudo. Além disso, 47% dos botos classificados como *residentes* (n = 249) foram vistos em intervalos de tempo superiores a cinco anos, destacando a elevada fidelidade da população ao local. Os seis indivíduos que apresentaram os maiores índices de fidelidade tiveram suas áreas centrais de atividade estimadas pela função de densidade kernel (kernel 50%), através da qual foi possível identificar o uso intenso de uma pequena área (entre 0,14 e 1,71 km²) no entorno da Ilha Comprida. Os resultados apresentados neste estudo, além de explicitarem a importância da continuidade dos esforços de monitoramento dessa população, corroboram o papel de destaque que as áreas próximas a manguezais e micro-habitats associados – como os baixios de lama – mantêm para a sustentação da biota local, na qual se inclui o boto-cinza, conforme indicado por pesquisas prévias. Não obstante a continuidade das pesquisas na região seja necessária, os resultados aqui apresentados servem de base para o delineamento de estratégias conservacionistas para *S. guianensis* na parte oeste da Baía da Ilha Grande.

Palavras-chave: *Sotalia guianensis*, fidelidade de habitat, área de vida, função de densidade kernel, Baía da Ilha Grande.

ABSTRACT

Guiana dolphins, *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864), were identified in the west side of Ilha Grande Bay (23°02'S, 44°26'W), southern coast of Rio de Janeiro state, between May 2007 and November 2013 using the photo-identification method. A total of 61 surveys provided the identification and cataloguing of 666 individual dolphins. Following on the research started by Espécie *et al.* (2010), the photo-id catalog now is composed of 137 (20.5%) non-resident dolphins. Moreover, 47% of resident dolphins (n = 249) were seen over a five-year period, denoting the species' high site fidelity. The six individuals which showed the highest site fidelity index had their core areas calculated by kernel density estimator (kernel 50%), from which was possible to identify the intense use of a small area (from 0.14 to 1.71 km²) around Comprida Island. The results presented here, apart from highlighting the importance of the *continuum* of monitoring efforts over this population, corroborate the remarkable role of areas nearby mangroves and associated micro-habitats – such as shallow mud areas – for local biota maintenance, which includes Guiana dolphins, as suggested by previous studies. Although research continuity on this population is desirable, results gathered by this study should underpin the design of conservation strategies for *S. guianensis* in the west side of Ilha Grande Bay.

Key words: *Sotalia guianensis*, site fidelity, home range, kernel density estimator, Ilha Grande Bay.

2.1 Introdução

A fidelidade de hábitat, definida como a tendência que um animal possui em retornar para um local previamente ocupado por ele, é uma evidência recorrente na natureza para inúmeras espécies de animais (WHITE; GARROT, 1990; SWITZER, 1993). Sua ocorrência em populações selvagens pode estar relacionada a diversos fatores, como o comportamento reprodutivo ou de interações sociais, a disponibilidade de recursos alimentares e, até mesmo, a territorialidade de um animal (GREENWOOD, 1980). Quantificar este padrão é útil por motivos variados, principalmente por oferecer o suporte necessário para a designação de áreas protegidas, assim como para o desenvolvimento de suas estratégias de manejo – segundo os requerimentos biológicos básicos da espécie-alvo (BRÄGER *et al.*, 2002; GIUGGIOLI; BARTUMEUS, 2012).

A área de vida de um animal, definida por Burt (1943) como a “área percorrida por um indivíduo em suas atividades normais de busca de alimento, acasalamento e cuidado com filhotes”, está intimamente relacionada com sua fidelidade ao hábitat. Em se tratando de área de uso, modelos probabilísticos têm mostrado maior eficiência por descreverem padrões de intensidade de uso do espaço através de modelos baseados em funções de probabilidade de densidade (WORTON, 1989). Esse padrão, conhecido por distribuição de utilização, refere-se à distribuição das frequências relativas das localizações amostradas para o animal monitorado (JENNRICH; TURNER, 1969). Neste sentido, o estimador de kernel (WORTON, 1989), do tipo não paramétrico, é o que tem apresentado os resultados mais satisfatórios dentre os modelos existentes (KERNOHAM *et al.*, 2001; JACOB; RUDRAN, 2006). Ele permite que sejam descritos contornos de probabilidade de densidade (distribuição de utilização) e estimar a área de vida levando em conta a porcentagem da distribuição de utilização segundo os critérios definidos pelo pesquisador (SEAMAN; POWELL, 1996; POWELL, 2000).

Em muitas populações de vertebrados, cada indivíduo utiliza o ambiente disponível de maneira diferenciada. Isto pode acontecer porque diferentes indivíduos ocupam territórios distintos ou porque alguns indivíduos apresentam ligeiras discrepâncias em relação à preferência de hábitat (DEFRAN *et al.*, 1999; MACLEOD, 2013). Geralmente, a porcentagem de 50% de distribuição de utilização é assinalada como uma forma eficaz para a determinação dos centros de atividade (*core areas*), que indicam a(s) área(s) com maior concentração das atividades habituais de um indivíduo em particular ou de um grupo, enquanto que a porcentagem de 95% de distribuição de utilização costuma representar a totalidade da área de vida de um indivíduo ou grupo (SAMUEL *et al.*, 1985; MACLEOD, 2013).

Estudos que tiveram como objetivo caracterizar a fidelidade de hábitat em *Sotalia guianensis* foram conduzidos na Baía Norte - SC (FLORES, 1999), no estuário de Cananeia - SP (SANTOS *et al.*, 2001), no estuário do rio Caravelas - BA (ROSSI-SANTOS *et al.*, 2007), na Baía de Sepetiba - RJ (NERY *et al.*, 2008), entre outras localidades. Para a parte oeste da Baía da Ilha Grande foi feito apenas um levantamento preliminar sobre os padrões de residência, apresentando resultados de curto prazo (ESPÉCIE *et al.*, 2010). Apesar de trazer informações importantes para a espécie, a escala temporal pequena do referido estudo impossibilita a comparação com as demais áreas já estudadas.

De modo semelhante, o boto-cinza também tem sido alvo de pesquisas que buscam elucidar os padrões de uso do hábitat, assim como sobre a área de vida individual em alguns locais ao longo de sua distribuição geográfica. Neste último quesito, destacam-se os estudos realizados por Flores e Bazzalo (2004) na Baía Norte – SC, Rossi-Santos e colaboradores

(2007) para o estuário do rio Caravelas – BA e Oshima e colaboradores (2010) para o estuário de Cananeia – SP. No que diz respeito ao uso do hábitat, um estudo recente sugere que o boto-cinza seja uma espécie hábitat-especialista e seu nicho ecológico pode ser definido em uma faixa estreita de águas rasas (usualmente inferiores a 30 m de profundidade) ao longo da linha da costa (WEDEKIN *et al.*, 2010). Tal fato corrobora as pequenas áreas de vida individuais registradas até o momento para a espécie (LODI; BOROBIA, 2013).

No intuito de consolidar as informações relacionadas à fidelidade de hábitat do boto-cinza na área de estudo, o presente capítulo buscou inserir as análises dos dados dentro de uma perspectiva temporal que permitisse a comparação com os resultados obtidos em outras áreas de estudo, dando sequência ao levantamento iniciado por Espécie *et al.* (2010). Adicionalmente, neste capítulo também são identificadas as áreas preferencialmente utilizadas pelos indivíduos que possuem maior evidência de fidelidade à parte oeste da Baía da Ilha Grande.

2.2 Materiais e Métodos

2.2.1 Coleta dos dados

Os procedimentos adotados para a coleta dos dados constam no item 1.6 da Introdução deste documento.

2.2.2 Montagem do catálogo de referência e do banco de dados associado

Todas as fotografias tomadas passaram por um extenso processo de triagem, de modo a selecionar aquelas que possuíam as características mais adequadas para o reconhecimento das nadadeiras dorsais. Tanto a identificação como a catalogação dos botos foram feitas manualmente, seguindo uma adaptação dos protocolos propostos por Mazzoil *et al.* (2004). Uma descrição detalhada de todo o processo está disponível no Anexo I. Este tipo de análise serviu de base para a criação do Catálogo de Referência para a população que habita a parte oeste da Baía da Ilha Grande. Associado a ele, foi criado também um robusto banco de dados, que contém todas as informações referentes aos eventos de captura e recaptura, este último quando cabível, para cada um dos indivíduos catalogados, incluindo o georreferenciamento dos pontos onde cada indivíduo foi avistado.

2.2.3 Análises relacionadas à fidelidade de hábitat

Os critérios adotados neste estudo para determinar a fidelidade de hábitat para os indivíduos de *S. guianensis* na parte oeste da Baía da Ilha Grande foram adaptados de Ballance (1990), considerando a revisão feita por Morteo *et al.* (2012) sobre o tema. Assim, indivíduos vistos apenas uma vez foram classificados como *não-residentes* e os que apresentaram captura e diferentes eventos de recaptura foram classificados como *residentes*. Dentre os indivíduos residentes, foram observados os seguintes aspectos:

1. Número de dias em que o animal foi foto-identificado;
2. Intervalo de tempo entre a captura e a última recaptura de um animal na área;
3. Índice de fidelidade de hábitat, que foi calculado dividindo o número de dias em que o animal foi foto-identificado pelo total de saídas de campo com observação de grupos.

Adicionalmente, foi calculada a taxa de recaptura, definida como o número de botos recapturados numa mesma saída de campo, dividido pelo total de botos identificados (*i.e.*, capturados e recapturados) naquela saída. A correlação de Pearson foi utilizada a fim de verificar se houve correlação entre a taxa de recaptura de cada saída e o esforço amostral empreendido ao longo de todo o estudo.

2.2.4 Análises relacionadas à área de vida

Os dados contidos no GPS foram transferidos para o computador através do *software* GTM TrackMaker PRO 4.9. Através dele foram geradas planilhas eletrônicas (lidas pelo *software* Microsoft Excel no formato .xls) que continham a relação das coordenadas geográficas de todas as marcações feitas em cada saída de campo. Posteriormente, tendo como base o histórico de captura e recaptura dos indivíduos catalogados para a população, essas planilhas passaram por uma triagem, com o objetivo de selecionar apenas as marcações que continham o registro geográfico dos indivíduos que apresentaram os maiores índices de fidelidade de hábitat no decorrer do estudo. A sincronização da data e horário da câmera fotográfica com o horário que aparecia no visor do GPS em todas as saídas de campo viabilizou o resgate destas informações geográficas *a posteriori*. Ainda em relação aos pontos geográficos, para minimizar os efeitos decorrentes da possível ocorrência de autocorrelação¹ sobre as análises espaciais, optou-se por considerar apenas o primeiro registro feito no GPS para cada indivíduo em cada saída. Ainda assim, apesar de vários estudos indicarem os efeitos prejudiciais da subamostragem ou da amostragem restritiva para alcançar a independência dos dados sobre as análises da área de vida (*vide* MARES *et al.*, 1980; REYNOLDS; LAUNDRE, 1990; SEAMAN; POWELL, 1996; ROONEY *et al.*, 1998; SOLLA *et al.*, 1999; POWELL, 2000), é possível que ainda haja autocorrelação espacial nos registros considerados por conta dos hábitos do boto-cinza, que costuma apresentar indivíduos residentes e com elevada fidelidade de hábitat em várias populações (FLORES; BAZZALO, 2006).

Todas as análises referentes à área de vida foram conduzidas utilizando o *software* ArcGIS 10.2, uma ferramenta de Sistema de Informações Geográficas (SIG) comumente utilizada em investigações espaciais. Seguindo os procedimentos indicados em MacLeod (2013), foram utilizadas as extensões *Spatial Analyst* e *Geostatistical Analyst* do referido programa para a definição das funções de densidade necessárias às análises espaciais. Em função da existência de muitas ilhas na área de estudo, todas as funções de densidade foram calculadas considerando a exclusão dessas áreas, assim como das porções continentais. Nesse contexto, a Carta Náutica DHN nº 1633 foi georreferenciada, servindo como base cartográfica para a delimitação da linha da costa e das ilhas, assim como para a definição das isóbatas. Todos os dados geográficos adotados neste estudo tiveram o SIRGAS 2000 como sistema geodésico referencial, além de estarem projetados em UTM (Zona 23S). Conforme salientado por MacLeod (2013), foi utilizada a função de densidade kernel fixo com distribuição de utilização de 50% (kernel 50%) para identificação das áreas centrais de atividade dos botos mais fiéis à área de estudo, além da distribuição de utilização de 95% (kernel 95%) para estimar a área total utilizada pelos botos. O parâmetro de suavização do kernel (h) foi calculado através do método da largura de referência (h_{ref}), visto que este método é menos sensível a distribuições agrupadas quando comparado ao método da validação cruzada dos quadrados mínimos (h_{lscv}) (HEMSON

¹ Nos estudos espaciais, o conceito de *autocorrelação* faz referência ao quão próximos dois pontos geográficos estão um do outro, fator determinado por análises geoestatísticas, como os variogramas (YAMAMOTO; LANDIM, 2013). Esta questão é fundamental para as estimativas geradas pela função de densidade de kernel, que tem como premissa básica a independência entre dois pontos geográficos (*i.e.*, a ausência de correlação entre os dados espaciais) (SILVERMAN, 1986). O estimador de kernel é aplicado em diversas áreas do conhecimento, desde dados geológicos até socioeconômicos, sendo que, no caso de análises de cunho ecológico (como é o caso das estimativas de área de vida) tal pressuposto é usualmente questionado, tendo em vista que estudos recentes têm destacado que a premissa de independência estatística entre localizações consecutivas na amostra ignora a própria natureza da variável que está sendo medida posto que os animais normalmente se movem de maneira não aleatória (JACOB ; RUBRAN, 2006). Uma discussão ampla sobre esta questão pode ser encontrada em Powell (2000) e em Powell e Mitchell (2012).

et al., 2005; RAYMENT *et al.*, 2009). A função do método da largura de referência é dada pela equação abaixo (WORTON, 1989),

$$h_{ref} = \sigma n^{-1/6}$$

onde n é o número de localizações geográficas, enquanto que σ é calculado pela equação que segue,

$$\sigma = 0,5 \times (\sigma_x + \sigma_y)$$

onde σ_x e σ_y são o desvio padrão das coordenadas geográficas x (longitude) e y (latitude), respectivamente.

2.3 Resultados

Ao longo das 51 saídas de campo com observação dos botos, foram tiradas 54.858 fotografias, dentre as quais cerca de 34% ($n = 18.604$ fotos) atenderam aos requisitos mínimos para identificação das marcas naturais encontradas na nadadeira dorsal. Por conseguinte, a análise dessas fotos permitiu a identificação de 666 indivíduos distintos. Observa-se através da curva cumulativa de identificação que, durante o primeiro período, houve predominância de novas entradas no Catálogo de Referência em detrimento das baixas taxas de recaptura (Figura 2.1). Mesmo com as saídas de campo conduzidas a partir de 2012, novos indivíduos foram catalogados, porém a taxas muito menores. Durante o segundo período, as taxas de recaptura se mantiveram sempre acima de 0,6, sugerindo que a amostragem realizada atingiu índices satisfatórios para este estudo. Destaca-se, ainda, a inexistência de correlação significativa entre a taxa de recaptura registrada em cada saída de campo e o esforço amostral (Pearson, $r = 0,0013$; $p = 0,993$; $N = 51$). O resumo das informações relativas à foto-identificação obtidas em todo o período de estudo encontra-se disponível no Anexo II deste documento.

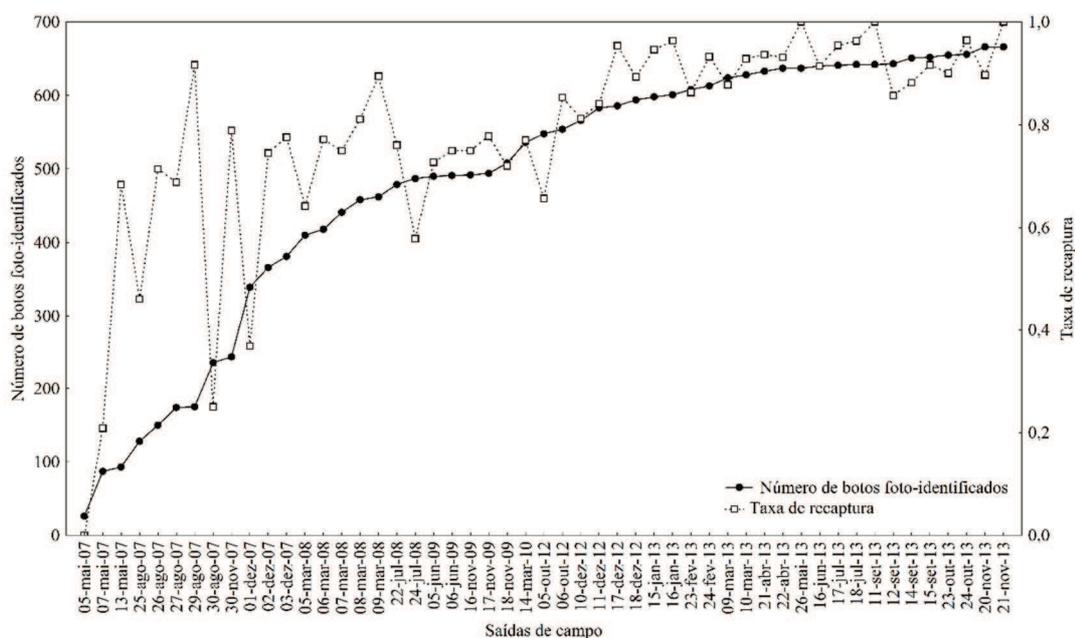


Figura 2.1 - Curva cumulativa de botos foto-identificados na parte oeste da Baía da Ilha Grande no decorrer das 51 saídas de campo realizadas, com suas respectivas taxas de recaptura.

Ao todo, 137 botos (20,5%) foram classificados como não-residentes. Os demais indivíduos foram vistos entre dois e 21 dias na área de estudo, sendo considerados residentes (Figura 2.2). Dentre estes, 249 botos (47%) foram vistos na área por mais de cinco anos, evidenciando o uso recorrente da baía por alguns indivíduos (Tabela 2.1).

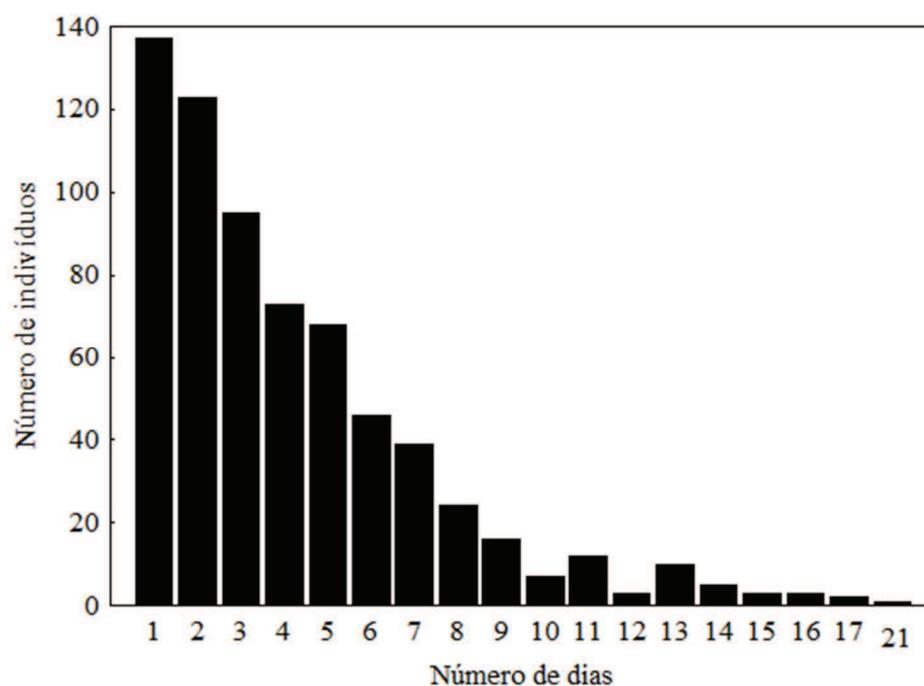


Figura 2.2 - Frequência de avistagem dos indivíduos de *Sotalia guianensis* na área de estudo. Indivíduos não-residentes (n = 137) foram registrados apenas em um dia, enquanto que os residentes (n = 529) apresentaram frequência de avistagem entre dois e 21 dias. Nenhum boto foi visto em 18, 19 ou 20 dias.

Tabela 2.1 - Tempo máximo de residência dos indivíduos na população de boto-cinza da parte oeste da Baía da Ilha Grande, RJ.

Intervalo de tempo (anos)	Número de indivíduos	Frequência relativa (%)
≤ 1	172	32,5
1 - 2	30	5,7
2 - 3	39	7,4
3 - 4	19	3,6
4 - 5	20	3,8
5 - 6	176	33,2
> 6	73	13,8

Ainda considerando apenas os indivíduos residentes, a maior parte dos botos assim classificados (n = 290) apresentou índices de fidelidade de hábitat inferiores a 0,10 (Figura 2.3). Ao todo, seis indivíduos (a saber, PAR 041, PAR 029, PAR 072, PAR 068, PAR 334 e PAR 377) exibiram índices superiores a 0,30 e tiveram suas áreas de vida calculadas.

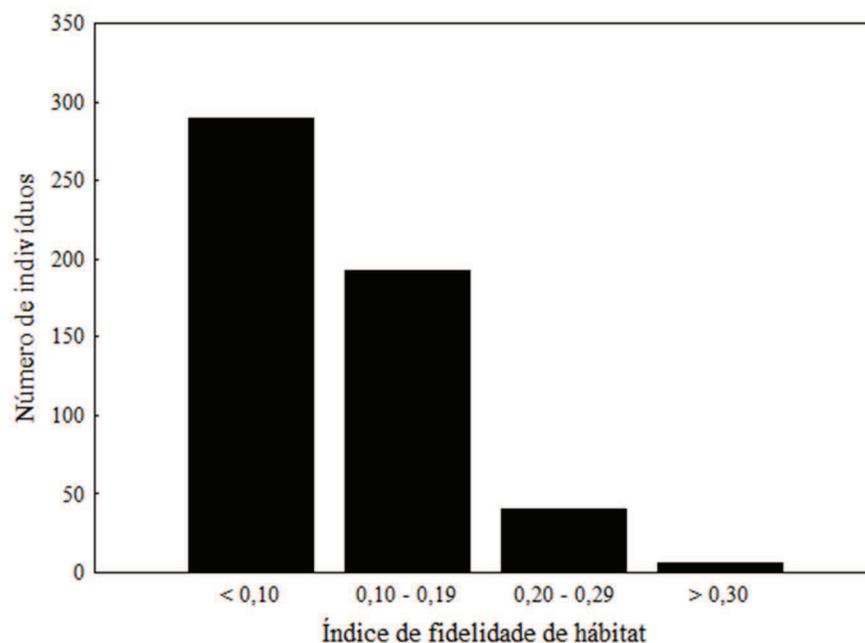


Figura 2.3 - Índices de fidelidade de hábitat registrados para os botos residentes da parte oeste da Baía da Ilha Grande, RJ.

De modo geral, os botos acima referidos apresentaram centros de atividades (kernel 50%) com áreas muito pequenas (entre 0,14 e 1,71 km²), concentradas nos arredores da Ilha Comprida, entre as isóbatas de 2 e 5 metros de profundidade. Apenas o boto PAR 041 exibiu área central de atividade superior a 1 km² (1,71 km²), se estendendo também aos arredores da Ilha do Cedro. A Tabela 2.2 reúne informações sobre a área de vida (kernel 50% e 95%) dos seis indivíduos considerados nas análises. Observando as Figuras 2.4, 2.5 e 2.6 é possível perceber que houve pequenas variações no tamanho das áreas individuais e, embora isto não tenha sido estimado pelo presente estudo, nota-se também uma relativa sobreposição entre todas elas.

Tabela 2.2 - Resumo das informações referentes à fidelidade de hábitat e área de vida dos indivíduos de *S. guianensis* que apresentaram índices de fidelidade superiores à 0,30 na área de estudo.

Indivíduo	Frequência de avistagem (n° de vezes)	Índice de fidelidade	Intervalo de tempo	Kernel 50% (km²)	Kernel 95% (km²)
PAR 041	21	0,41	6 anos e 6 meses	1,71	10,71
PAR 029	17	0,33	6 anos e 6 meses	0,21	4,04
PAR 072	17	0,33	6 anos e 4 meses	0,43	7,52
PAR 068	16	0,31	6 anos e 6 meses	0,14	3,64
PAR 334	16	0,31	5 anos e 11 meses	0,25	3,31
PAR 377	16	0,31	5 anos e 11 meses	0,15	6,49

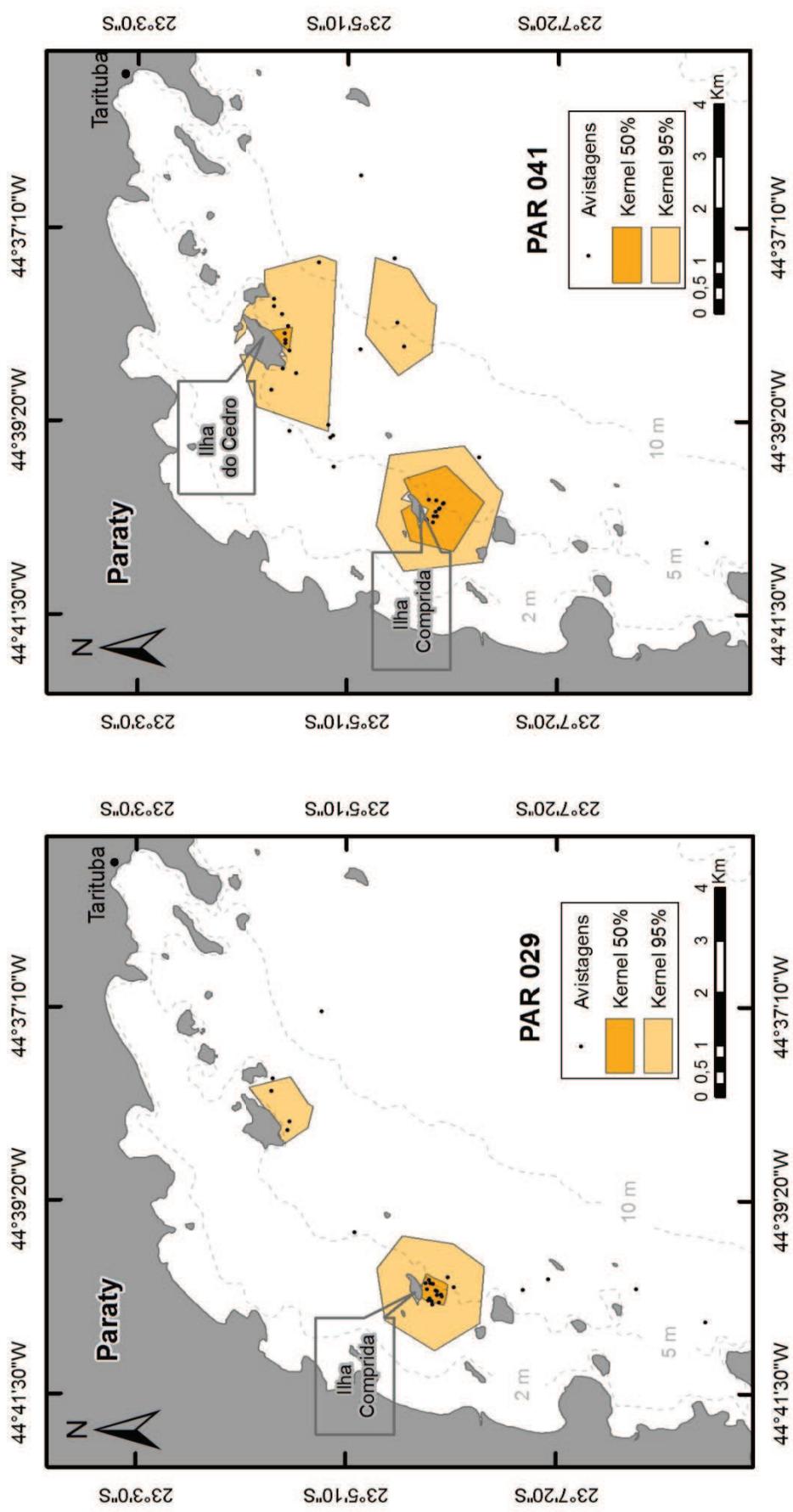


Figura 2.4 - Áreas de vida dos botos PAR 029 (à esquerda) e PAR 041 (à direita) na parte oeste da Baía da Ilha Grande, RJ.

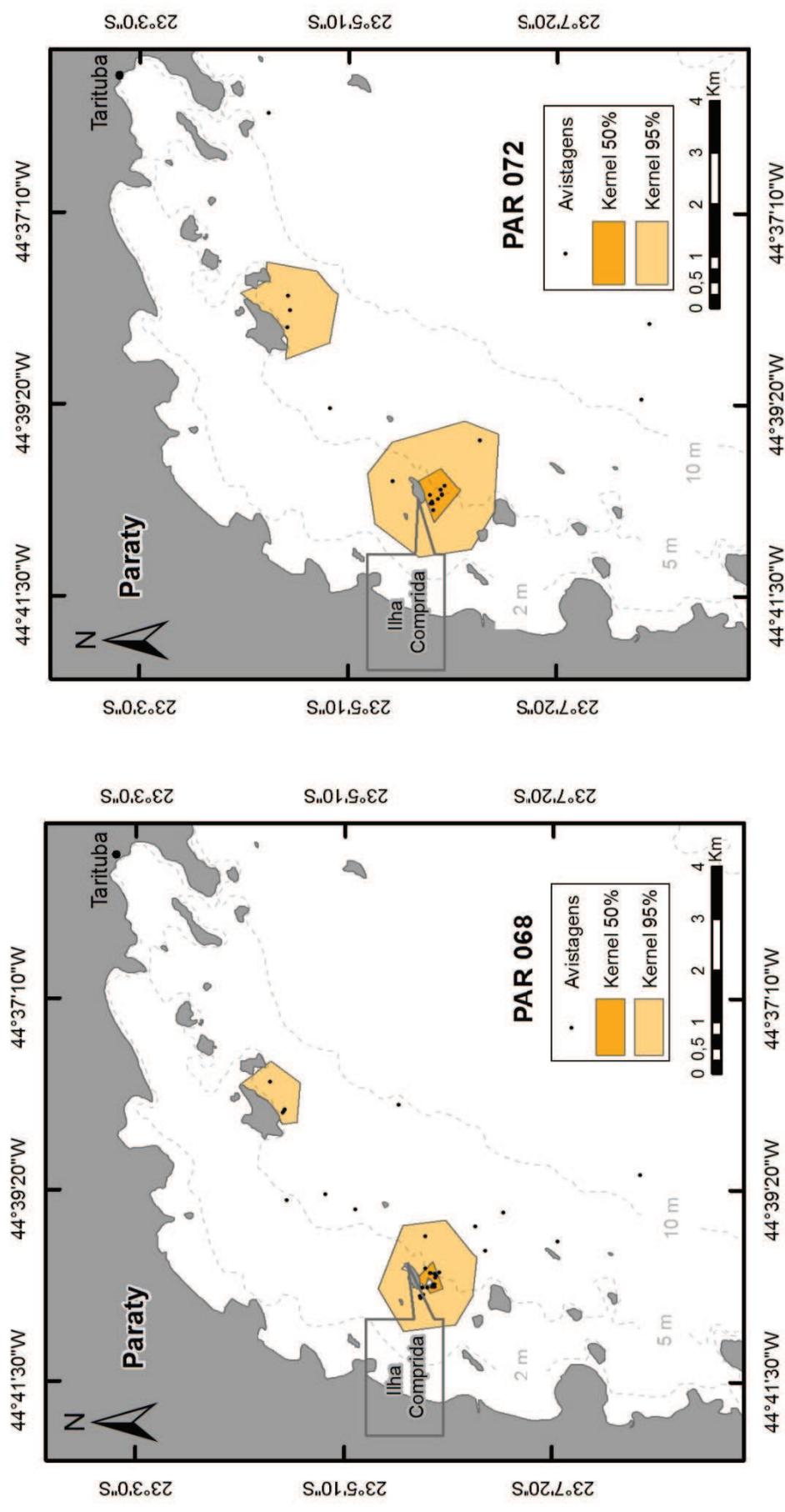


Figura 2.5 - Áreas de vida dos botos PAR 068 (à esquerda) e PAR 072 (à direita) na parte oeste da Baía da Ilha Grande, RJ.

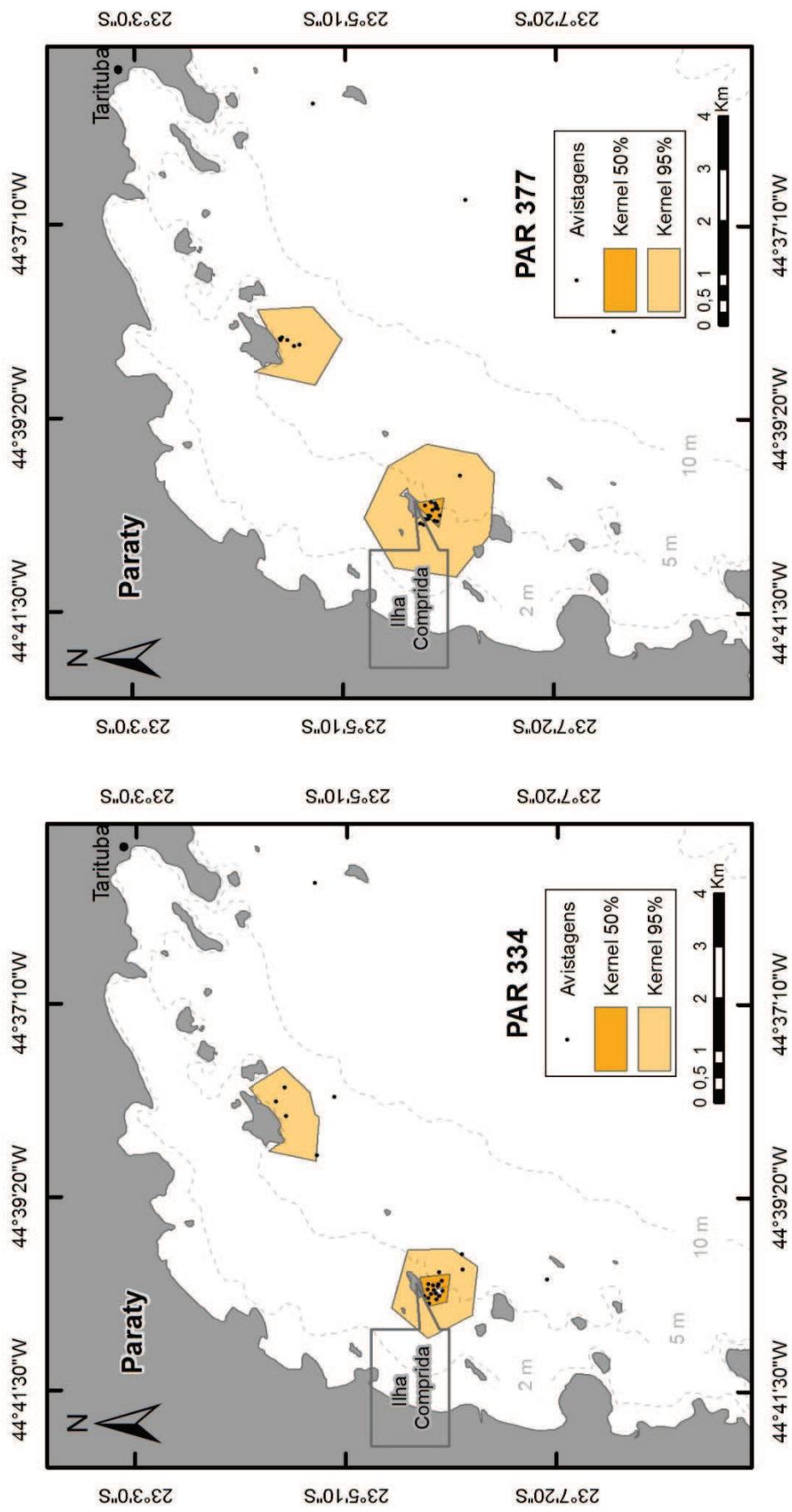


Figura 2.6 - Áreas de vida dos botos PAR 334 (à esquerda) e PAR 377 (à direita) na parte oeste da Baía da Ilha Grande, RJ.

2.4 Discussão

Os resultados apresentados neste capítulo indicam que *S. guianensis* possui fidelidade à parte oeste da Baía da Ilha Grande, com os indivíduos mais fiéis à área apresentando seus centros de atividade restritos a uma pequena área da baía. Este estudo representa o primeiro esforço para avaliar a ocorrência de fidelidade de hábitat do boto-cinza, associada à identificação dos seus centros de atividades individuais, no local. Desde a publicação dos resultados preliminares referentes à foto-identificação (ESPÉCIE *et al.*, 2010), que já se notara a presença de indivíduos residentes como característico para a população, o número de botos catalogados aumentou em 44%, passando de 462 para 666 indivíduos. Embora a comparação a seguir deva ser interpretada com cautela por ser relativa ao número total de botos catalogados em cada período, observa-se que a proporção de botos classificados como *não-residentes* diminuiu desde Espécie *et al.* (2010), caindo de 36,1% ($n = 167$) para os atuais 20,5% ($n = 137$).

A abordagem não paramétrica conferida pelas funções de densidade kernel gera estimativas mais precisas das áreas de vida porque os animais não usam o espaço segundo padrões estatísticos definidos (SEAMAN; POWELL, 1996; POWELL; MITCHELL, 2012). Neste contexto, o parâmetro de suavização do kernel (h) possui posição de destaque para a determinação de estimativas confiáveis (SILVERMAN, 1986). Este parâmetro pode ser calculado de diferentes formas, cabendo ao pesquisador a escolha do h ideal para a análise dos seus dados (GITZEN *et al.*, 2006; POWELL; MITCHELL, 2012; KIE, 2013). Tido por muitos pesquisadores como o melhor método de se calcular h , a efetividade da validação cruzada dos quadrados mínimos (h_{lscv}) tem sido questionada com a evolução dos estudos baseados em radiotelemetria na última década. Uma das principais fragilidades deste método diz respeito à alta sensibilidade a distribuições espaciais agrupadas, produzindo contornos de distribuição bastante fragmentados, o que não é esperado para populações animais (*vide* KIE, 2013 para uma discussão mais ampla sobre o tema). A opção pelo método de referência neste estudo se deu em virtude da quantidade relativamente baixa de pontos geográficos considerados para cada indivíduo, gerando estimativas mais confiáveis do que as produzidas pelo h_{lscv} (cujos valores eram muito baixos). Uma situação semelhante foi observada por Rayment *et al.* (2009) em um estudo sobre a área de vida de uma população de golfinhos-de-Hector (*Cephalorhynchus hectori*) da Nova Zelândia.

Apesar de classificar o esforço amostral aplicado como satisfatório para o presente estudo, alguns aspectos devem ser considerados para a continuidade do monitoramento desta população. A formação de grandes grupos, característico para a espécie na área de estudo, conforme reportado por Lodi (2003a) e corroborado pelo presente estudo, por ser a população que detém o maior número de botos foto-identificados até o momento, dilui consideravelmente as probabilidades de captura e recaptura individuais. Assim, mesmo que o número total de botos catalogados tenha estabilizado com o decorrer do esforço amostral, ainda houve entrada de novos indivíduos no catálogo, reduzindo proporcionalmente as chances de recaptura. Além disso, levando-se em conta o elevado número de grupos com presença de filhotes (TARDIN *et al.*, 2013a), os quais usualmente não apresentam marcas naturais que permitam seu reconhecimento individual, é plausível antever a entrada de “novos” indivíduos no plantel de botos foto-identificados na área de estudo. Somado a isto, é necessário observar também o comportamento arreado da espécie, fator que contribuiu para o baixo aproveitamento (34%) das fotografias tomadas. Considerando os fatos expostos, torna-se necessário avaliar, especialmente na fase de planejamento do desenho amostral, a adoção de alternativas que otimizem a foto-identificação dos botos, como a realização de cruzeiros sistematizados que incluam a cobertura homogênea de toda a área de estudo, a ampliação do esforço de fotografia com a amostragem

simultânea de diferentes grupos por um outro observador ou por períodos de tempo maiores, entre outros aspectos.

Por outro lado, chama a atenção o fato de 47% dos indivíduos residentes estarem presentes na área de estudo por períodos superiores a cinco anos, ressaltando o uso recorrente dos habitats da Baía da Ilha Grande por alguns indivíduos. Este padrão já foi reportado para outras localidades, com alguns botos observados por mais de três anos no estuário do rio Caravelas, Bahia (ROSSI-SANTOS *et al.*, 2007), e na Baía da Babitonga, Santa Catarina (HARDT *et al.*, 2010); mais de quatro anos para o estuário de Cananeia, São Paulo (SANTOS *et al.*, 2001); seis anos para o estuário do rio Paraguaçu, Bahia (BATISTA *et al.*, 2014); oito anos para a Baía de Guanabara, Rio de Janeiro (AZEVEDO *et al.*, 2004); mais de 10 anos para a Baía Norte, Santa Catarina (FLORES; BAZZALO, 2004), chegando a mais de 11 anos para a Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro (NERY *et al.*, 2008). De modo geral, os referidos estudos apontam a concentração de recursos alimentares nas respectivas áreas, que são relativamente abrigadas e sem registros frequentes de predadores naturais, como principais fatores que explicam esse tipo de comportamento em *Sotalia guianensis*.

Estimativas de área de vida provêm informações sobre a localização dos recursos utilizados por uma determinada espécie (FOLSE *et al.*, 1989; SPENCER, 2012). Pesquisas conduzidas em populações silvestres de mamíferos apontam que quanto maior a capacidade de dispersão, maiores são as taxas de mortalidade e menores as chances de reprodução (BLANCO; CORTÉS, 2007; SOULSBURY *et al.*, 2008).

No que diz respeito ao boto-cinza, as poucas pesquisas destinadas à investigação da área de vida têm indicado a ocorrência de centros de atividade relativamente pequenos. Para a Baía Norte, em Santa Catarina, as áreas centrais de atividade foram estimadas entre 1,24 e 1,77 km² (FLORES; BAZZALO, 2004). Já no estuário de Cananeia, litoral sul de São Paulo, as áreas centrais de atividade estiveram entre 0,31 e 8,60 km² (OSHIMA *et al.*, 2010). No estuário do rio Paraguaçu, BA, Batista *et al.* (2014), embora tenham realizado as estimativas apenas através do Mínimo Polígono Convexo, também registraram áreas de vida pequenas para a espécie, variando de 0,97 a 7,69 km². Assim como o registrado para a Baía da Ilha Grande, todos os estudos reportam igualmente a incidência de sobreposição entre as áreas de vida de alguns indivíduos, fator diretamente relacionado à concentração de recursos alimentares nas respectivas áreas pesquisadas.

Neste estudo, com exceção do indivíduo PAR 041, todos os botos apresentaram centros de atividade restritos aos arredores da Ilha Comprida. Essa região é comumente referida pelos pescadores do distrito de Tarituba, Paraty, como “a casa dos botos” (observação pessoal). Essa percepção também foi evidenciada por Lodi (2002), segundo relatos de pescadores tradicionais da região do Centro Histórico da cidade de Paraty.

Levantamentos preliminares indicam a ocorrência de deslocamentos entre as Baías da Ilha Grande e de Sepetiba por alguns indivíduos (GALVÃO, 2013), mas há indícios de que o fluxo gênico entre ambas as populações seja inexistente ou muito reduzido (HOLLATZ *et al.*, 2010), reforçando a alta fidelidade da espécie ao local. O substrato predominante dessa região é o lodo, com incidência de sedimentos argilo-siltosos em função da proximidade à região de manguezal e baixios de lama costeiros do Saco da Barra Grande (LODI, 2002). Segundo a mesma autora, o conjunto de ilhas existente nessa região pode funcionar como passagem (canal entre barreiras de ilhas), o que favorece a captura de itens alimentares já que as presas ficariam emboscadas nesses locais. Como consequência, há a redução do custo energético do

fORAGEAMENTO para os botos, que costumam usar diferentes táticas coordenadas de pesca na área de estudo (TARDIN *et al.*, 2011).

Para os cetáceos costeiros, ambientes com as características citadas anteriormente constituem regiões propícias para o desenvolvimento de filhotes, tendo em vista as limitações fisiológicas que eles exibem nos primeiros anos de vida (NOREN, 2007), assim como o aumento do requerimento energético das mães durante o período de lactação (MILLAR, 1978). De acordo com Galvão (2015), todos os seis indivíduos considerados nas análises espaciais são fêmeas (sendo que os indivíduos PAR 029 e PAR 068 estavam com filhotes entre 2012 e 2013). Os resultados do presente estudo reforçam a importância que as duas áreas, em especial a ilha Comprida, possuem para a criação de filhotes, devendo receber atenção diferenciada no que diz respeito à conservação, além de corroborar os resultados de pesquisas pretéritas tendo em vista que a maioria dos grupos que frequentam a área contém filhotes (LODI, 2003b; TARDIN *et al.*, 2013a). Dentre todo o repertório comportamental exibido por esta população, as atividades relacionadas à alimentação constituem as mais frequentes (TARDIN *et al.*, 2011). Filhotes e juvenis também participam ativamente dessas atividades, evidenciando a importância da área e seu uso recorrente também para a aprendizagem e socialização dos indivíduos novos (TARDIN *et al.*, 2013b).

Ao longo deste estudo foi comum registrar botos adultos e filhotes com partes da superfície corporal sujas de lodo nas fotografias tomadas nas proximidades da Ilha Comprida, em função do contato com o fundo marinho durante as atividades de pesca (Figura 2.7). Registros semelhantes já foram feitos para a espécie no estuário do rio Caravelas, Bahia, por Rossi-Santos e Wedekin (2006). Para os mesmos autores, este comportamento está associado ao forrageio de itens alimentares de hábitos demersais, como os peixes das famílias Ariidae e Scianidae e espécies de camarões. De acordo com Lodi (2002), a comunidade bentônica associada ao fundo lodoso dos arredores da Ilha Comprida e a presença de camarões sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) e branco (*Litopenaeus schmitti*) constituem a base da cadeia trófica local, sendo comum observar grupos de boto-cinza encurralando presas nos baixios de lama costeiros nessa região. Daí a importância de conservar os ambientes de manguezais e bacias hidrográficas a eles relacionados na parte oeste da Baía da Ilha Grande.



Figura 2.7 - Registro de botos foto-identificados com a superfície corporal suja de lama nas proximidades da Ilha Comprida, parte oeste da Baía da Ilha Grande, RJ. Em todas as ocasiões, os botos estavam em atividade de forrageamento.

Espécies que apresentam elevado grau de fidelidade de hábitat são particularmente vulneráveis a declínios populacionais devido à degradação e perda dos ambientes (WARKENTIN; HERNANDEZ, 1996). A predileção por ambientes tão peculiares impõe um desafio para a conservação do boto-cinza ao longo de toda sua distribuição geográfica. Descobertas recentes têm apontado que a espécie é especialista no que se refere ao uso do hábitat (WEDEKIN *et al.*, 2010) e, por conta disso, encontra-se altamente exposta a diversos fatores de pressão antrópica. O caso mais crítico é reportado para a Baía de Guanabara, RJ, onde a espécie ainda resiste, embora em pequeno número, em um ambiente com elevados níveis de poluição e perda de habitats (AZEVEDO *et al.*, 2007; BITTENCOURT *et al.*, 2014). Em virtude dessa distribuição restrita e aparente vulnerabilidade, alguns estudos propõem a inclusão de *S. guianensis* como espécie sentinela dos estuários e baías das regiões costeiras do oeste do Oceano Atlântico Sul (OSHIMA *et al.*, 2010; MOURA *et al.*, 2014). Na Baía da Ilha Grande, a área preferencialmente utilizada pelos botos também é a que dispõe de elevado potencial pesqueiro (LODI, 2002), cuja exploração é feita por embarcações equipadas com redes de arrasto. O constante tráfego de embarcações e as possíveis interações com artefatos de pesca, comumente reportados para a espécie em outras localidades (*e.g.* RAMOS *et al.*, 2001; AZEVEDO *et al.*, 2009), representam as principais ameaças à sobrevivência da espécie em médio e longo prazos na área de estudo.

Mamíferos percebem o ambiente ao seu redor e constroem mapas cognitivos através do hipocampo, cujo tamanho varia de acordo com as pressões seletivas sobre as habilidades cognitivas de mapeamento e sua memória espacial (GALEA *et al.*, 1996; SOLSTAD *et al.*, 2008). A construção desses mapas envolve respostas adaptativas às experiências que o animal adquire com o passar do tempo, denotando seu caráter dinâmico tanto numa escala espacial quanto temporal. Consequentemente, alterações no mapa cognitivo de um indivíduo refletirão diretamente na sua área de vida. Embora ainda não haja nenhum registro na literatura científica de alterações individuais na área de vida em distintos períodos de tempo para o boto-cinza, já foram observadas mudanças na área de vida das populações que habitam a Baía Norte, SC (WEDEKIN *et al.*, 2010), e a Baía da Babitonga, SC (CREMER *et al.*, 2004). Portanto, devido ao pequeno número de indivíduos considerados para as análises ($n = 6$), é conveniente a continuidade dos esforços de monitoramento desta população para o aprimoramento dos resultados concernentes às estimativas de área de vida aqui divulgados, assim como para a inclusão de outros indivíduos nessas análises. Os resultados aqui apresentados servem de base para o delineamento de estratégias conservacionistas para *S. guianensis* na parte oeste da Baía da Ilha Grande.

2.5 Referências Bibliográficas

- AZEVEDO, A. F.; LAILSON-BRITO JR., J.; CUNHA, H. A.; VAN SLUYS, M. A note on site fidelity of marine tucuxis (*Sotalia fluviatilis*) in Guanabara Bay, southeastern Brazil. **Journal of Cetacean Research and Management**, v. 6, n. 3, 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.
- AZEVEDO, A. F.; LAILSON-BRITO JR., J.; DORNELES, P. R.; VAN SLUYS, M.; CUNHA, H. A.; FRAGOSO, A. B. L. Human-induced injuries to marine tucuxis (*Sotalia guianensis*) (Cetacea: Delphinidae) in Brazil. **Marine Biodiversity Records**, v. 2, n. e22, p. 1-5, 2009.
- 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.
- BATISTA, R. L. G.; ALVAREZ, M. R.; REIS, M. S. S.; CREMER, M. J.; SCHIAVETTI, A. Site fidelity and habitat use of the Guiana dolphin, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), in the estuary of the Paraguaçu River, northeastern Brazil. **North-Western Journal of Zoology**, v. 10, n. 1, p. 93-100, 2014.
- BITTENCOURT, L.; CARVALHO, R. R.; LAILSON-BRITO JR., J.; AZEVEDO, A. F. Underwater noise pollution in a costal tropical environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 83, p. 331-336, 2014.
- BLANCO, J. C.; CORTÉS, Y. Dispersal patterns, social structure and mortality of wolves living in agricultural habitats in Spain. **Journal of Zoology**, v. 273, p. 114-124, 2007.
- 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.
- BURT, W. H. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. **Journal of Mammalogy**, v. 24, p. 346-352, 1943.
- CREMER, M. J.; HARDT, F. A. S.; TONELLO JÚNIOR, A. J.; SIMÕES-LOPES, P. C. A.; PIRES, J. S. R. Core areas change in *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) population in Babitonga Bay, Santa Catarina. **Revista UNIVILLE**, v. 9, p. 12-15, 2004.
- DEFRAN, R. H.; WELLER, D W.; KELLY, D. L.; ESPINOSA, M. A. Range characteristics of Pacific Coast bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the southern California bight. **Marine Mammal Science**, v. 15, n. 2, p. 381-393, 1999.
- 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, 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.; 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.

_____. Reply to the comments on Flores and Bazzalo (2004). **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 5, p. 85-88, 2006.

FOLSE, L. J.; PACKARD, J. M.; GRANT, W. E. AI modelling of animal movements in a heterogeneous habitat. **Ecological Modelling**, v. 46, p. 57-72, 1989.

GALEA, L. A. M.; KAVALIERS, M.; OSSENKOPP, K.-P. Sexually dimorphic spatial learning in meadow voles *Microtus pennsylvanicus* and deer mice *Peromyscus maniculatus*. **Journal of Experimental Biology**, v. 199, p. 195-200, 1996.

GALVÃO, C. C. G. **Comparação dos catálogos de foto-identificação das populações de *Sotalia guianensis* (Cetartiodactyla, Delphinidae) da Baía de Sepetiba e Baía de Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil.** 2013. 43 p. Monografia (Bacharelado) – Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

_____. **Identificação e organização social das mães da população de *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864) da Baía da Ilha Grande, RJ, Brasil.** 2015. 68 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.

GITZEN, R. A.; MILLSPAUGH, J. J.; KERNOHAN, B. J. Bandwidth selection for fixed-kernel analysis of animal utilization distributions. **Journal of Wildlife Management**, v. 70, n. 5, p. 1334-1344, 2006.

GIUGGIOLI, L. & BARTUMEUS, F. Linking animal movement to site fidelity. **Journal of Mathematical Biology**, 64, p. 647-656, 2012.

GREENWOOD, P. J. Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. **Animal Behavior**, 28, p. 1140-1162, 1980.

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

HEMSON, G.; JOHNSON, P.; SOUTH, A.; KENWARD, R.; RIPLEY R.; MACDONALD, D. Are kernels the mustard? Data from global positioning system (GPS) collars suggests problems for kernel home range analyses with least-squares cross-validation. **Journal of Animal Ecology**, v. 74, p. 455-463, 2005.

HOLLATZ, C.; FLACH, L.; BAKER, C. S.; SANTOS, F. R. Microsatellite data reveal fine genetic structure in male Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) in two geographically

- close embayments at south-eastern coast of Brazil. **Marine Biology**, v. 158, p. 927-933, 2010.
- JACOB, A. A.; RUDRAN, R. Radiotelemetria em estudos populacionais. In: CULLEN JR, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Orgs.) **Métodos de estudos em Biologia da Conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Editora UFPR, 2006. p. 285-342.
- JENNRICH, R. I.; TURNER, F. B. Measurements of non-circular home range. **Journal of Wildlife Management**, v. 55, p. 227-237, 1969.
- KERNOHAM, B. J.; GITZEN; R. A.; MILLSPAUGH, J. J. Analysis of animal space use and movements. In: MILLSPAUGH, J. J.; MARZLUFF, J. M. (Eds.) **Radio tracking and animal populations**. San Diego: Academic Press, 2001. p. 125-166.
- KIE, J. G. A rule-based *ad hoc* method for selecting a bandwidth in kernel home-range analyses. **Animal Biotelemetry**, v. 1. p. 1-11, 2013.
- LODI, L. **Uso do hábitat e preferências do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis* (Cetacea, Delphinidae), na Baía de Paraty, Rio de Janeiro**. 2002. 167 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.
- _____. 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, p.135-146, 2003a.
- _____. Seleção e uso do hábitat pelo boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae), na Baía de Paraty, Estado do Rio de Janeiro. **Bioikos**, v. 17, p. 5-20, 2003b.
- LODI, L.; BOROBIA, M. **Baleias, botos e golfinhos do Brasil – Guia de identificação**. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 2013. 479 p.
- MACLEOD, C. D. **An introduction to using GIS in Marine Biology – Supplementary workbook four**. Glasgow: Pictish Beast Publications, 2013. 122 p.
- MARES, M. A.; WILLIG, M. R.; BITAR, N. A. Home range size in eastern chipmunks, *Tamias stratus*, as a function of number of captures: statistical biases of inadequate sampling. **Journal of Mammalogy**, v. 61, p. 661-669, 1980.
- 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.
- MILLAR, J. S. Energetics of reproduction in *Peromyscus leucopus*: the cost of lactation. **Ecology**, v. 59, n. 8, p. 1055-1061, 1978.
- MORTEO, E.; ROCHA-OLIVARES, A.; MORTEO, R. Sensitivity analysis of residency and site fidelity estimations to variations in sampling effort and individual catchability. **Revista Mexicana de Biodiversidad**, v. 83, p. 487-495, 2012.

- MOURA, J. F.; HAUSER-DAVIS, R. A.; LEMOS, L.; EMIN-LIMA, R.; SICILIANO, S. Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) as marine ecosystem sentinels: ecotoxicology and emerging diseases. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 228, p. 1-29, 2014.
- 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, 2008.
- NOREN, S. R. Infant carrying behaviour in dolphins: costly parental care in an aquatic environment. **Functional Ecology**, v. 22, n. 2, p. 284-288, 2007.
- OSHIMA, J. E. F.; SANTOS, M. C. O.; BAZZALO, M.; FLORES, P. A. C.; PUPIM, F. N. Home ranges of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) (Cetacea: Delphinidae) in the Cananéia estuary, Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 90, n. 8, p. 1641-1647, 2010.
- POWELL, R. A. Animal home ranges and territories and home range estimators. In: BOITANI, L.; FULLER, T. K. (Eds.) **Research techniques in animal ecology: controversies and consequences**. New York: Columbia University Press, 2000. p. 65-110.
- POWELL, R. A.; MITCHELL, M. S. What is a home range? **Journal of Mammalogy**, v. 93, n. 4, p. 948-958, 2012.
- RAMOS, R. M. A.; DI BENEDITTO, A. P. M.; SOUZA, S. Bone lesions in *Sotalia fluviatilis* (Cetacea) as a consequence of entanglement: case report. **Brazilian Journal of Veterinary Research and Animal Science**, v. 38, n. 4, p. 192-195, 2001.
- RAYMENT, W.; DAWSON, S.; SLOOTEN, E.; BRÄGER, S.; DU FRESNE, S.; WEBSTER, T. Kernel density estimates of alongshore home range of Hector's dolphins at Banks Peninsula, New Zealand. **Marine Mammal Science**, v. 25, n. 3, p. 537-556, 2009.
- REYNOLDS, T. D.; LAUNDRE, J. W. Time intervals for estimating pronghorn and coyote home ranges and daily movements. **Journal of Wildlife Management**, v. 54, p. 316-322, 1990.
- ROONEY, S. M.; WOLFE, A.; HAYDEN, T. J. Autocorrelated data in telemetry studies: time to independence and the problem of behavioural effects. **Mammal Review**, v. 28, p. 89-98, 1998.
- ROSSI-SANTOS, M. R.; WEDEKIN, L. L. Evidence of bottom contact behavior by estuarine dolphins (*Sotalia guianensis*) on the eastern coast of Brazil. **Aquatic Mammals**, v. 32, n. 2, p. 140-144, 2006.
- ROSSI-SANTOS, M. R.; WEDEKIN, L. L.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. Residence and site fidelity of *Sotalia guianensis* in the Caravelas River Estuary, eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 87, p. 207-212, 2007.
- SAMUEL, M. D.; PIERCE, D. J.; GARTON, E. O. Identifying areas of concentrated use within home range. **The Journal of Animal Ecology**, v. 54, p. 711-719, 1985.

- 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 of the United Kingdom**, v. 81, p. 1049-1052, 2001.
- SEAMAN, D. E.; POWELL, R. A. An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. **Ecology**, v. 77, p. 2075-2085, 1996.
- SILVERMAN, B. W. **Density estimation for statistics and data analysis**. London: Chapman and Hall, 1986. 176 p.
- SOLLA, S. R.; BONDURIANSKY, R.; BROOKS, R. Eliminating autocorrelation reduces biological relevance of home range estimates. **Journal of Animal Ecology**, v. 68, p. 221-234, 1999.
- SOLSTAD, T.; BOCCARA, C. N.; KROPFF, E.; MOSER, M.-B.; MOSER, E. I. Representation of geometric borders in the entorhinal cortex. **Science**, v. 322, p. 1865-1868, 2008.
- SOULSBURY, C. D.; BAKER, P. J.; IOSSA, G.; HARRIS, S. Fitness costs of dispersal in red foxes (*Vulpes vulpes*). **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 62, p. 1289-1298, 2008.
- SPENCER, W. D. Home ranges and the value of spatial information. **Journal of Mammalogy**, v. 93, p. 929-947, 2012.
- SWITZER, P. V. Site fidelity in predictable and unpredictable habitats. **Evolutionary Ecology**, v. 7, p. 533-555, 1993.
- TARDIN, R. H. O.; ESPÉCIE, M. A.; NERY, M. F.; D'AZEREDO, F. T.; SIMÃO, S. M. Coordinated feeding tactics of the Guiana dolphin, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), in Ilha Grande Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Zoologia**, v. 28, p. 291-296, 2011.
- TARDIN, R. H. O.; GALVÃO, C. C. G.; ESPÉCIE, M. A.; SIMÃO, S. M. Group structure of Guiana dolphins, *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae), in Ilha Grande Bay, Rio de Janeiro, Southeastern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Research**, v. 41, p. 313-322, 2013a.
- TARDIN, R. H. O.; ESPÉCIE, M. A.; LODI, L.; SIMÃO, S. M. Parental care behavior in the Guiana dolphin, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), in Ilha Grande Bay, southeastern Brazil. **Zoologia**, v. 30, p. 15-23, 2013b.
- WARKENTIN, I. G.; HERNANDEZ, D. The conservation implications of site fidelity: a case-study involving nearctic-neotropical migrant songbirds wintering a Costa Rican mangrove. **Biological Conservation**, v. 77, p. 143-150, 1996.
- WEDEKIN, L. L.; DAURA-JORGE, F. G.; SIMÕES-LOPES, P. C. Habitat preferences of Guiana dolphins, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), in North Bay, Southern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 90, p. 1561-1570, 2010.

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

WORTON, B. J. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. **Ecology**, v. 70, p. 164-168, 1989.

YAMAMOTO, J. K.; LANDIM, P. M. B. **Geoestatística: Conceitos e aplicações**. São Paulo: Oficina de Textos, 2013. 216 p.

**3 CAPÍTULO II – CONTABILIZANDO A EMIGRAÇÃO TEMPORÁRIA
NAS ESTIMATIVAS DE ABUNDÂNCIA DE *SOTALIA GUIANENSIS* NA BAÍA
DA ILHA GRANDE, RIO DE JANEIRO**

RESUMO

O presente estudo teve como objetivo consolidar as informações referentes à abundância populacional e à sobrevivência aparente do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) na parte oeste da Baía da Ilha Grande tendo como base o esforço de foto-identificação realizado entre 2007 e 2013. As estimativas foram geradas através do desenho robusto de Pollock. No intuito de buscar a melhor caracterização da população estudada, os períodos primários foram definidos numa base anual e sazonal (este último considerando o período de chuvas na região). A sobrevivência anual aparente foi estimada em $0,92 \pm 0,02$ (IC 95% = 0,86 – 0,95). Em ambas escalas temporais consideradas, o padrão de movimentos dos botos-cinza da área de estudo parece seguir o modelo Markoviano, com variação temporal na probabilidade de emigração temporária ($\gamma''_{\text{anual}} = 0,03 - 0,52$; $\gamma''_{\text{sazonal}} = 0,04 - 0,46$) e constância na probabilidade de estar fora da área de estudo ($\gamma'_{\text{anual}} = 0,21$; $\gamma'_{\text{sazonal}} = 0,70$). Dessa forma, fica ressaltada a alta fidelidade da espécie ao local numa escala anual e uma maior flexibilidade de seu uso numa perspectiva sazonal. Apesar de possíveis interferências relacionadas à distribuição temporal das saídas de campo, as estimativas de abundância geradas por este estudo apresentaram baixa variação ($CV_{\text{anual}} = 0,055$; $CV_{\text{sazonal}} = 0,095$), fato que favorece a detecção de possíveis variações populacionais com maior precisão. No entanto, a organização dos períodos primários de forma sazonal se mostrou mais suscetível às variações citadas, havendo a necessidade de estudos complementares para melhor investigar essa questão. De acordo com a ponderação dos modelos do desenho robusto, a abundância anual, incluindo a proporção de indivíduos marcados da população, ficou estimada entre 420 e 757 indivíduos. Os resultados obtidos por este estudo, associado aos já publicados para a Baía de Sepetiba, destacam a importância que o litoral sul do Estado do Rio de Janeiro possui para a espécie. Considerando a elevada abundância, o alto número de filhotes na área e o crescimento potencial das atividades humanas no entorno da Baía da Ilha Grande, o planejamento de um monitoramento sistemático desta população torna-se imprescindível para a conservação local da espécie.

Palavras-chave: *Sotalia guianensis*, desenho robusto de Pollock, abundância populacional, sobrevivência aparente, emigração temporária Markoviana, Baía da Ilha Grande.

ABSTRACT

Based on a photo-identification effort accomplished between 2007 and 2013, the main purpose of the present study was to consolidate the results concerning abundance and survival estimates of the Guiana dolphin (*Sotalia guianensis*) population from western Ilha Grande Bay. Estimates had arisen from Pollock's robust design. In order to better characterize the studied population, primary periods were defined in an annual and seasonal basis (with the latter one taking into account the local rainy season). Annual apparent survival was of 0.92 ± 0.02 (CI 95% = 0.86 – 0.95). In both temporal approaches, movement patterns of Guiana dolphins from study area seemed to follow a Markovian model, with time-varying temporary emigration ($\gamma''_{\text{annual}} = 0.03 - 0.52$; $\gamma''_{\text{seasonal}} = 0.04 - 0.46$) and constant probability of being off the study area ($\gamma'_{\text{annual}} = 0.21$; $\gamma'_{\text{seasonal}} = 0.70$). Thereby, considering an annual scale, it is highlighted the species' high site fidelity to the referred bay and a wide flexibility in terms of its usage from a seasonal perspective. Apart from possible interferences related to the unequal survey effort, abundance estimates presented here possess low coefficient of variation ($CV_{\text{annual}} = 0.055$; $CV_{\text{seasonal}} = 0.095$), which favors detection of possible population variations with greater accuracy. However, the seasonal-scheme organization of primary periods was more susceptible to the aforementioned variations, with the need for further studies to better address this question. According to robust design model averaging, annual abundance estimates, including the proportion of marked individuals of the population, varied between 420 and 757 individuals. The results gathered by this study, when coupled to those already published to Sepetiba Bay, emphasize the importance of the southern coast of Rio de Janeiro State for Guiana dolphins. Considering the high local abundance, the high number of calves and juveniles in the area and the potential growth of human activities around Ilha Grande Bay, planning a systematic monitoring of this population is essential for the local conservation of the species.

Key words: *Sotalia guianensis*, Pollock's robust design, abundance estimates, apparent survival, Markovian temporary emigration, Ilha Grande Bay.

3.1 Introdução

Estimativas de abundância possuem grande relevância para o manejo e conservação de populações animais. Pode-se afirmar que tais estimativas são a peça fundamental para a determinação da regulação de remoções populacionais (especialmente para aquelas que são comercialmente exploradas), para decidir a respeito da proteção às espécies, para avaliar os efeitos da predação ou de ações humanas sobre as populações, entre outros fatores (MILLS, 2007). No caso dos cetáceos, a técnica da marcação-recaptura, viabilizada pela foto-identificação, tem possibilitado o acesso a importantes parâmetros demográficos em diversas espécies (e.g. PARRA *et al.*, 2006; BEARZI *et al.*, 2011; NERY; SIMÃO, 2012; CAGNAZZI *et al.*, 2013; MINTZER *et al.*, 2013). A maioria dos estudos citados tiveram como base o uso de estimadores convencionais, considerando tanto modelos para populações fechadas (*sensu* OTIS *et al.*, 1978) – que contabilizam os efeitos da variação temporal, heterogeneidade individual e possíveis respostas comportamentais em relação ao evento de marcação-recaptura –, como também modelos para populações abertas (*sensu* LEBRETON *et al.*, 1992), que têm a estimativa da probabilidade de sobrevivência aparente como principal atributo.

No entanto, devido às dificuldades naturais encontradas para o estudo das populações de cetáceos, algumas estimativas podem não retratar a realidade observada, sendo importante o atendimento aos pressupostos básicos de cada modelo. Modelos para populações fechadas usualmente são robustos em relação a probabilidades de captura heterogêneas entre indivíduos ou ao longo do tempo, mas só são válidos quando consideram curtos períodos de tempo (ou tempo suficiente para garantir que não haja nenhuma perda ou ganho de indivíduos na população) (WILLIAMS *et al.*, 2002). Por outro lado, os modelos para populações abertas permitem a estimativa de abundância da população na presença de perdas e ganhos de indivíduos, mas não de forma tão precisa ou permitindo uma fácil acomodação de probabilidades desiguais de captura, comumente observadas através da heterogeneidade individual ou de respostas comportamentais (LEBRETON *et al.*, 1992). Este último é particularmente sensível à presença de animais transientes na população – que, por definição, diz respeito aos indivíduos que não possuem histórico de recaptura no decorrer da amostragem –, visto que o modelo não distingue entre emigração permanente e morte, fazendo com que as estimativas de sobrevivência sejam subestimadas (PRADEL *et al.*, 1997). De modo semelhante, a ocorrência de emigração temporária na população, caracterizada pela disponibilidade de alguns indivíduos em determinadas ocasiões amostrais e indisponibilidade em outras, também tem efeitos negativos sobre as estimativas geradas pelos modelos para populações abertas (NICHOLS, 2005).

No intuito de unificar os pontos fortes de cada estimador dos modelos acima listados, Pollock (1982) idealizou um novo modelo, chamado de *desenho robusto fechado*, no qual a população é considerada aberta em longo-prazo, tendo uma sequência de estudos de curta duração, de modo a caracterizar o fechamento populacional, sendo conduzidos em paralelo (Figura 3.1). Em termos práticos, o desenho robusto é implementado em diversos períodos amostrais primários, entre os quais existe a possibilidade de ganhos e perdas de indivíduos na população. Cada período primário, por sua vez, inclui diversos períodos amostrais secundários, que são analisados segundo os modelos para populações fechadas. Essa organização amostral permite que a abundância populacional seja estimada para cada período secundário, enquanto que as estimativas de sobrevivência aparente e de movimentos populacionais (emigração e imigração) advêm dos dados agrupados entre os períodos primários (KENDALL, 2014).

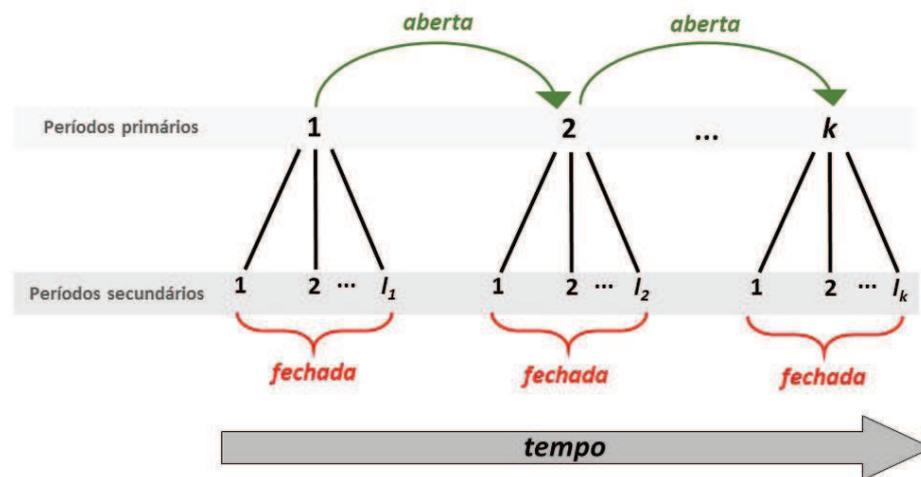


Figura 3.1 - Estrutura clássica referente ao desenho robusto de Pollock. Entre os k períodos primários a população é considerada aberta, ao passo que nos l_k períodos secundários o fechamento populacional é admitido.

A principal vantagem em utilizar o desenho robusto fechado está relacionada ao fato de este modelo prover estimativas mais realistas da sobrevivência aparente, por diluir nas análises o efeito de possíveis movimentos aos quais as populações naturais estão sujeitas. Neste caso, a probabilidade de movimentação é representada pelo parâmetro γ , que indica a probabilidade de um indivíduo estar “indisponível” para a captura em algum período primário em particular (POLLOCK *et al.*, 1990). Posteriormente, Kendall *et al.* (1997) criaram uma parametrização do desenho robusto para efeitos de distinção entre os dois tipos de movimentos que podem ocorrer nas populações: γ' e γ'' . Por definição, o parâmetro γ' representa a probabilidade que um indivíduo tem de estar *fora* da área de estudo, indisponível para captura durante o período amostral primário (i), dado que o animal *não estava* presente na área de estudo no período amostral primário ($i - 1$) e sobrevive até a ocasião amostral (i). Já o parâmetro γ'' indica a probabilidade que um indivíduo tem de estar *fora* da área de estudo, indisponível para captura durante o período amostral primário (i), dado que o animal *estava* presente na área de estudo no período amostral primário ($i - 1$) e sobrevive até a ocasião amostral (i). Em termos mais simples, γ' é o parâmetro relativo à probabilidade de permanência fora da área de estudo (sendo que o seu complemento, $1 - \gamma'$, designa a taxa de retorno dos emigrantes temporários), ao passo que o parâmetro γ'' indica a probabilidade de emigração temporária (KENDALL *et al.*, 1997). O termo “indisponível” utilizado anteriormente se refere à existência de dois estados distintos, um relacionado à probabilidade de o animal ser encontrado dentro da área de estudo (estado observável), enquanto o outro faz menção à possibilidade de um indivíduo não ser encontrado na área de estudo (estado não-observável) (Figura 3.2). Somando o número de indivíduos ditos observáveis com os não-observáveis é que se tem acesso à estimativa do tamanho da superpopulação, enquanto que o parâmetro γ define a probabilidade de movimentos entre os referidos estados (KENDALL, 2014).

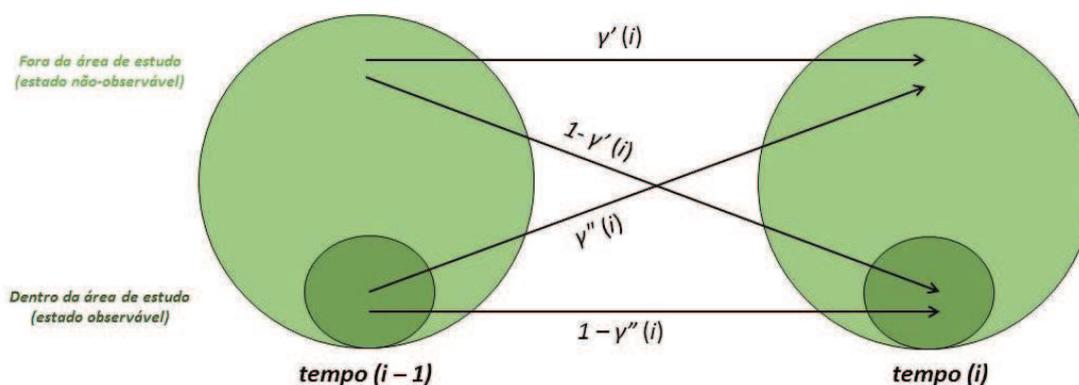


Figura 3.2 - Diagrama representativo da relação entre os parâmetros γ' e γ'' . O círculo maior representa a distribuição da superpopulação. O círculo menor (verde escuro) representa a parte da superpopulação que está disponível para a captura (ou seja, que está dentro da área de estudo), enquanto que a parte mais clara do círculo maior representa os indivíduos indisponíveis para a captura (ou seja, que estão temporariamente fora da área de estudo).

Nos últimos anos, tem sido observado um aumento de estudos em populações de cetáceos que utilizam o desenho robusto como referência para as análises demográficas (e.g. BRADFORD *et al.*, 2006; SILVA *et al.*, 2009; SPEAKMAN *et al.*, 2010; NICHOLSON *et al.*, 2012; DAURA-JORGE *et al.*, 2013). Todos os estudos foram unânimes em destacar que o desenho robusto aparenta ser o mais adequado para a modelagem dos parâmetros demográficos dos cetáceos, principalmente por conta da dificuldade de cobrir toda a área utilizada pela população. Sendo assim, quando a emigração temporária é levada em consideração nas análises, a probabilidade de gerar estimativas com maior grau de precisão e acurácia é maior (KENDALL *et al.*, 1997). No caso do boto-cinza, a maioria das estimativas de abundância disponíveis até o presente envolveu o uso de modelos para populações fechadas ou, ainda, estimativas baseadas em amostragens de distâncias (e.g. PIZZORNO, 1999; CREMER *et al.*, 2011; NERY; SIMÃO, 2012). Apenas duas populações ao longo de sua distribuição geográfica tiveram suas estimativas baseadas no desenho robusto fechado: a que habita o estuário do rio Caravelas, BA (CANTOR *et al.*, 2012a) e a que é encontrada na Baía da Babitonga, SC (SCHULZE, 2012).

Para a Baía da Ilha Grande, um levantamento inicial foi realizado por Espécie (2011), cujas análises foram baseadas em modelos para populações abertas com base em dois anos de coleta de dados, porém contendo alguns resultados inconclusivos. No sentido de dar continuidade ao esforço citado e acrescentar informações referentes à espécie na área de estudo, as análises contidas no presente capítulo contemplaram a modelagem dos parâmetros demográficos através do desenho robusto fechado de Pollock sob duas perspectivas temporais distintas, anual e sazonal, o que comporá a informação básica para o monitoramento da população ao longo do tempo. Adicionalmente, os modelos construídos foram usados para considerar diferentes hipóteses relacionadas à sobrevivência e o tipo de emigração observado para o boto-cinza na parte oeste da Baía da Ilha Grande.

3.2 Materiais e Métodos

3.2.1 Coleta dos dados

Os procedimentos adotados para a coleta dos dados constam no item 1.6 da Introdução deste documento.

3.2.2 Seleção das fotografias e processo de catalogação

O conteúdo referente à esta etapa consta do item 2.2.2 (Capítulo I) do presente documento.

3.2.3 Conceitos adotados

O termo “população” adotado neste estudo seguiu a definição dada por Krebs (2009), que faz referência ao grupo de organismos da mesma espécie ocupando um determinado espaço (no caso, o polígono delimitado na parte oeste da Baía da Ilha Grande indicado na Figura 1.5 do item Introdução deste documento) por um determinado tempo (entre 2007 e 2013).

A expressão “tamanho populacional”, que se refere ao número de organismos individuais na população em um período de tempo particular, foi utilizada de forma sinônima ao termo “abundância” (WILLIAMS *et al.*, 2002).

3.2.4 Organização dos dados e parâmetros estimados segundo o desenho robusto

O histórico de recapturas dos 666 indivíduos foto-identificados (ver Capítulo I) foi reorganizado de modo a possibilitar a análise dos dados segundo as premissas do desenho robusto. Sendo assim, as saídas foram agrupadas de duas formas distintas. A primeira delas considerou os anos como períodos primários, tendo as saídas de campo realizadas no decorrer de cada um como períodos secundários (Tabela 3.1). Pelo fato de ter havido apenas uma saída de campo com observação de botos em 2010, optou-se por incluí-la no período primário referente ao ano anterior. Já a segunda abordagem levou em conta o regime de pluviosidade da região que, de acordo com Soares *et al.* (2014), é fortemente influenciado pela proximidade da Serra do Mar ao litoral. As mesmas autoras apontam que os meses de outubro a março compreendem ao período chuvoso, enquanto que os meses de abril a setembro caracterizam o período seco. Neste sentido, as saídas foram agrupadas tendo os períodos secos e chuvosos como períodos primários e as saídas realizadas em cada um deles como períodos secundários (Tabela 3.2). Convém destacar que em ambas as abordagens o esforço amostral nos períodos secundários foi heterogêneo.

Tabela 3.1 - Dados utilizados nas análises do desenho robusto considerando os anos como períodos primários.

Período primário	Nº de saídas do período secundário	Indivíduos marcados	Indivíduos recapturados
2007	12	381	415
2008	7	106	320
2009/2010	6	49	151
2012	6	58	329
2013	20	72	889

Tabela 3.2 - Dados utilizados nas análises do desenho robusto considerando as estações seca e chuvosa como períodos primários.

Período primário	Nº de saídas do período secundário	Indivíduos marcados	Indivíduos recapturados
Seca/2007	8	235	198
Chuvosa/2007	9	227	472
Seca/2008	4	29	76
Chuvosa/2009	4	45	140
Chuvosa/2012	12	92	722
Seca/2013	10	24	321
Chuvosa/2013	4	14	175

3.2.5 Definição e validação dos pressupostos

De modo geral, os pressupostos do desenho robusto fechado consistem basicamente na combinação dos pressupostos dos modelos para populações abertas com os dos modelos para populações fechadas (POLLOCK *et al.*, 1990; WILLIAMS *et al.*, 2002), a saber:

- i. Todos os indivíduos possuem iguais probabilidades de serem capturados dentro de uma ocasião amostral;
- ii. As probabilidades de captura e de recaptura são iguais (ou seja, não há resposta comportamental);
- iii. As marcas para identificação individual são únicas, permanentes e corretamente distinguíveis;
- iv. O intervalo entre amostras dentro de um período secundário em particular é instantâneo;
- v. A população é fechada dentro dos períodos primários;
- vi. Todos os indivíduos possuem igual probabilidade de sobrevivência e;
- vii. A probabilidade de captura de cada indivíduo é independente da dos demais.

As considerações a respeito da validação dos pressupostos acima citados serão abordadas no item 3.4 deste capítulo.

3.2.6 Procedimentos adotados para a construção e seleção dos modelos

As estimativas, tanto da abordagem sazonal como na anual, foram geradas através do programa MARK versão 8.0 (WHITE; BURNHAM, 1999). Todos os modelos analisados através do desenho robusto fechado consideraram os seguintes parâmetros:

γ_t'' = probabilidade de um indivíduo estar indisponível para captura no período t dado que ele estava vivo e disponível para captura na área de estudo no período primário anterior (probabilidade de emigração temporária);

γ_t' = probabilidade de um indivíduo estar indisponível para captura no período t dado que ele estava vivo e indisponível para captura na área de estudo no período primário anterior (probabilidade de permanência fora da área de estudo);

φ_t = probabilidade de um indivíduo sobreviver do período primário t até o período primário $t + 1$;

p_{ts} = probabilidade de um indivíduo ser capturado no período secundário s do período primário t dado que ele estava vivo e dentro da área de estudo durante o período t .

Em relação à emigração temporária, os modelos construídos tiveram como base a notação disponível em Kendall *et al.* (1997), com aqueles relacionados à emigração do tipo Markoviana, que indica a probabilidade de um indivíduo estar indisponível para captura durante o período primário (t), sendo representados por $\gamma_t' \gamma_t''$. Quando a emigração temporária é aleatória, usou-se a notação $\gamma_t' = \gamma_t''$. A inexistência de emigração temporária foi representada pela notação $\gamma_t' = \gamma_t'' = 0$. O tamanho da população (\hat{N}) foi estimado através da parametrização completa da verossimilhança (KENDALL, 2014). Conforme a necessidade, foram aplicadas restrições (a penúltima e a última probabilidade de emigração temporária foram ajustadas como iguais) para que os parâmetros se tornassem identificáveis nas estimativas (KENDALL *et al.*, 1997).

Combinações dos modelos, que tiveram os parâmetros ajustados para serem constantes (\cdot), variarem com o tempo (t) ou variarem de acordo com a coorte de captura (a_2), foram consideradas para cada tipo de emigração temporária anteriormente citada. A probabilidade de captura variou com o tempo tanto para os períodos primários como para os secundários. Nenhum modelo considerou a possibilidade de probabilidade de captura constante, visto que as condições ambientais não foram constantes ao longo do tempo. No caso deste estudo, modelos que consideram os efeitos de respostas comportamentais não foram ajustados aos dados pelo fato de a foto-identificação (método usado para a “captura” dos indivíduos) não requerer a manipulação ou captura física dos botos (PARRA *et al.*, 2006). Sendo assim, a probabilidade de recaptura (c) foi ajustada como igual à probabilidade de captura (p) para todos os modelos testados. Para averiguar os efeitos da heterogeneidade na probabilidade de captura, foram considerados os modelos de mistura finita (PLEDGER, 2000), onde os botos podem pertencer ao grupo de animais que possuem probabilidade de captura p_1 ou ao grupo de indivíduos que possuem probabilidade de captura p_2 (ou seja, duas misturas para a probabilidade de captura, $2 - pi$). Sendo assim, estes modelos foram ajustados somente quando a emigração temporária não foi considerada (*i.e.*, quando $\gamma_t' = \gamma_t'' = 0$), pois ainda não há parametrização completa da verossimilhança disponível para tais (KENDALL *et al.*, 1997).

O Critério de Informação de Akaike corrigido para pequenas amostras (AIC_c) foi utilizado para a seleção do modelo mais parcimonioso, que é caracterizado por ter o menor valor de AIC_c dentre todos os modelos construídos. Entretanto, também foi considerada a

ponderação dos modelos que apresentaram $\Delta AIC_c < 2$ para obter estimativas mais precisas dos parâmetros (BURNHAM; ANDERSON, 2002). Adicionalmente, para testar as hipóteses biológicas indicadas entre os modelos aninhados¹, foram aplicados testes de proporção da verossimilhança (BURNHAM; ANDERSON, 2002).

3.2.7 Estimativa do tamanho total da população

Como as estimativas geradas pelo desenho robusto foram baseadas apenas nos indivíduos identificáveis da população, houve a necessidade de incorporar a proporção de animais sem marcas, notadamente filhotes e juvenis, nas análises. Neste caso, o tamanho total da população (\hat{N}_θ) de boto-cinza ocorrendo na parte oeste da Baía da Ilha Grande foi calculado dividindo as estimativas do tamanho populacional geradas pelos modelos anteriormente citados (\hat{N}) pela proporção de indivíduos identificáveis na população ($\hat{\theta}$) (WILLIAMS *et al.*, 1993). Neste estudo, a proporção de indivíduos identificáveis foi obtida pelo número de fotografias que continham o registro de botos com marcas permanentes na nadadeira dorsal. A variância aproximada do tamanho populacional total foi calculada pelo método delta (WILLIAMS *et al.*, 2002):

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

onde n é o número total de indivíduos através do qual \hat{N} foi estimado. Intervalos de confiança log-normais a 95% foram determinados segundo Burnham *et al.* (1987), com o limite inferior calculado por $\hat{N}_\theta^I = \hat{N}_\theta / C$ e o limite superior por $\hat{N}_\theta^S = \hat{N}_\theta \times C$, com C sendo calculado por:

$$C = \exp \left[\frac{z_\alpha}{2} \times \sqrt{\ln \left(1 + [CV(\hat{N}_\theta)]^2 \right)} \right]$$

onde z é o desvio normal, $\alpha = 0,05$ e CV é o coeficiente de variação.

¹ De acordo com Cooch e White (2014), dois modelos são considerados aninhados se um deles pode ser reduzido ao outro através da imposição de um conjunto de restrições lineares sobre o vetor de parâmetros. Por exemplo, considere os seguintes modelos distintos para os parâmetros sobrevivência (φ) e captura (p): $\varphi_t p_t$ (sobrevivência variando com o tempo, assim como a captura) e $\varphi . p_t$ (sobrevivência constante e captura variando com o tempo). Diz-se que os dois modelos são aninhados porque o segundo sofreu uma redução no número de parâmetros relativos à sobrevivência. Em termos práticos, imaginando que o estudo tenha contemplado cinco ocasiões amostrais distintas, temos quatro intervalos de tempo entre elas para estimar o parâmetro sobrevivência. Portanto, o modelo $\varphi_t p_t$ (também chamado de modelo completo), por considerar a variação temporal, terá quatro parâmetros para estimar a sobrevivência (um para cada intervalo de tempo). Já o modelo $\varphi . p_t$ (também chamado de modelo reduzido), por considerar que não há variação temporal na sobrevivência, terá apenas um parâmetro a ser estimado (todos os intervalos de tempo possuem iguais probabilidades de sobrevivência). Quaisquer dois modelos aninhados podem ser estatisticamente comparados através de testes de proporção da verossimilhança (em inglês: *likelihood ratio test*, LRT). Considerando que o modelo reduzido (que possui menos parâmetros) é satisfatório, a diferença dos erros padrões entre dois modelos aninhados é calculada pela estatística χ^2 com n graus de liberdade, onde n é obtido pela diferença do número de parâmetros entre os dois modelos testados.

3.2.8 Estimativa da taxa de substituição (*turnover*) da população

Em caráter complementar aos resultados referentes ao tamanho populacional gerados por este estudo, foram realizadas estimativas da taxa de substituição (*turnover*) da população, tanto na escala anual como na sazonal.

A taxa de substituição foi adaptada de Nichols *et al.* (1998), sendo definida neste estudo como a probabilidade de um indivíduo marcado não estar presente na população durante a ocasião amostral (i), porém ser capturado na ocasião amostral seguinte ($i + 1$). O parâmetro atinge o valor máximo 1 quando todos os indivíduos presentes no período ($i + 1$) não estiveram presentes na ocasião (i) e o valor mínimo 0 quando todos os indivíduos presentes em ($i + 1$) são sobreviventes do período (i) (WILLIAMS *et al.*, 2002).

3.3 Resultados

3.3.1 Estimativas anuais

Dentre os 12 modelos criados, o que apresentou sobrevivência aparente constante, emigração temporária do tipo Markoviana (com variação temporal em γ'' e γ' constante) e probabilidade de captura variando dentro e entre os anos foi o que melhor se ajustou aos dados (modelo 1; $AIC_c = 2.133,04$; Tabela 3.3). De modo geral, os modelos que não consideraram a ocorrência de emigração temporária não receberam suporte pelo AIC_c (modelos 9 a 12; Tabela 3.3). Ao comparar modelos aninhados, os testes de proporção da verossimilhança deram suporte ao modelo 2 (sobrevivência variando entre os períodos primários assim como a emigração, que neste modelo é aleatória; $\chi^2 = 1,62$; $gl = 1$; $P = 0,204$) e também ao modelo 3 (sobrevivência constante e emigração temporária Markoviana com γ'' e γ' variando entre os períodos primários; $\chi^2 = 0,99$; $gl = 1$; $P = 0,319$). Por outro lado, estes mesmos testes indicaram que a sobrevivência relativa constante combinada com a emigração temporária aleatória variando entre os períodos primários não correspondem à realidade da população estudada (modelo 4: $\chi^2 = 7,02$; $gl = 2$; $P = 0,029$).

Tabela 3.3 - Conjunto de modelos, organizados por ordem decrescente de AIC_c , submetidos ao desenho robusto de Pollock para estimativas anuais da sobrevivência relativa (ϕ), emigração (γ), captura (p) e recaptura (c) da população de boto-cinza da parte oeste da Baía da Ilha Grande. A notação adotada nos modelos segue o descrito em Kendall *et al.* (1997): $\gamma''(x) \gamma'(x)$ = modelo com emigração Markoviana; $\gamma''(x) = \gamma'(x)$ = modelo com emigração aleatória; $\gamma'' = \gamma' = 0$ = modelo sem emigração temporária; pi = proporção de mistura; $p(x) = c(x)$ = ausência de respostas comportamentais.

Nº do modelo	Modelo	AIC_c	ΔAIC_c	Peso de AIC_c	Verossimilhança do modelo	Nº de parâmetros
1	$\{\phi(.) \gamma''(t) \gamma'(.) p(ts) = c(ts)\}$	2.133,04	0	0,384	1	62
2	$\{\phi(t) \gamma''(t) = \gamma'(t) p(ts) = c(ts)\}$	2.133,52	0,48	0,302	0,787	63
3	$\{\phi(.) \gamma''(t) \gamma'(t) p(ts) = c(ts)\}$	2.134,14	1,10	0,221	0,577	63
4	$\{\phi(.) \gamma''(t) = \gamma'(t) p(ts) = c(ts)\}$	2.135,87	2,83	0,093	0,242	60
5	$\{\phi(t) \gamma''(.) = \gamma'(.) p(ts) = c(ts)\}$	2.195,19	62,15	0	0	59
6	$\{\phi(t) \gamma''(t) \gamma'(t) p(ts) = c(ts)\}$	2.214,84	81,80	0	0	61
7	$\{\phi(.) \gamma''(.) \gamma'(.) p(ts) = c(ts)\}$	2.229,12	96,08	0	0	59
8	$\{\phi(.) \gamma''(.) = \gamma'(.) p(ts) = c(ts)\}$	2.229,45	96,42	0	0	58
9	$\{\phi(t) \gamma'' = \gamma' = 0 p(ts) = c(ts)\}$	2.281,50	148,46	0	0	60
10	$\{\phi(.) \gamma'' = \gamma' = 0 p(ts) = c(ts)\}$	2.293,05	160,02	0	0	57
11	$\{\phi(t) \gamma'' = \gamma' = 0 p(s) = c(s)\}$	3.342,33	1209,29	0	0	13
12	$\{\phi(a2) \gamma'' = \gamma' = 0 pi(s) = p(s)\}$	3.357,87	1.224,83	0	0	14

Tomando como referência o modelo mais parcimonioso, após a ponderação dos modelos cujo $\Delta AIC_c < 2$, a sobrevivência aparente da população ficou estimada em $0,92 \pm 0,02$ (IC 95% = $0,86 - 0,95$). As probabilidades de captura variaram bastante (de 0,01 a 0,42) entre

e dentro dos períodos primários, usualmente apresentando valores baixos. A probabilidade de permanência fora da área de estudo γ' foi considerada constante, estimada em $0,21 \pm 0,13$ (IC 95% = 0,03 – 0,69), ao passo que a probabilidade de emigração temporária γ'' variou entre os períodos primários, com a menor taxa registrada no intervalo entre os anos de 2012 e 2013 (Figura 3.3).

O tamanho da população variou entre os anos, atingindo os menores valores no ano de 2012 (Tabela 3.4). As estimativas ponderadas da abundância segundo o desenho robusto de Pollock variaram entre 255 e 480 indivíduos marcados (Tabela 3.4). Após a inclusão da proporção de indivíduos não marcados na população, a abundância total da população de *S. guianensis* da parte oeste da Baía da Ilha Grande ficou estimada entre 420 e 757 indivíduos (Tabela 3.4).

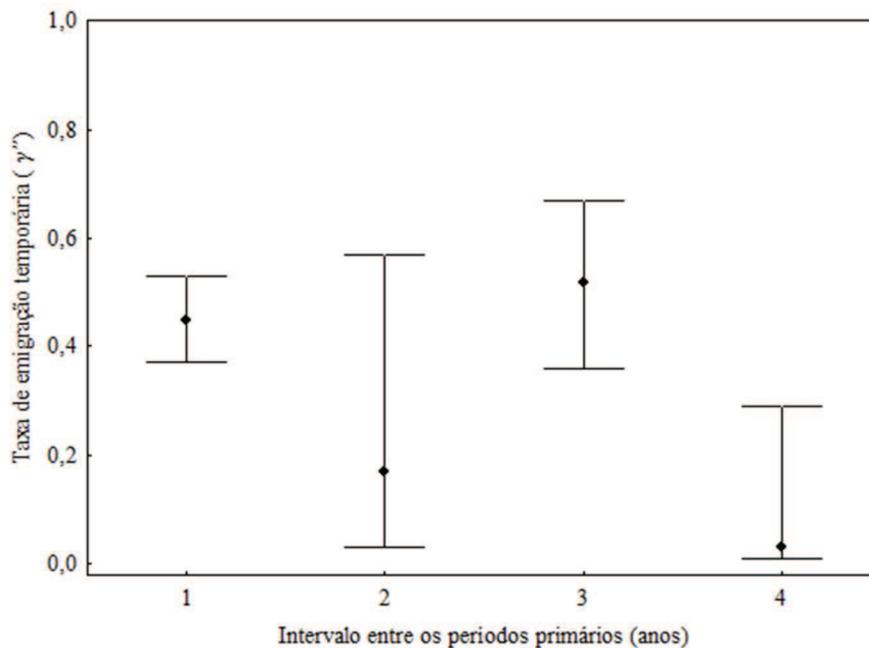


Figura 3.3 - Taxas de emigração temporária, após a ponderação dos modelos, registradas para os períodos primários anuais na área de estudo. As barras indicam o intervalo de confiança (95%). Intervalo 1 = entre os anos 2007 e 2008; Intervalo 2 = entre 2008 e 2009/2010; Intervalo 3 = entre 2009/2010 e 2012; e Intervalo 4 = entre 2012 e 2013.

Tabela 3.4 - Estimativas de abundância (\hat{N}) da população de *Sotalia guianensis* da parte oeste da Baía da Ilha Grande entre os anos de 2007 e 2013, incluindo também a proporção de indivíduos marcados da população (\hat{N}_θ), derivadas a partir do desenho robusto de Pollock.

Ano	População marcada				População total		
	\hat{N}	CV	IC 95%	$\hat{\theta}$	\hat{N}_θ	CV	IC 95%
2007	438	0,023	418 - 457	0,65	676	0,025	644 - 711
2008	330	0,043	302 - 358	0,48	687	0,047	626 - 754
2009/2010	480	0,144	328 - 632	0,63	757	0,145	571 - 1004
2012	255	0,037	236 - 273	0,61	420	0,040	388 - 454
2013	424	0,017	409 - 438	0,61	690	0,020	664 - 717

Conforme pode ser observado na Figura 3.4, o intervalo entre os anos de 2009/2010 e 2012 registrou a maior taxa de substituição da população para as estimativas anuais, indicando que 74% dos indivíduos registrados em 2012 não estiveram presentes na população nos anos de 2009/2010.

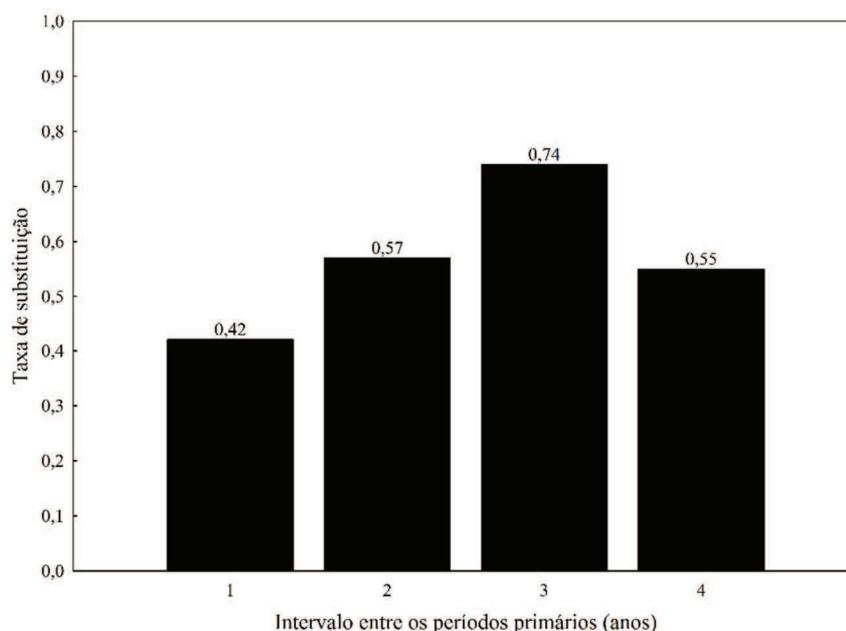


Figura 3.4 - Taxas de substituição para a população considerando os anos como períodos primários. Intervalo 1 = entre os anos 2007 e 2008; Intervalo 2 = entre 2008 e 2009/2010; Intervalo 3 = entre 2009/2010 e 2012; e Intervalo 4 = entre 2012 e 2013.

3.3.2 Estimativas sazonais

À semelhança do que foi realizado para as estimativas anuais, também foram criados 12 modelos para o desenho robusto de Pollock nas estimativas sazonais. O modelo com menor AIC_c foi o que apresentou sobrevivência aparente constante, emigração temporária do tipo Markoviana (com variação temporal em γ'' e γ' constante) e probabilidade de captura variando conforme o tempo ($AIC_c = 811,24$; Tabela 3.5). Por outro lado, os modelos que não consideraram a ocorrência de emigração temporária não receberam suporte pelo AIC_c (modelos 9 a 12; Tabela 3.5). Adicionalmente, de acordo com os testes de proporção da verossimilhança, os modelos 2 (sobrevivência variando entre os períodos primários e emigração temporária Markoviana com γ'' e γ' variando entre os períodos primários; $\chi^2 = 6,48$; $gl = 4$; $P = 0,166$), 3 (sobrevivência variando entre os períodos primários e emigração temporária aleatória com variação entre os períodos primários; $\chi^2 = 3,77$; $gl = 3$; $P = 0,288$) e 4 (sobrevivência constante e emigração temporária Markoviana com γ'' e γ' variando entre os períodos primários; $\chi^2 = 3,48$; $gl = 3$; $P = 0,323$) também poderiam ser utilizados para explicar o padrão de sobrevivência e emigração referente à população.

Tabela 3.5 - Conjunto de modelos, organizados por ordem decrescente de AIC_c , submetidos ao desenho robusto de Pollock para estimativas sazonais da sobrevivência relativa (ϕ), emigração (γ), captura (p) e recaptura (c) da população de boto-cinza da parte oeste da Baía da Ilha Grande. A notação utilizada nos modelos está em concordância com Kendall *et al.* (1997): $\gamma''(x)$ $\gamma'(x)$ = emigração Markoviana; $\gamma''(x) = \gamma'(x)$ = emigração aleatória; $\gamma'' = \gamma' = 0$ = ausência de emigração temporária; pi = proporção de mistura; $p(x) = c(x)$ = ausência de respostas comportamentais.

Nº do modelo	Modelo	AIC_c	ΔAIC_c	Peso de AIC_c	Verossimilhança do modelo	Nº de parâmetros
1	$\{\phi(.) \gamma''(t) \gamma'(.) p(ts) = c(ts)\}$	811,24	0	0,524	1	65
2	$\{\phi(t) \gamma''(t) \gamma'(t) p(ts) = c(ts)\}$	813,17	1,93	0,199	0,382	69
3	$\{\phi(t) \gamma''(t) = \gamma'(t) p(ts) = c(ts)\}$	813,78	2,53	0,148	0,282	68
4	$\{\phi(.) \gamma''(t) \gamma'(t) p(ts) = c(ts)\}$	814,06	2,82	0,128	0,244	68
5	$\{\phi(.) \gamma''(t) = \gamma'(t) p(ts) = c(ts)\}$	824,58	13,33	0,001	0,001	65
6	$\{\phi(t) \gamma''(.) = \gamma'(.) p(ts) = c(ts)\}$	830,78	19,54	0	0	63
7	$\{\phi(.) \gamma''(.) \gamma'(.) p(ts) = c(ts)\}$	848,62	37,38	0	0	61
8	$\{\phi(.) \gamma''(.) = \gamma'(.) p(ts) = c(ts)\}$	857,56	46,32	0	0	60
9	$\{\phi(t) \gamma'' = \gamma' = 0 p(ts) = c(ts)\}$	1.003,12	191,87	0	0	64
10	$\{\phi(.) \gamma'' = \gamma' = 0 p(ts) = c(ts)\}$	1.046,36	235,11	0	0	61
11	$\{\phi(t) \gamma'' = \gamma' = 0 p(s) = c(s)\}$	1.891,13	1.079,88	0	0	19
12	$\{\phi(t) \gamma'' = \gamma' = 0 pi(s) = p(s)\}$	1.893,16	1.081,91	0	0	20

Considerando o modelo mais parcimonioso, após a ponderação dos modelos cujo $\Delta AIC_c < 2$, a sobrevivência aparente da população também ficou estimada em $0,92 \pm 0,02$ (IC 95% = 0,83 – 0,97). As probabilidades de captura variaram bastante (de 0,01 a 0,34) entre e dentro dos períodos primários, usualmente apresentando valores baixos. A probabilidade de permanência fora da área de estudo γ' foi considerada constante, estimada em $0,70 \pm 0,15$ (IC 95% = 0,21 –

0,95), enquanto que a probabilidade de emigração temporária γ'' variou entre os períodos primários, com a menor taxa registrada no intervalo entre a estação seca de 2008/2009 e a estação chuvosa de 2009/2010 (Figura 3.5).

Houve variação no tamanho populacional entre os períodos secos e chuvosos, com os menores valores registrados na estação seca de 2007 (Tabela 3.6). Após a ponderação dos modelos, as estimativas segundo o desenho robusto de Pollock da abundância foram de 284 a 506 indivíduos marcados (Tabela 3.6). Com a inserção da proporção de indivíduos não marcados na população nas estimativas sazonais, o tamanho da população ficou estimado entre 408 e 873 indivíduos (Tabela 3.6).

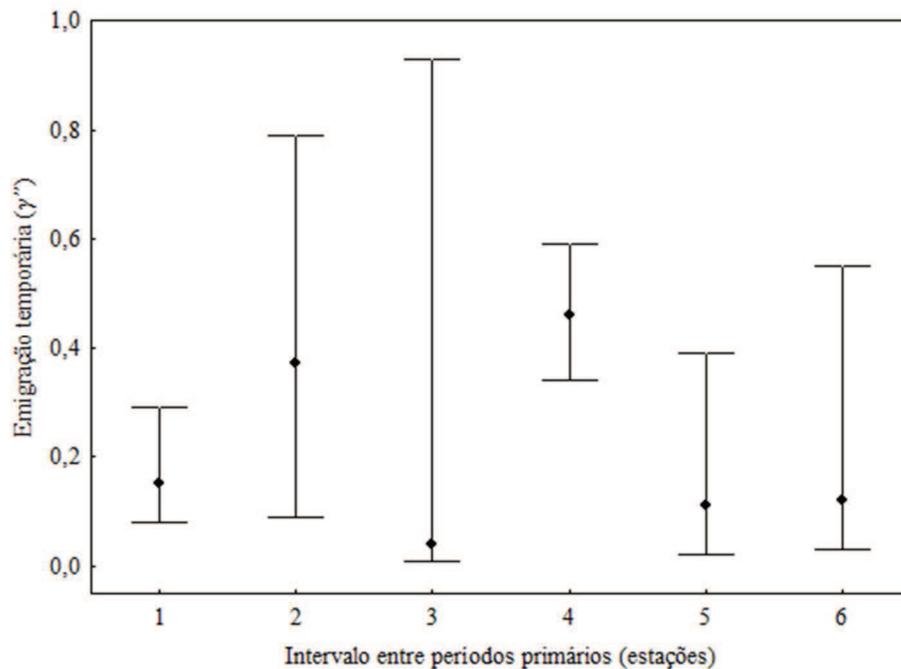


Figura 3.5 - Taxas de emigração temporária, após a ponderação dos modelos, registradas para os períodos primários sazonais na área de estudo. As barras indicam o intervalo de confiança (95%). Intervalo 1 = entre a estação seca/2007 e chuvosa/2007-2008; Intervalo 2 = entre chuvosa/2007-2008 e seca/2008-2009; Intervalo 3 = entre seca/2008-2009 e chuvosa/2009-2010; Intervalo 4 = entre chuvosa/2009-2010 e chuvosa/2012-2013; Intervalo 5 = entre chuvosa/2012-2013 e seca/2013; e Intervalo 6 = entre seca/2013 e chuvosa/2013.

Tabela 3.6 – Estimativas sazonais de abundância (\hat{N}) da população de *Sotalia guianensis* da parte oeste da Baía da Ilha Grande no monitoramento realizado entre 2007 e 2013, incluindo também a proporção de indivíduos marcados da população (\hat{N}_θ), calculadas a partir do desenho robusto de Pollock.

Estação	População marcada				População total		
	\hat{N}	CV	IC 95%	$\hat{\theta}$	\hat{N}_θ	CV	IC 95%
Seca/2007	284	0,036	264 - 304	0,70	408	0,040	377 - 442
Chuvosa/2007-2008	459	0,029	433 - 485	0,53	873	0,033	819 - 930
Seca/2008-2009	347	0,238	117 - 575	0,54	649	0,241	407 - 1.032
Chuvosa/2009-2010	506	0,127	357 - 656	0,64	797	0,129	619 - 1.025
Chuvosa/2012-2013	314	0,015	305 - 323	0,60	523	0,020	502 - 544
Seca/2013	383	0,062	334 - 431	0,64	601	0,065	529 - 683
Chuvosa/2013	351	0,136	254 - 449	0,61	576	0,139	439 - 755

Em relação às taxas de substituição para as estimativas sazonais, observa-se que o maior valor foi registrado para o intervalo entre o período seco de 2008-2009 e o período chuvoso de 2009-2010, com 83% dos indivíduos registrados em 2009-2010 não presentes na população no período chuvoso imediatamente anterior (Figura 3.6).

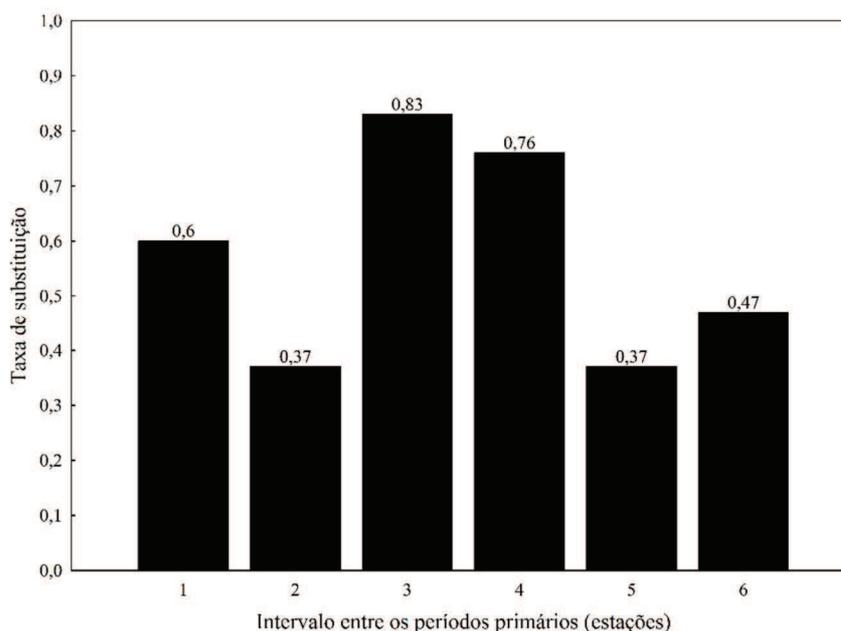


Figura 3.6 - Taxas de substituição para a população considerando as estações como períodos primários. Intervalo 1 = entre a estação seca/2007 e chuvosa/2007-2008; Intervalo 2 = entre chuvosa/2007-2008 e seca/2008-2009; Intervalo 3 = entre seca/2008-2009 e chuvosa/2009-2010; Intervalo 4 = entre chuvosa/2009-2010 e chuvosa/2012-2013; Intervalo 5 = entre chuvosa/2012-2013 e seca/2013; e Intervalo 6 = entre seca/2013 e chuvosa/2013.

3.4 Discussão

Independentemente da organização amostral utilizada, a premissa de que todos os indivíduos da população possuem igual probabilidade de serem capturados dificilmente é contemplada em populações animais (HAMMOND, 1986; EBERT *et al.*, 2010). Quando presente, a heterogeneidade de captura pode conduzir a um viés negativo nas estimativas de abundância (POLLOCK *et al.*, 1990). Tal variabilidade pode resultar de processos intrínsecos advindos de fenômenos biológicos importantes, como diferenças em características individuais observáveis (como idade, coorte, gênero) e/ou por diferenças crípticas, não tão obviamente detectáveis pelo observador no campo (como o *status* social do indivíduo, por exemplo) (CRESPIN *et al.*, 2008). A ocorrência de movimentos de alguns indivíduos na população, como evidenciado neste estudo, é um fator intrínseco que impacta diretamente a chance de capturar um indivíduo (LEBRETON *et al.*, 1992).

No outro extremo estão os processos extrínsecos, que fazem referência a possíveis efeitos do desenho amostral nas estimativas (CRESPIN *et al.*, 2008). A distribuição espaço-temporal do esforço de coleta dos dados pode não ser suficiente para cobrir as áreas preferencialmente utilizadas por alguns indivíduos ou toda a extensão da área de vida da população em questão num determinado período, especialmente na ausência de informações a respeito (POLLOCK *et al.*, 1990). Conforme explicitado no Capítulo I deste documento, alguns indivíduos apresentaram preferências por determinados pontos da parte oeste da Baía da Ilha Grande. Sendo assim, é provável que o levantamento realizado não tenha sido suficiente para cobrir toda a extensão da área de vida de alguns indivíduos no decorrer do monitoramento. Soma-se a isto a irregularidade temporal das amostragens, que foi estabelecida a partir de critérios divergentes ao objeto da pesquisa, cujos efeitos são de difícil mensuração. Mesmo com o recente desenvolvimento de diferentes abordagens metodológicas para amenizar tais efeitos (*e.g.* PRADEL *et al.*, 1997; CUBAYNES *et al.*, 2010; CONN *et al.*, 2011; FLETCHER *et al.*, 2012), a dinâmica populacional de algumas espécies de cetáceos ainda está sujeita a violações deste pressuposto, resultando em estimativas tendenciosas para alguns parâmetros populacionais, mesmo quando há a tentativa de controle dos fatores extrínsecos nas análises (*e.g.*, SILVA *et al.*, 2009; CANTOR *et al.*, 2012a). Sendo assim, assume-se que esta premissa possa ter sido violada, tanto por fatores intrínsecos como pelos extrínsecos, no presente estudo.

Devido à natureza do processo de marcação utilizado neste estudo (*i.e.*, a foto-identificação), a premissa relativa à igualdade das probabilidades de captura e de recaptura dificilmente foi violada. Isto se deve ao fato de que o método não envolve a manipulação dos animais e nenhuma outra forma de contato físico, prevenindo a ocorrência de possíveis respostas comportamentais durante o estudo (PARRA *et al.*, 2006; NICHOLSON *et al.*, 2012).

O pressuposto referente à perda e/ou alterações do padrão de marcas dificilmente ocorreu neste estudo. Apesar do extenso período de levantamento de dados, em decorrência do caráter permanente das marcas naturais consideradas, foi possível monitorar a adição de novas feições ao contorno da nadadeira dorsal de alguns indivíduos, não implicando em erros provenientes do processo de foto-identificação (falso-negativo e falso-positivo, conforme explicitado no item 1.4 da Introdução). No entanto, a frequência de ganho de marcas pelos indivíduos da população foi baixa (observação pessoal). Adicionalmente, o uso apenas de fotografias de qualidade ótima (item 2.2.2, Capítulo I) impediu que houvesse confusões quando da catalogação dos indivíduos.

A validação da premissa de amostragem instantânea nem sempre foi possível devido às restrições logísticas e financeiras a que este estudo esteve sujeito ao longo do período de

monitoramento (ver item 1.6 da Introdução deste documento para maiores detalhes). Normalmente, as saídas de campo foram organizadas em dias consecutivos (com duração variando entre 2 e 10 dias) dentro dos períodos primários, fato que pode ter influenciado as análises. Os efeitos decorrentes de sua violação, no entanto, não costumam ser muito prejudiciais à performance dos estimadores (POLLOCK; ALPIZAR-JARA, 2005).

A alta mobilidade que os cetáceos possuem impõe dificuldades para a classificação das populações como geograficamente fechadas. Na área de estudo, por exemplo, há registros de que cerca de 10% da população da Baía da Ilha Grande se desloca para a Baía de Sepetiba (GALVÃO, 2013). Portanto, a população foi considerada demograficamente fechada (*i.e.*, sem perdas e ganhos populacionais por efeitos de nascimentos, mortes, imigração e emigração) dentro dos períodos primários considerados. A validação deste pressuposto de fechamento populacional teve como base o estudo conduzido por Hollatz *et al.* (2010), que reporta a inexistência (ou a ocorrência a uma taxa baixíssima) de fluxo gênico entre ambas populações.

Ao contabilizar apenas a proporção de botos da população que possui marcas naturais na nadadeira dorsal, provavelmente foram reduzidas as chances de violação da premissa de igual probabilidade de sobrevivência para todos os indivíduos da população. Isto porque há o reconhecimento de que os indivíduos jovens (filhotes e juvenis) representam a parcela mais vulnerável da população a situações adversas, costumando apresentar as maiores taxas de mortalidade para populações da espécie (ROSAS *et al.*, 2003; WANDERLEY, 2013). Dessa maneira, é improvável que tal pressuposto tenha sido violado neste estudo.

Por fim, a premissa relativa à captura independente dos demais indivíduos da população provavelmente foi atendida, visto que há indícios de que a população de boto-cinza da área de estudo obedece ao sistema de fissão-fusão (GALVÃO, 2015), assim como para as demais localidades de ocorrência da espécie onde este padrão foi investigado (SANTOS; ROSSO, 2008; CANTOR *et al.*, 2012b; LUNARDI; FERREIRA, 2014).

Apesar das possíveis interferências relacionadas ao planejamento amostral, que serão discutidas mais adiante, a média dos coeficientes de variação das estimativas sazonais e anuais foi baixa ($CV = 0,095$ e $CV = 0,055$, respectivamente), indicando a alta precisão das análises providas por este estudo. No caso das estimativas anuais, o maior coeficiente de variação foi registrado para o período primário 2009/2010 ($CV = 0,145$). É possível que tenha havido algum efeito da amostragem irregular neste período, contemplado por apenas quatro saídas de campo (ver Tabela 3.1), haja vista que as probabilidades de captura referentes aos períodos secundários citados foram muito baixas (variando entre 0,01 e 0,26). Quando a probabilidade de captura é subestimada, as estimativas da abundância populacional tendem a ser superestimadas, apresentando intervalos de confiança grandes (KENDALL *et al.*, 1997; BAILEY *et al.*, 2004). Isto ocorreu no presente estudo, como evidenciado pelo elevado tamanho da população no referido período. Analogamente, o aumento do esforço de coletas de dados entre os anos de 2012 e 2013 resultou em um aumento nas probabilidades de captura e, conseqüentemente, em estimativas de abundância mais precisas ($CV = 0,02$).

O agrupamento dos períodos primários de acordo com a estação chuvosa ou seca se mostrou mais vulnerável às amostragens irregulares. Tal efeito pôde ser evidenciado especificamente para os períodos primários seca/2008-2009 ($CV = 0,241$), chuvosa/2009-2010 ($CV = 0,129$) e chuvosa/2013 ($CV = 0,139$) através da menor precisão observada para os respectivos intervalos de confiança quando comparados aos demais períodos. Em todos eles, foram realizadas apenas quatro saídas de campo (ver Tabela 3.2). Isto posto, considerando eventuais variações observadas para a espécie em relação ao uso do hábitat na região (ver

Capítulo III), recomenda-se que, caso a continuidade do monitoramento se dê de forma sazonal, os períodos primários possuam, no mínimo, seis períodos secundários na área de estudo. Caso o monitoramento seja realizado dentro de uma perspectiva anual, levando em conta o alto número de indivíduos registrados para a área, dez períodos secundários seriam suficientes para gerar análises com alto nível de precisão.

Tanto nas estimativas sazonais como nas anuais, os modelos mais parcimoniosos consideraram a probabilidade de sobrevivência dos indivíduos marcados como sendo constante e alta ao longo do estudo. Como o modelo de emigração temporária que melhor se ajustou aos dados segundo o AIC_c foi o Markoviano, é possível que as estimativas deste parâmetro tenham sido superestimadas (*vide* KENDALL *et al.*, 1997 para maiores detalhes). Os modelos que não contabilizaram emigração (modelos 9-12; Tabelas 3.3 e 3.5) geraram estimativas da sobrevivência aparente menores ($0,87 \pm 0,03$), sugerindo que os modelos Markovianos podem ter interpretado as ausências de alguns indivíduos da área de estudo como eventos de emigração (*e.g.* SILVA *et al.*, 2009).

Uma elevada taxa de sobrevivência anual para o boto-cinza também foi registrada para o Estuário do rio Caravelas, BA, ($0,89 \pm 0,03$) por Cantor *et al.* (2012a). Na Baía da Babitonga, SC, foi reportada uma taxa de sobrevivência sazonal de 0,97 ($\pm 0,01$), que posteriormente foi extrapolada para uma taxa anual de 0,88 (SCHULZE, 2012). Na Enseada do Mucuripe, CE, a sobrevivência foi estimada em 0,88 ($\pm 0,06$) (MEIRELLES, 2013). Já para o litoral sul do estado do Rio Grande do Norte, a sobrevivência foi estimada entre 0,97 e 0,98 (PARO, 2010). As condições ambientais ainda favoráveis da Baía da Ilha Grande, associadas à ausência de predadores potenciais da área de estudo (LODI, 2003), são fatores que contribuem para a manutenção de taxas elevadas de sobrevivência. Padrões semelhantes são registrados também para outras populações de cetáceos ao redor do mundo (*e.g.* MIZROCH *et al.*, 2004; CURREY *et al.*, 2008; DAURA-JORGE *et al.* 2013).

As análises também evidenciaram a incidência de emigração temporária para a população, conforme o modelo Markoviano, tanto nas estimativas anuais quanto nas sazonais. Duas questões merecem ser destacadas em relação a este tema.

Primeiramente, em ambos os casos, a probabilidade de emigração temporária variou com o tempo. Entre os intervalos anuais, este parâmetro variou entre 3% e 52%. É possível que a variação observada entre os intervalos anuais tenha sido reflexo do esforço amostral empreendido, que pode não ter abrangido toda a área utilizada pelos botos na região. Além da evidência de deslocamento para localidades adjacentes já citada anteriormente (GALVÃO, 2013), não foram observados grupos de boto-cinza em 10% das saídas realizadas na parte oeste da Baía da Ilha Grande ($n = 6$; ver item 1.6 da Introdução). A irregularidade temporal das amostragens também pode ter influenciado nos resultados. O fato de não ter havido coleta de dados entre os anos de 2010 e 2012, intervalo que registrou a maior taxa de emigração temporária e também maior taxa de substituição, impossibilitou o rastreamento dos indivíduos que eram juvenis em 2010 e ganharam marcas naturais nos anos subsequentes, reduzindo a probabilidade de recapturar os indivíduos que já constavam do catálogo de foto-identificação até a época (ver Capítulo I). A exaustiva coleta de dados realizada em 2013, por outro lado, resultou em uma taxa baixa de emigração. De modo similar, registrou-se o mesmo padrão de emigração temporária quando os períodos primários foram organizados de forma sazonal, com as estimativas variando entre 4% e 46% entre as estações.

Em segundo lugar, a probabilidade de permanência fora da área de estudo foi constante para as duas escalas temporais consideradas. Registrou-se entre os intervalos anuais que a

probabilidade de retorno dos emigrantes temporários foi de 79%, fato que ressalta a elevada fidelidade de hábitat que a população possui na parte oeste da Baía da Ilha Grande (Capítulo I; ESPÉCIE *et al.*, 2010). Tomando a escala sazonal como referência, este perfil foi alterado, visto que a probabilidade de retorno dos emigrantes temporários foi de apenas 30%. É possível que a maior variação observada sazonalmente esteja relacionada ao fato de a baía ser um local usado principalmente por pares mãe-filhote (TARDIN *et al.*, 2011), que eventualmente podem se deslocar para outros pontos da baía em busca de recursos alimentares com posterior retorno para a área de estudo, por exemplo. No entanto, a realização de modelagens com os indivíduos identificados como fêmeas desta população (*vide* GALVÃO, 2015) poderá melhor esclarecer esta questão futuramente.

Predadores topo de cadeia utilizam o hábitat de maneira a maximizar o sucesso do forrageamento que, por sua vez, é função da densidade de presas, do nível de competição e do risco inerente do hábitat (DUPUCH *et al.*, 2009). Retrações sazonais no uso do hábitat são comuns para algumas populações de *S. guianensis* (e.g. WEDEKIN *et al.*, 2007; MEIRELLES, 2013). Para a parte oeste da Baía da Ilha Grande também há registro de flutuações sazonais para a espécie em relação ao uso do espaço (LODI, 2003) e a estrutura dos grupos (TARDIN *et al.*, 2013), provavelmente em decorrência da disponibilidade e maior concentração de presas em determinadas localidades. Com isso, é possível que a baixa probabilidade de retorno registrada no presente estudo tenha sido consequência de uma maior extensão da área de vida dos indivíduos com vistas à otimização da captura dos itens alimentares (ver Capítulo III).

Nos estudos realizados até o momento para outras populações de *Sotalia guianensis*, ficou igualmente destacada a ocorrência de emigração temporária. No Estuário do rio Caravelas, Bahia, o padrão de emigração foi aleatório, com a espécie apresentando probabilidade anual constante de permanência na área, estimada em 67% (CANTOR *et al.*, 2012a). Já o estudo realizado na Baía da Babitonga, Santa Catarina, contemplou as diferentes estações do ano durante 12 meses de coleta de dados, com evidências de emigração Markoviana (SCHULZE, 2012). Nesta mesma localidade, a probabilidade de permanência na área de estudo foi constante (87%) ao longo das estações do ano (SCHULZE, 2012). A condicionalidade ao estado observável anterior, implícita na emigração do tipo Markoviana, é válida para explicar situações em que as espécies não utilizam o hábitat de maneira constante ao longo de um período determinado, como é o caso de espécies migratórias ou que possuem sítios reprodutivos predefinidos (KENDALL *et al.*, 1997; WILLIAMS *et al.*, 2002; MUTHS *et al.*, 2006). No caso dos cetáceos, pesquisas recentes têm reportado que a ocorrência de emigração Markoviana é um atributo comum não somente às grandes espécies migratórias, como a baleia-cinzenta *Eschrichtius robustus* (BRADFORD *et al.*, 2006), mas também para as espécies de delfínidos costeiros, como o golfinho nariz-de-garrafa *Tursiops* sp. (SILVA *et al.*, 2009; SPEAKMAN *et al.*, 2010; DAURA-JORGE *et al.*, 2013; SMITH *et al.*, 2013).

Apesar de ter havido diferenças notáveis no tamanho da população em relação aos períodos secos e chuvosos, não foi possível distinguir se isso se deu de forma natural ou se foi consequência da maior sensibilidade à amostragem irregular quando os dados foram organizados de forma sazonal, provavelmente devido à maior variação nas taxas de substituição entre as estações. Por conta disso, devido ao menor grau de variação nos dados, as análises anuais relativas à abundância são as que devem ser tomadas como referência para esta população. Sendo assim, o tamanho da população para a área de estudo foi estimado entre 420 e 757 indivíduos. É possível que o baixo valor estimado para a população no ano de 2012 esteja relacionado ao fato de que 74% dos indivíduos registrados em 2012 não estiveram presentes na população nos anos de 2009/2010. Ainda assim, este resultado se mostrou bastante diferente do levantamento inicial realizado na área de estudo (1.311 indivíduos), que teve suas estimativas

baseadas no modelo de Jolly-Seber (ESPÉCIE, 2011). No referido estudo, já havia sido aventada a possibilidade de ocorrência de emigração temporária na população, embora não tivesse sido devidamente investigado à época. Modelos que não contabilizam a emigração temporária normalmente superestimam as estimativas do tamanho populacional (KENDALL *et al.*, 1997; MUTHS *et al.*, 2006). A escolha pelo desenho robusto de Pollock no presente estudo, pelo fato de reportar a emigração temporária na população, coloca as estimativas do tamanho populacional numa perspectiva mais realista. Portanto, é prudente afirmar que as estimativas apresentadas em Espécie (2011) estão enviesadas e devem ser desconsideradas para efeitos de referências futuras.

O número de pesquisas que tem a estimativa de variados parâmetros demográficos de *S. guianensis* como objetivo principal tem aumentado nos últimos anos. Contudo, alguns adotaram a realização de transecções lineares como método base, comprometendo as comparações com os resultados aqui apresentados. Considerando somente os estudos de marcação-recaptura, grandes agregações da espécie foram registradas, até o momento, apenas para a vizinha Baía de Sepetiba, RJ, com 1.004-1.099 indivíduos (NERY; SIMÃO, 2012). Nas demais localidades, há o registro de poucas centenas de indivíduos ou menos, como é o caso da Baía de Guanabara, RJ (69 – 75 botos; PIZZORNO, 1999), do Golfo de Morrosquilo, na Colômbia (70 – 90 botos; DUSSÁN-DUQUE *et al.*, 2006), do Estuário de Cananeia, SP (290 – 360 botos; SANTOS; ZERBINI, 2006), do litoral de Regência, ES (86 botos; CEPILE, 2008), do litoral sul do Rio Grande do Norte, RN (179 – 224; PARO, 2010), da Baía da Babitonga, SC (209 botos; SCHULZE, 2012), do Estuário do rio Caravelas, BA (57 – 124 botos; CANTOR *et al.*, 2012a), e da Enseada do Mucuri, CE (28 – 54 botos; MEIRELLES, 2013).

Atualmente, o principal fator limitante para uma adequada avaliação do *status* de conservação do boto-cinza pela IUCN é a ausência de dados sistematizados concernentes à abundância populacional dentro das respectivas unidades de manejo estabelecidas para a espécie (IUCN, 2012). Conforme pode ser observado no parágrafo anterior, independentemente do método utilizado, a maioria das estimativas disponíveis foram conduzidas em populações localizadas na unidade de manejo Sul-Sudeste (ver item 1.2 da Introdução). Porém, algumas áreas dentro dessa MU ainda carecem de informações demográficas. Neste sentido, de modo a melhor caracterizar o referido estoque populacional, torna-se imprescindível a realização de estudos de abundância nas seguintes localidades: litoral norte do Estado do Rio de Janeiro (região de Atafona), litoral norte do Estado de São Paulo (região de Ubatuba e litoral da Baixada Santista), litoral do Estado do Paraná (Complexo Estuarino de Paranaguá e Baía de Guaratuba) e limite sul da distribuição geográfica da espécie em Santa Catarina (Baía Norte). Recomenda-se que as estimativas contemplem preferencialmente o uso da marcação-recaptura em detrimento das transecções lineares haja vista que as informações disponibilizadas através do primeiro oferecem um maior nível de detalhamento sobre a população (*vide* BORCHERS *et al.*, 2002 e CLUTTON-BROCK; SHELDON, 2010 para maiores detalhes).

Destacam-se como principais produtos deste capítulo os seguintes pontos:

- (i) O elevado número de indivíduos para a população;
- (ii) A aparente estabilidade do tamanho populacional numa perspectiva anual no decorrer do período de estudo;
- (iii) A elevada taxa de permanência na área de estudo entre os anos e;
- (iv) A baixa taxa de permanência na área de estudo entre os períodos chuvoso e seco.

Neste ínterim, reforça-se a relevância que os habitats da região possuem para a sobrevivência de *S. guianensis*. Considerando o seu valor ecológico como predadores de topo de cadeia, o elevado tamanho da população, a exposição a ameaças antrópicas decorrentes do desenvolvimento econômico local e provável aumento dos impactos ambientais nos próximos anos, a adoção de medidas para a conservação local da espécie deve ser estimulada. Espera-se que os resultados aqui apresentados constituam a base para o planejamento de programas de manejo e monitoramento para o boto-cinza na parte oeste da Baía da Ilha Grande para os próximos anos.

3.5 Referências Bibliográficas

- BAILEY, L. L.; SIMONS, T. R.; POLLOCK, K. H. Estimating detection probability parameters for *Plethodon* salamanders using the Robust capture–recapture design. **Journal of Wildlife Management**, v. 68, p. 1-13, 2004.
- BEARZI, G.; BONIZZONI, S.; AGAZZI, S.; GONZALVO, J.; CURREY, R. J. C. Striped dolphins and short-beaked common dolphins in the Gulf of Corinth, Greece: Abundance estimates from dorsal fin photographs. **Marine Mammal Science**, v. 27, n. 3, p. E165-E184, 2011.
- BORCHERS, D. L.; BUCKLAND, S. T.; ZUCCHINI, W. **Estimating animal abundance – Closed populations**. Gateshead: Springer-Verlag, 2002. 314 p.
- BRADFORD, A.; WADE, P. R.; WELLER, D.; BURDIN, A. M.; IVASHCHENKO, Y. V.; TSIDULKO, G. A.; VANBLARICOM, G. R.; BROWNELL JR., R. L. Survival estimates of western gray whales *Eschrichtius robustus* incorporating individual heterogeneity and temporary emigration. **Marine Ecology Progress Series**, v. 315, p. 293-307, 2006.
- BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. **Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach**. New York: Springer-Verlag, 2002. 488 p.
- BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R.; WHITE, G. C.; BROWNIE, C.; POLLOCK, K. H. **Design and analysis of fish survival experiments based on release-recapture data**. Bethesda: American Fisheries Society, 1987. 437 p.
- CAGNAZZI, D.; PARRA, G. J.; WESTLEY, S.; HARRISON, P. L. At the heart of the industrial boom: Australian snubfin dolphins in the Capricorn Coast, Queensland, need urgent conservation action. **PLoS ONE**, v. 8, p. e56729, 2013.
- CANTOR, M.; WEDEKIN, L. L.; DAURA-JORGE, F. G.; ROSSI-SANTOS M. R.; SIMÕES-LOPES, P.C. Assessing population parameters and trends of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*): an eight-year mark-recapture study. **Marine Mammal Science**, v. 28, p. 63-83, 2012a.
- CANTOR, M.; WEDEKIN, L. L.; GUIMARÃES, P. R.; DAURA-JORGE, F. G.; ROSSI-SANTOS M. R.; SIMÕES-LOPES, P.C. Disentangling social networks from spatiotemporal dynamics: the temporal structure of a dolphin society. **Animal Behaviour**, n. 84, p. 641-651, 2012b.
- CEPILE, A. **Estimativa populacional por marcação-recaptura e padrão de atividades do boto cinza, *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) em Regência, ES**. 2008. 79 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora.
- CLUTTON-BROCK, T.; SHELDON, B. C. Individuals and populations: the role of long-term, individual-based studies of animals in ecology and evolutionary biology. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 25, n. 10, p. 562-573, 2010.
- CONN, P. B.; GORGONE, A. M.; JUGOVICH, A. R.; BYRD, B. L.; HANSEN, L. J. Accounting for transients when estimating abundance of bottlenose dolphins in Choctawhatchee Bay, Florida. **Journal of Wildlife Management**, v. 75, p. 569-579, 2011.

- COOCH, E. G.; WHITE, G. C. **Program MARK: A gentle introduction**. Ft. Collins: Colorado State University, 2014. 1038 p.
- CREMER, M. J.; HARDT, F. A. S.; TONELLO JR., A. J.; SIMÕES-LOPES, P. C. Distribution and status of the Guiana dolphin *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) population in Babitonga Bay, southern Brazil. **Zoological Studies**, v. 50, n. 3, p. 327-337, 2011.
- CRESPIN, L.; CHOQUET, R.; LIMA, M.; MERRITT, J.; PRADEL, R. Is heterogeneity of catchability in capture–recapture studies a mere sampling artifact or a biologically relevant feature of the population? **Population Ecology**, v. 50, p. 247-256, 2008.
- CUBAYNES, S.; PRADEL, R.; CHOQUET, R.; DUCHAMP, C.; GAILLARD, J.-M.; LEBRETON, J.-D.; MARBOUTIN, E.; MIQUEL, C.; REBOULET, A.-M.; POILLOT, C.; TABERLET, P.; GIMENEZ, O. Importance of accounting for detection heterogeneity when estimating abundance: the case of french wolves. **Conservation Biology**, v. 24, p. 621-626, 2010.
- CURREY, R. J. C.; ROWE, L. E.; DAWSON, S. M.; SLOOTEN, E. Abundance and demography of bottlenose dolphins in Dusky Sound, New Zealand, inferred from dorsal fin photographs. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 42, p. 439-449, 2008.
- DAURA-JORGE, F. G.; INGRAM, S. N.; SIMÕES-LOPES, P. C. Seasonal abundance and adult survival of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in a community that cooperatively forages with fishermen in southern Brazil. **Marine Mammal Science**, v. 29, n. 2, p. 293-311, 2013.
- 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.
- DUSSÁN-DUQUE, S.; WELLS, R. S.; BASSOS-HULL, K. Distribución, uso de habitat y abundancia de *Sotalia guianensis* en el Golfo de Morrosquillo, Colombia. In: WORKSHOP ON RESEARCH AND CONSERVATION OF THE GENUS *SOTALIA*, 2006, Armação de Búzios, **Book of abstracts**. Rio de Janeiro: Escola Nacional de Saúde Pública, 2006. p. 15.
- EBERT, C.; KNAUER, F.; STORCH, I.; HOHMANN, U. Individual heterogeneity as a pitfall in population estimates based on non-invasive genetic sampling: a review and recommendations. **Wildlife Biology**, v. 16, p. 225-240, 2010.
- 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, p. 1633-1639, 2010.
- ESPÉCIE, M. A. **Tamanho populacional e estimativa da sobrevivência relativa de *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) na parte oeste da Baía da Ilha Grande, RJ**. 2011. 51 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.
- FLETCHER, D.; LEBRETON, J.-D.; MARESCOT, L.; SCHNAUB, M.; GIMENEZ, O.; DAWSON, S.; SLOOTEN, E. Bias in estimation of adult survival and asymptotic

- population growth rate caused by undetected capture heterogeneity. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 3, p. 206-216, 2012.
- GALVÃO, C. C. G. **Comparação dos catálogos de foto-identificação das populações de *Sotalia guianensis* (Cetartiodactyla, Delphinidae) da Baía de Sepetiba e Baía de Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil**. 2013. 43 p. Monografia (Bacharelado) – Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- GALVÃO, C. C. G. **Identificação e organização social das mães da população de *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864) da Baía da Ilha Grande, RJ, Brasil**. 2015. 68 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.
- HAMMOND, P. S. Estimating the size of naturally marked whale populations using capture–recapture techniques. **Reports of the International Whaling Commission**, Special Issue 8, p. 252-282, 1986.
- HOLLATZ, C.; FLACH, L.; BAKER, C. S.; SANTOS, F. R. Microsatellite data reveal fine genetic structure in male Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) in two geographically close embayments at south-eastern coast of Brazil. **Marine Biology**, v. 158, p. 927-933, 2010.
- IUCN. 2012. *Sotalia guianensis*. IUCN Red List of Threatened Species Versão 2014.3. Disponível em: < <http://www.iucnredlist.org/details/181359/0>>. Acesso em: 30 nov. 2014.
- KENDALL, W. L.; NICHOLS, J. D.; HINES, J. E. Estimating temporary emigration using capture–recapture data with Pollock’s robust design. **Ecology**, v. 78, p. 563-578, 1997.
- KENDALL, W. L. The “robust design”. In: COOCH, E. G.; WHITE, G. C. (Eds.) **Program MARK: A gentle introduction**. 14. ed. Ft. Collins: Colorado State University, 2014. p. 15 - 1-15 - 50.
- KREBS, C. J. **Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance**. San Francisco: Benjamin Cummings, 2009. 655 p.
- LEBRETON, J.-D.; BURNHAM, K. P.; CLOBERT, J.; ANDERSON, D. R. Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: A unified approach with case studies. **Ecological Monographs**, v. 62, p. 67-118, 1992.
- LODI, L. Seleção e uso do hábitat pelo boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae), na Baía de Paraty, Estado do Rio de Janeiro. **Bioikos**, v. 17, p. 5-20, 2003.
- LUNARDI, D. G.; FERREIRA, R. G. Fission-fusion dynamics of Guiana dolphin (*Sotalia guianensis*) groups at Pipa Bay, Rio Grande do Norte, Brazil. **Marine Mammal Science**, v. 30, n. 4, p. 1401-1416, 2014.
- MEIRELLES, A. C. O. **Ecologia populacional e comportamental do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864), na Enseada do Mucuripe, Fortaleza, Estado do Ceará**. 2013. 132 p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.
- MILLS, L. S. **Conservation of wildlife populations – Demography, genetics and management**. Malden: Blackwell Publishing, 2007. 407 p.

- MINTZER, V. J.; MARTIN, A. R.; SILVA, V. M. F.; BARBOUR, A. B.; LORENZEN, K.; FRAZER, T. K.. Effect of illegal harvest on apparent survival of Amazon River dolphins (*Inia geoffrensis*). **Biological Conservation**, v. 158, p. 280-286, 2013.
- MIZROCH, S. A.; HERMAN, L. M.; STRALEY, J. M.; GLOCKNER-FERRARI, D. A.; JURASZ, C.; DARLING, J.; CERCHIO, S.; GABRIELE, C. M.; SALDEN, D. R.; ZIEGESAR, O. Estimating the adult survival rate of central North Pacific humpback whales (*Megaptera novaeangliae*). **Journal of Mammalogy**, v. 85, p. 963-972, 2004.
- MUTHS, E.; SCHERER, R. D.; CORN, P. S.; LAMBERT, B. A. Estimation of temporary emigration in male toads. **Ecology**, v. 87, n. 4, p. 1048-1056, 2006.
- NERY, M. F.; SIMÃO, S. M. Capture-recapture abundance estimate of Guiana dolphins in southeastern Brazil. **Ciencias Marinas**, v. 38, p. 529-541, 2012.
- NICHOLS, J. D.; BOULINIER, T.; HINES, J. E.; POLLOCK, K. H.; SAUER, J. R. Estimating rates of local extinction, colonization, and turnover in animal communities. **Ecological Applications**, v. 8, p. 1213-1225, 1998.
- 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.
- NICHOLSON, K.; BEJDER, L.; ALLEN, S. J.; KRÜTZEN, M.; POLLOCK, K. H. Abundance, survival and temporary emigration of bottlenose dolphins (*Tursiops* sp.) off Useless Loop in the western gulf of Shark Bay, Western Australia. **Marine and Freshwater Research**, v. 63, p. 1059-1068, 2012.
- OTIS, D. L.; BURNHAM, K. P.; WHITE, G. C.; ANDERSON, D. R. Statistical inference from capture data on closed animal populations. **Wildlife Monographs**, v. 62, p. 3-135, 1978.
- PARO, A. D. **Estimativa populacional e uso do hábitat do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) no litoral sul do Rio Grande do Norte**. 2010. 129 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal.
- 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.
- PIZZORNO, J. L. A. **Estimativa populacional do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis*, na Baía de Guanabara, por meio de fotoidentificação**. 1999. 47 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.
- PLEDGER, S. Unified maximum likelihood estimates for closed capture–recapture models using mixtures. **Biometrics**, v. 56, p. 434-442, 2000.
- POLLOCK, K. H. A capture-recapture design robust to unequal probability of capture. **The Journal of Wildlife Management**, v. 46, p. 752-757, 1982.
- 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.; HINES, J. E.; LEBRETON, J.-D.; NICHOLS, J. D. Capture-recapture survival models taking account of transients. **Biometrics**, v. 53, p. 60-72, 1997.
- ROSAS, F. C. W.; BARRETO, A. S.; MONTEIRO FILHO, E. L. A. Age and growth of *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) on the coast of Paraná State, southern Brazil. **Fishery Bulletin**, v. 101, n. 2, p. 377-383, 2003.
- 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, southeastern Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 89, p. 347-355, 2010.
- SCHULZE, B. **Estimativa populacional e área de vida do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) na Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil**. 2012. 119 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- SILVA, M. A.; MAGALHÃES, S.; PRIETO, R.; SANTOS, R. S.; HAMMOND, P. S. Estimating survival and abundance in a bottlenose dolphin population taking into account transience and temporary emigration. **Marine Ecology Progress Series**, v. 392, p. 263-276, 2009.
- SMITH, H. C.; POLLOCK, K.; WAPLES, K.; BRADLEY, S.; BEJDER, L. Use of the robust design to estimate seasonal abundance and demographic parameters of a coastal bottlenose dolphin (*Tursiops aduncus*) population. **PLoS ONE**, v. 8, n. 10, p. e76574, 2013.
- SOARES, F. S.; FRANCISCO, C. N.; SENNA, M. C. A. Distribuição espaço-temporal da precipitação na região hidrográfica da Baía da Ilha Grande – RJ. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 29, n. 1, p. 125-138, 2014.
- SPEAKMAN, T. R.; LANE, S. M.; SCHWACKE, L. H.; FAIR, P. A.; ZOLMAN, E. S. Mark-recapture estimates of seasonal abundance and survivorship for bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) near Charleston, South Carolina, USA. **Journal of Cetacean Research and Management**, v. 11, n. 2, p. 153-162, 2010.
- TARDIN, R. H. O.; ESPÉCIE, M. A.; NERY, M. F.; D'AZEREDO, F. T.; SIMÃO, S. M. Coordinated feeding tactics of the Guiana dolphin, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), in Ilha Grande Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Zoologia**, v. 28, p. 291-296, 2011.
- TARDIN, R. H. O.; GALVÃO, C. C. G.; ESPÉCIE, M. A.; SIMÃO, S. M. Group structure of Guiana dolphins, *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae), in Ilha Grande Bay, Rio de Janeiro, Southeastern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Research**, v. 41, p. 313-322, 2013.

- WANDERLEY, R. P. **Estrutura etária do boto-cinza, *Sotalia guianensis*, no sul de sua distribuição: uma avaliação dos encalhes e interação com redes de pesca.** 2013. 39 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- 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.
- WHITE, G. C.; BURNHAM, K. P. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. **Bird Study**, v. 46, p. 120-139, 1999.
- 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.
- WILLIAMS, B. K.; NICHOLS, J. D.; CONROY, M. J. **Analysis and management of animal populations.** San Diego: Academic Press, 2002. 817 p.

**4 CAPÍTULO III – VIABILIDADE POPULACIONAL, ÁREA DE VIDA
DA POPULAÇÃO E A NECESSIDADE DE CRIAR UMA UNIDADE DE
CONSERVAÇÃO MARINHA PARA O BOTO-CINZA NA BAÍA DA ILHA
GRANDE**

RESUMO

As análises contidas neste último capítulo tiveram o objetivo de traçar o *status* atual da população de *Sotalia guianensis* encontrada na parte oeste da Baía da Ilha Grande. Para tanto, combinou-se o uso de ferramentas de geoprocessamento com análises da tendência e da viabilidade populacional para investigar a necessidade de aplicação de políticas conservacionistas para a espécie no local. De modo geral, a área de vida da população foi pequena (kernel 95% = 39,8 km²), com seus centros de atividades restritos ao entorno das ilhas Comprida e do Cedro (kernel 50% = 8,8 km²). Além disso, foram encontradas diferenças significativas nos tamanhos das áreas entre as estações seca e chuvosa, sendo menores nesta última ($\chi^2 = 48,6$; gl = 1; $P < 0,000$). Embora a população tenha apresentado tendência a estabilidade ao longo dos seis anos de estudo, observou-se também, por meio da construção de cenários, que, caso as taxas de mortalidade atuais sejam mantidas, a população poderá ser reduzida à metade nos próximos 100 anos. Em um prognóstico mais pessimista, caracterizado pela piora nas condições ambientais locais e aumento da pressão de pesca, os botos poderão ser localmente extintos dentro do mesmo período. Neste contexto, a adoção de medidas que visem reduzir a taxa de mortalidade desses animais deve ser incentivada para proteger a espécie. As simulações indicam que tais medidas poderiam promover o crescimento da população ou, minimamente, mantê-la estável. Sendo assim, espera-se que os resultados deste monitoramento sirvam de base para o processo de tomada de decisão, mediante uma proposta preventiva, considerando o estabelecimento de uma unidade de conservação para a espécie na região.

Palavras-chave: *Sotalia guianensis*, análise de poder, tendência populacional, viabilidade populacional, área de vida da população, Baía da Ilha Grande.

ABSTRACT

The main focus of this chapter was to draw the current status of *Sotalia guianensis* population from western Ilha Grande Bay, southern Rio de Janeiro coast. For doing so, GIS (Geographic Information System) tools were combined to power analysis to detect trends and population viability analysis to investigate the need of conservation policies for the species on site. The results have shown that Guiana dolphins have small home ranges (kernel 95% = 39.8 km²), with core areas restricted to the vicinity of Comprida and Cedro Islands (kernel 50% = 8.8 km²). Besides, there were significant differences between wet and dry seasons' home range sizes, with the latter possessing the minor ones ($\chi^2 = 48.6$; $df = 1$; $P < 0.000$). Although the population remained stable over the six-year monitoring period, scenario designing with its current mortality rates have raised concerns about a probable reduction of the population size in the next 100 years. From a pessimistic perspective, characterized by deterioration in local environmental conditions and increasing fishing effort by artisanal and industrial fishermen, the Guiana dolphin could be locally extinct over the same period. In that sense, efforts to reduce the observed mortality rates should be encouraged to protect the species. Simulations have suggested that such intervention would promote a population growth or, minimally, remain it constant over time. Thus, it is expected that the results gathered by this study may underpin the decision-making process, through the precautionary approach, regarding the establishment of a marine protected area for the species at the area.

Key words: *Sotalia guianensis*, power analysis, trends in abundance, population viability, population home range, Ilha Grande Bay.

4.1 Introdução

Ecossistemas marinhos, especialmente os costeiros, encontram-se altamente vulneráveis a diferentes formas de pressão antrópica. Os impactos decorrentes das atividades humanas têm degradado a qualidade da água, a característica dos habitats e a estrutura ecológica dos sistemas costeiros, que proveem variados serviços ecossistêmicos (DUTRA *et al.*, 2012). As perspectivas em termos de extinção de espécies marinhas são alarmantes, caso medidas efetivas não sejam adotadas em tempo hábil para a conservação dos oceanos, com consequências de difícil mensuração (CROWDER; NORSE, 2008; MCCAULEY *et al.*, 2015). Contudo, é prevista a incidência de impactos diretos, sobretudo em relação à disponibilidade e recuperação dos recursos pesqueiros, hoje sobre-explotados, com impactos socioeconômicos negativos para milhões de pessoas que dependem destes recursos para sobrevivência (MYERS; WORM, 2003). Frente às inúmeras ameaças, a busca por mecanismos que possibilitem o reestabelecimento desses ecossistemas se faz necessária. Neste sentido, a criação de áreas protegidas é considerada uma importante estratégia de controle do território, com vistas ao estabelecimento de limites e dinâmicas próprias de uso e ocupação (MEDEIROS; GARAY, 2006).

De acordo com a Convenção sobre Diversidade Biológica, Áreas Costeiras e Marinhas Protegidas (ACMPs) incluem qualquer área localizada dentro ou adjacente ao ambiente marinho – juntamente com suas águas sobrepostas, flora, fauna e fatores histórico-culturais associados – que tenha sido resguardada por legislação ou qualquer outro meio efetivo, que proporcionem à biodiversidade costeira e/ou marinha experimentar um maior nível de proteção do que nas áreas situadas no seu entorno (CDB, 1992). Portanto, sua implementação tem como objetivo amenizar os impactos que afetam os oceanos e áreas costeiras ao redor do mundo. Com base nos resultados reportados na literatura científica a respeito da criação de ACMPs, os efeitos biológicos positivos são variados, tais como o aumento da riqueza de espécies, abundância e tamanho médio das espécies marinhas, em especial as de topo de cadeia, e o aumento do potencial reprodutivo, com consequente manutenção das características da história de vida que contribuem para melhorar a resiliência das populações marinhas (GARCIA *et al.*, 2013).

Atualmente, há muita discussão entre pesquisadores sobre a conformação que uma ACMP precisa ter para atender aos requerimentos espaço-temporais dos cetáceos. Uma das principais críticas faz referência às características naturais da maioria das populações de cetáceos, que apresentam alta mobilidade e costumam ter áreas de vida muito extensas, o que impossibilita a delimitação de uma única área protegida (HOYT, 2005). Dentre os diversos métodos existentes para a delimitação de uma área protegida, a abordagem baseada em uma espécie-alvo é uma das mais aplicadas em diversas regiões do mundo (PRIMACK; RODRIGUES, 2001). A escolha de uma espécie guarda-chuva representa, em muitas situações, uma escolha acertada em função da possibilidade de proteger simultaneamente todas as espécies que utilizam o(s) mesmo(s) ambiente(s) (MILLS, 2007). Neste caso, os cetáceos figuram como bons candidatos a espécies guarda-chuvas, uma vez que suas características naturais possibilitam o estabelecimento de um mosaico de ACMPs – desde que estas contemplem, minimamente, as porções principais dos habitats considerados críticos para a espécie em questão (UNEP, 2011).

Segundo a UNEP (2011), o processo de criação de ACMPs para cetáceos é complexo e deve considerar as seguintes etapas:

(i) definição dos objetivos da área marinha a ser protegida, fundamentados no conhecimento existente sobre a ocorrência de espécies de cetáceos no local e sobre a existência de ameaças à sua sobrevivência no local;

(ii) fundamentação da proposta, quando o caso envolve o estabelecimento de uma ACMP como ferramenta efetiva para combater as ameaças identificadas para os cetáceos e, então, garantir um *status* favorável à população local;

(iii) compilação de toda informação bibliográfica pertinente;

(iv) coleta de dados científicos atualizados referentes à espécie-alvo, atividades humanas na área e a existência, descrição e distribuição das ameaças na região;

(v) análise dos dados coletados para a identificação de habitats críticos para a espécie dentro da área a ser considerada, assim como de locais onde a espécie concentra suas atividades;

(vi) elaboração de uma proposta de criação de ACMP baseada em dados científicos, incluindo mapas para oferecer o suporte necessário para a tomada de decisão a respeito de prioridades de conservação e também para ser apresentado para consideração das autoridades competentes e por todas as partes envolvidas e;

(vii) início do processo de consulta pública, envolvendo a construção de campanhas de conscientização sobre a importância da causa, a participação das partes envolvidas, uma análise socioeconômica local e, sempre que necessário, a resolução de possíveis conflitos de interesses.

No Brasil, o instrumento legal para a criação de ACMPs é o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), instituído pela Lei Federal nº 9985 de 18 de julho de 2000 (BRASIL, 2000a), cuja formatação atual é resultado de extensos debates e iniciativas de implementação de diferentes instrumentos de gestão dos recursos naturais em todo o território brasileiro nas últimas décadas. Em seu texto, encontram-se definidas 12 categorias de unidades de conservação (UCs), divididas em dois grupos distintos: Unidades de Proteção Integral (Estação Ecológica; Reserva Biológica; Parque Nacional; Monumento Natural; Refúgio da Vida Silvestre) e Unidades de Uso Sustentável (Área de Proteção Ambiental; Área de Relevante Interesse Ecológico; Floresta Nacional; Reserva Extrativista; Reserva de Fauna; Reserva de Desenvolvimento Sustentável; Reserva Particular do Patrimônio Natural). As unidades de Proteção Integral têm por objetivo preservar a natureza, sendo admitido apenas o uso indireto dos seus recursos naturais, enquanto que as de Uso Sustentável possuem como prerrogativa compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável de parcela dos seus recursos naturais. Na referida lei estão previstas todas as etapas sugeridas pela UNEP, resguardadas as devidas peculiaridades, requeridas para a criação de ACMPs citadas no parágrafo anterior.

Os resultados decorrentes da implantação de UCs marinhas tem sido satisfatório até o presente, sendo reportado aumento da diversidade, densidade, biomassa e tamanho médio das espécies-alvo dentro de seus limites, além de aumento da biomassa de desovas por recruta e incremento do suprimento larval das populações protegidas (FRANCINI-FILHO; MOURA, 2008). Por outro lado, a delimitação de uma UC também introduz impactos socioeconômicos negativos para alguns setores, fato que desfavorece, em muitas situações, a mobilização das comunidades locais em torno da causa ambiental. Ao longo da costa brasileira, os cetáceos dispõem apenas de três UCs criadas especificamente para atender seus requerimentos biológicos. A Área de Proteção Ambiental (APA) Anhatomirim, localizada no estado de Santa Catarina, foi criada para assegurar a proteção da população residente de boto-cinza (*Sotalia guianensis*), a sua área de alimentação e reprodução, dentre outros objetivos (BRASIL, 1992).

Também em Santa Catarina está a APA da Baleia Franca, implementada com a finalidade de proteger, em águas brasileiras, a baleia franca austral (*Eubalaena australis*), além de garantir o uso racional dos recursos naturais da região (BRASIL, 2000b). Mais recentemente, a população de boto-cinza da Baía de Sepetiba, no litoral sul do Estado do Rio de Janeiro, também foi contemplada através da criação da APA Marinha do Boto-Cinza (PMM, 2014). Contudo, ressalta-se que muitas espécies de cetáceos podem se beneficiar indiretamente das UCs marinhas, criadas para outras finalidades, existentes no Brasil (LODI; BOROBIA, 2013).

As áreas continentais localizadas no entorno da Baía da Ilha Grande, popularmente conhecida como Costa Verde, possuem diversas UCs de Proteção Integral e de Uso Sustentável que incluem Floresta Ombrófila Densa e Mista, restinga, mangue e áreas marinhas (Figura 4.1) (VAN SLUYS *et al.*, 2009). No entanto, apenas duas UCs contemplam o território marinho da baía. A APA Municipal Baía de Paraty é gerida pela Prefeitura Municipal de Paraty, tendo como objetivo proteger a Baía de Paraty da pesca predatória, especialmente o arrasto (PMP, 1984). Assim, a prática de tais atividades pesqueiras possui local e épocas predeterminadas por força de lei municipal. A Estação Ecológica de Tamoios (Esec Tamoios), de gestão federal, é a única unidade de conservação que contempla o território marinho da área de estudo (BRASIL, 1990). Criada como medida compensatória pela instalação das usinas nucleares de Angra I e Angra II, sua extensão está limitada a um raio de 1 km de apenas algumas ilhas, abrangendo apenas 4% de toda a área da Baía da Ilha Grande (MMA, 2006).

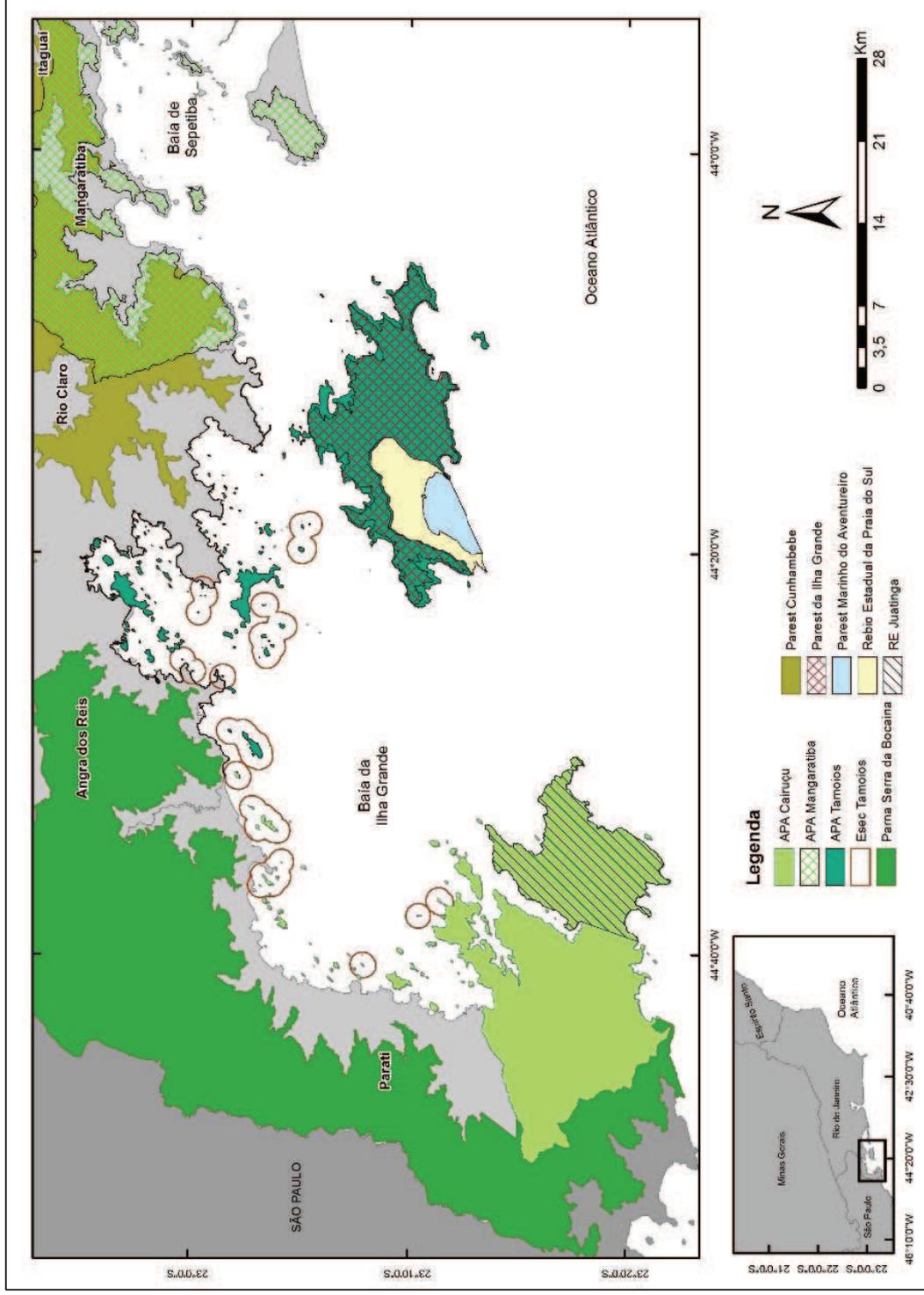


Figura 4.1 - Unidades de conservação federais e estaduais existentes no entorno da Baía da Ilha Grande, RJ (Abreviações utilizadas: APA = Área de Proteção Ambiental; Esec = Estação Ecológica; Parna = Parque Nacional; Parest = Parque Estadual; Rebio = Reserva Biológica; e RE = Reserva Ecológica).

Observa-se, a partir do apresentado, que nenhuma das UCs existentes na parte oeste da Baía da Ilha Grande tem como objetivo direto a conservação do boto-cinza (*Sotalia guianensis*). Dessa forma, pouco mais de uma década após o levantamento iniciado por Lodi (2002), neste último capítulo são retomadas as discussões acerca da necessidade de implantação de políticas conservacionistas efetivas para o boto-cinza da Baía da Ilha Grande. As informações aqui disponibilizadas visam facilitar o processo de tomada de decisão, no que se refere à conservação da espécie na área de estudo. As análises apresentadas tiveram como base a modelagem de distintos cenários conservacionistas para a espécie, por intermédio de uma análise da viabilidade populacional. Adicionalmente, foram conduzidas análises de poder estatístico sobre as estimativas de abundância contidas no Capítulo II deste documento, no sentido de identificar a tendência observada para a população nestes seis anos de monitoramento. Além das análises de cunho temporal já citadas, a perspectiva espacial da população também foi considerada. Para tanto, ferramentas de Sistema de Informações Geográficas (SIG) foram utilizadas para identificar a área de vida da população na baía e, assim, possibilitar a delimitação de uma unidade de conservação marinha voltada para os requerimentos bioecológicos de *S. guianensis* na região.

4.2 Materiais e Métodos

4.2.1 Coleta dos dados

Os procedimentos adotados para a coleta dos dados constam no item 1.6 da Introdução deste documento.

4.2.2 Análises relacionadas à tendência populacional

Quando uma série temporal de estimativas de abundância de uma população é avaliada, a hipótese nula usual (H_0) é a de que não há tendência de declínio ou crescimento no seu tamanho. Neste sentido, ao submeter essas séries temporais a análises estatísticas, é possível determinar se a hipótese nula é falsa e, em caso positivo, se é possível concluir que o *status* da população está mudando ao longo do tempo. Referidas como análises de poder estatístico (GERRODETTE, 1987), este tipo de inferência permite que a rejeição da hipótese nula seja feita corretamente, sendo definida por $1 - \beta$ (onde β é a probabilidade do erro Tipo II).

No caso do presente estudo, esta averiguação foi feita através do *software* TRENDS (GERRODETTE, 1987; 1993). Segundo Taylor *et al.* (2007), uma análise de poder com resultados confiáveis deve apresentar, minimamente, 80% de certeza (*i.e.*, $1 - \beta \geq 0,80$). Além de buscar identificar se o monitoramento realizado foi suficiente para atender a este pré-requisito, as simulações neste estudo foram realizadas seguindo os mesmos critérios estabelecidos por Cantor *et al.* (2012), de modo a possibilitar comparações, tendo em vista que o referido estudo representa o único esforço de avaliação de tendências para *S. guianensis* até o presente. Sendo assim, as simulações envolveram a análise de poder para a identificação de uma queda brusca de 50% da abundância durante todo o período de monitoramento e um declínio modesto de 5% ao ano. Adicionalmente, devido à recente inclusão da espécie na categoria *Vulnerável*, também foi simulado o poder para detecção de uma redução de 30% do tamanho populacional no decorrer dos seis anos, conforme consta nas diretrizes da IUCN para esta categoria de ameaça (IUCN, 2012).

Para gerar as simulações, o programa requer a inclusão de informações pertinentes à população, sendo o coeficiente de variação (CV) das estimativas de abundância a principal delas. De acordo com Gerrodette (1987), o método escolhido para a realização das estimativas de abundância tem influência direta sobre a variação dos dados. No caso das estimativas baseadas em métodos de marcação-recaptura, o CV da abundância costuma ser proporcional à sua raiz quadrada. Porém, por esta não ser a única fonte de variação, o mesmo autor recomenda que essa premissa seja testada. Dessa forma, a exemplo do realizado por Cantor *et al.* (2012), os CVs de cada ano foram plotados contra $\sqrt{N_\theta}$ e $(\sqrt{N_\theta})^{-1}$, respectivamente. Como não foi observada nenhuma relação entre ambos, aqui ele foi calculado como a média dos CVs anuais apresentados no Capítulo II. Os demais parâmetros requeridos pelo programa foram ajustados da seguinte forma: níveis de significância $\alpha = 0,05$ e $\beta = 0,05$, realização de teste unicaudal (uma vez que o foco foi direcionado para a detecção de declínio populacional), e mudanças populacionais do tipo exponencial. Para a averiguação de linearidade da amostra através da regressão, as estimativas totais da população (incluindo a proporção de indivíduos não marcados) foram transformadas em logaritmos naturais.

4.2.3 Análise da viabilidade populacional

As análises relativas à viabilidade populacional do boto-cinza na parte oeste da Baía da Ilha Grande foram feitas através do *software* VORTEX 10.0, que se baseia na simulação de modelos estocásticos para estimar a viabilidade de populações sob determinadas condições hipotéticas (LACY; POLLAK, 2014). O referido programa demanda a adição de dados demográficos da espécie em questão, para modelar os cenários de manejo desejados. Devido à ausência de informações referentes à história de vida da população de botos estudada, alguns parâmetros requeridos pelo programa foram extrapolados a partir dos resultados de pesquisas conduzidas em outras localidades e, em alguns casos, a partir de informações disponíveis para uma espécie equivalente (no caso, o golfinho nariz-de-garrafa *Tursiops truncatus*), conforme explicitado na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 - Parâmetros de entrada usados nas simulações efetuadas pelo programa VORTEX para o boto-cinza da parte oeste da Baía da Ilha Grande.

Parâmetro	Valor do parâmetro	Fonte consultada
Primeiro ano de reprodução (anos)	7 (machos/fêmeas)	ROSAS e MONTEIRO-FILHO, 2002
Longevidade (anos)	30	ROSAS <i>et al.</i> , 2003
Proporção sexual (no nascimento)	50:50	THOMPSON <i>et al.</i> , 2000 ^a
Sistema de acasalamento	Poligâmico 75% dos machos adultos no <i>pool</i> reprodutivo	ROSAS e MONTEIRO-FILHO, 2002 THOMPSON <i>et al.</i> , 2000 ^a
Reprodução	Independente da densidade Ausência de depressão por endogamia Fêmeas gerando apenas 1 filhote por ninhada Não concordância entre variação ambiental na reprodução e sobrevivência	THOMPSON <i>et al.</i> , 2000 ^a HOLLATZ <i>et al.</i> , 2010 ROSAS e MONTEIRO-FILHO, 2002 THOMPSON <i>et al.</i> , 2000 ^a

^aDefinido a partir dos dados disponíveis para o golfinho nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*).

Os demais dados foram obtidos a partir de estudos pretéritos realizados na Baía da Ilha Grande e também extraídos dos dados gerados nos capítulos anteriores desta tese. Com relação a este último, surge a necessidade de apontar algumas ressalvas. O tamanho inicial da população foi definido pela estimativa gerada para o primeiro ano de monitoramento ($\widehat{N}_{\theta(2007)} = 676$ indivíduos; ver Capítulo II). A taxa de mortalidade dos indivíduos adultos foi estabelecida como sendo o complemento da estimativa de sobrevivência gerada pelo desenho robusto (*i.e.*, $1 - \varphi$, considerando que $\varphi = 0,92 \pm 0,02$; ver Capítulo II). No caso dos indivíduos imaturos (filhotes e juvenis), como esta parcela da população é normalmente excluída das análises de marcação-recaptura por não apresentarem padrões que possibilitem sua identificação individual pela foto-identificação, a taxa de mortalidade foi aproximada levando-se em conta estudos que abordaram o recolhimento de carcaças de botos encontrados mortos em praias de outras áreas de ocorrência da espécie (*e.g.* RAMOS, 1997; ROSAS *et al.*, 2003; WANDERLEY, 2013). De modo geral, estes estudos apontam que os indivíduos imaturos são mais frequentes nos episódios de captura acidental/encalhe do que os adultos em cerca de 50%. Portanto, esses indivíduos tiveram sua taxa de mortalidade dobrada em relação à observada para os adultos. No que diz respeito à taxa de fecundidade da população, foi feita uma extrapolação a partir dos resultados relativos às fêmeas da população em questão obtidos por Galvão (2015), combinado a uma adaptação do modelo proposto por Fruet (2008), isto é:

$$F = \frac{\left(\frac{N_{fj}}{f_m}\right)}{2}$$

onde F é a proporção anual de fêmeas adultas em fase reprodutiva; N_{fj} é o número médio de fotos contendo registros de filhotes ou juvenis; e f_m é o número de fêmeas maduras na população (definido a partir de Galvão, 2015). O quociente 2 faz referência ao tempo aproximado, em anos, que cada fêmea gasta em termos de cuidado parental para com seus filhotes (SANTOS *et al.*, 2001). Este parâmetro ficou estimado, então, em 0,2 (20% ± 10%) para a parte oeste da Baía da Ilha Grande.

Para efeitos de comparação, foram modelados quatro cenários para a população, que serão caracterizados a seguir. É válido ressaltar que, diante da dificuldade de dimensionar os impactos reais aos quais os botos estão sujeitos na região, optou-se pela adoção de uma postura conservadora na construção dos cenários.

i. Cenário 1 – Estado atual da população

Considera as condições atuais observadas para a população no local, com taxa de mortalidade para os filhotes e juvenis de 16% (± 1) e de 8% (± 1) para os adultos.

ii. Cenário 2 – Aumento da mortalidade

Neste cenário, é incluída a possibilidade de aumento de 50% na taxa de mortalidade dos botos, caso a pressão de pesca, assim como o número de navios fundeados, aumente na Baía da Ilha Grande, a exemplo do que tem sido registrado para a vizinha Baía de Sepetiba nos últimos dois anos (SILVA *et al.*, 2012; TORRES; GARCIA, 2014). Assim, a taxa de mortalidade considerada neste cenário foi de 32% (± 4%) para filhotes e juvenis e de 16% (± 2%) para indivíduos adultos.

iii. Cenário 3 – Implementação de manejo restritivo

Este cenário considerou a possibilidade de implementação de ações efetivas para a redução em 50% da taxa de mortalidade atualmente exibida pela população. Dessa maneira, a taxa de mortalidade passou a ser de 8% (± 1%) para os filhotes e juvenis e de 4% (± 1%) para os botos adultos.

iv. Cenário 4 – Implementação de manejo sustentável

Consistiu na simulação dos prováveis efeitos decorrentes do delineamento de ações de manejo que possibilitem a redução da taxa de mortalidade atualmente observada em 1%. Com isso, os valores de entrada para este parâmetro na simulação foram de 15% (± 2%) para os filhotes e de 7% (± 1%) para os indivíduos adultos.

Adicionalmente, as informações a seguir foram constantes para todos os cenários: número de replicações (1000); número de anos projetados (100 anos); duração de cada ano (365 dias); definição de extinção (apenas um sexo sobrevive); ausência de dispersão entre populações; capacidade-suporte ($K = 1000 \pm 100$; definida arbitrariamente em comparação ao observado para a população da Baía de Sepetiba; NERY; SIMÃO, 2012); e distribuição etária estimada como estável dentro da população. Variações ambientais, com exceção do caso descrito na Tabela 4.1, foram consideradas sempre que possível e se basearam no desvio padrão dos dados disponíveis. Nenhum dos cenários foi modelado avaliando a ocorrência de catástrofes, remoções (*harvest*) e suplementações populacionais.

4.2.4 Análises da área de vida da população

Os dados contidos no GPS foram transferidos para o computador através do *software* GTM TrackMaker PRO 4.9 que, posteriormente, gerou planilhas eletrônicas que continham a relação das coordenadas geográficas de todas as marcações feitas em cada saída de campo. Em virtude da existência de diferentes protocolos para a coleta de informações geográficas em cada período, mesmo reconhecendo que isto possa ter resultado em uma subamostragem (*vide* REYNOLDS; LAUNDRE, 1990; ROONEY *et al.*, 1998; SOLLA *et al.*, 1999; POWELL, 2000 para mais detalhes), optou-se pela redução de possíveis efeitos da autocorrelação dos dados espaciais para as estimativas da área de vida da população sem, no entanto, reduzir consideravelmente o tamanho amostral considerado nas análises. Assim, as planilhas geradas passaram por uma triagem, visando selecionar apenas a primeira e a última localização geográfica dos grupos avistados para cada dia de amostragem.

Todas as análises referentes à área de vida foram conduzidas utilizando o *software* ArcGIS 10.2, uma ferramenta de Sistema de Informações Geográficas (SIG) comumente utilizada em investigações espaciais. Seguindo os procedimentos indicados em MacLeod (2013), foram utilizadas as extensões *Spatial Analyst* e *Geostatistical Analyst* do referido programa para a definição das funções de densidade necessárias às análises espaciais. Em função da existência de muitas ilhas na área de estudo, todas as funções de densidade foram calculadas considerando a exclusão dessas áreas, assim como das porções continentais. Nesse contexto, a Carta Náutica DHN nº 1633 foi georreferenciada, servindo como base cartográfica para a delimitação da linha da costa e das ilhas, assim como para a definição das linhas de isóbata. Os dados geográficos adotados neste estudo tiveram o SIRGAS 2000 como sistema geodésico referencial, além de estarem projetados segundo a Projeção Universal Transversa de Mercator (UTM Zona 23S).

As áreas de vida foram estimadas segundo a função de densidade kernel (fixo), com contornos de distribuição de utilização de 95% (kernel 95%) e de 50% (kernel 50%), considerando todas as saídas de campo (área de vida total) e as saídas realizadas em cada estação (seca e chuvosa; *cf.* SOARES *et al.*, 2014). Utilizou-se o teste do qui-quadrado para averiguar a existência de diferenças significativas entre as áreas definidas para ambas as estações. O parâmetro de suavização do kernel (h) foi calculado através do método da largura de referência (h_{ref}), visto que este método é menos sensível a distribuições agrupadas quando comparado ao método da validação cruzada dos quadrados mínimos (h_{lscv}) (HEMSON *et al.*, 2005; RAYMENT *et al.*, 2009). A função do método da largura de referência é dada pela equação abaixo (WORTON, 1989),

$$h_{ref} = \sigma n^{-1/6}$$

onde n é o número de localizações geográficas, enquanto que σ é calculado pela equação que segue,

$$\sigma = 0,5 \times (\sigma_x + \sigma_y)$$

onde σ_x e σ_y são o desvio padrão das coordenadas geográficas x (longitude) e y (latitude), respectivamente.

4.3 Resultados

De modo geral, a precisão das estimativas aqui apresentadas foi alta ($CV = 0,055$; para maiores detalhes, ver Taylor *et al.*, 2007). A hipótese nula, de tamanho populacional constante, não pôde ser rejeitada uma vez que não houve diferença significativa evidenciada pela análise de regressão ($t = -0,887$; $P = 0,440$; Figura 4.2). Os dados coletados por este estudo permitiriam a detecção de um declínio populacional, a um nível aceitável de poder estatístico, de 18% ao longo de todo o período ou de 4% ao ano. Embora o coeficiente de regressão ($b = -0,041$) tenha apontado para uma redução na ordem de 4,1% da população ao longo dos seis anos de estudo, o poder estatístico para detectar essa taxa de declínio foi baixo ($1 - \beta = 0,13$). Tal fato foi motivado pela baixa estimativa do tamanho da população para o ano de 2012 (Figura 4.2). Ainda assim, considerando um poder estatístico de 80%, seriam necessários seis anos adicionais de monitoramento para verificar a existência de uma possível redução desta população.

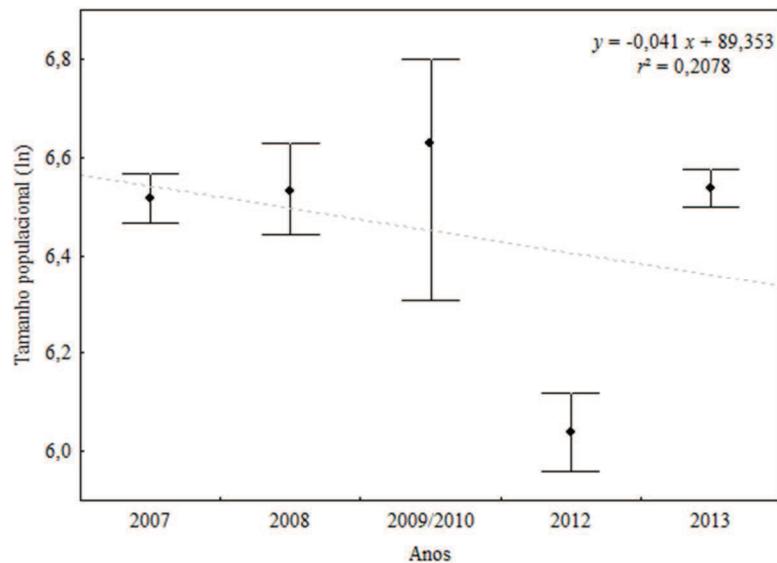


Figura 4.2 - Regressão linear das estimativas de abundância anuais transformadas em logaritmo natural (incluindo a proporção de animais não-marcados da população) para o boto-cinza da parte oeste da Baía da Ilha Grande. Barras representam intervalos de confiança a 95%.

Devido à elevada precisão, o monitoramento que foi realizado seria capaz de detectar uma redução brusca de 50% ($1 - \beta = 1,00$), de 30% ($1 - \beta = 1,00$), além de um declínio de 5% ao ano ($1 - \beta = 0,93$) da população (Figura 4.).

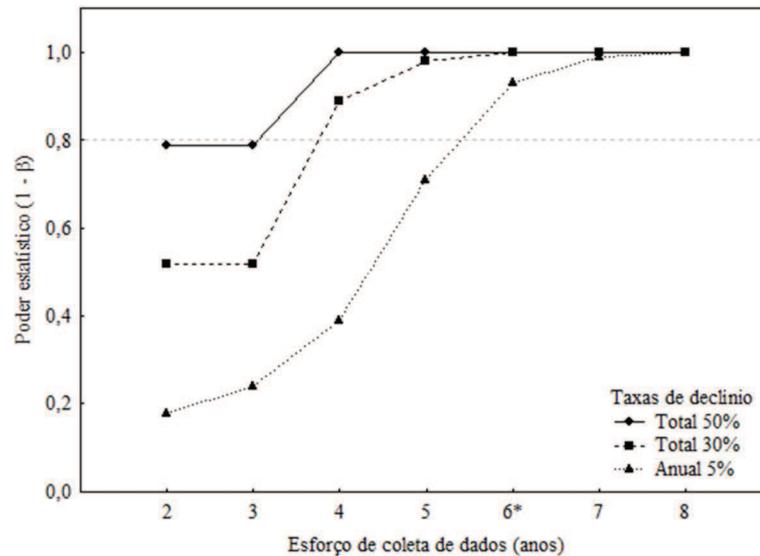


Figura 4.3 - Representação gráfica do poder estatístico para a detecção de mudanças na população de *S. guianensis* da parte oeste da Baía da Ilha Grande sob a perspectiva de três cenários de declínio populacional distintos. A linha cinza horizontal tracejada indica a probabilidade aceitável ($1 - \beta = 0,80$) para a detecção de mudanças. O asterisco destaca o período de monitoramento deste estudo.

As análises de viabilidade populacional, apesar de terem sido conduzidas dentro de um contexto conservador e, de certa forma, subjetivo, trazem projeções preocupantes para a população de *S. guianensis* a longo prazo se nenhuma medida for tomada em tempo hábil. O cenário atual para a espécie na Baía da Ilha Grande indica que, caso as taxas de mortalidade observadas atualmente sejam mantidas, devido à ocorrência de processos de natureza estocástica, a população poderá ser reduzida à metade dentro de 100 anos, passando dos atuais 676 (± 17) indivíduos para 320 (± 155) (Cenário 1; Figura 4.4). Logo, nesta situação o risco de extinção é afastado (Tabela 4.2). Por outro lado, uma situação drástica para o boto-cinza na região poderia ser a duplicação das taxas de mortalidade. Tal fato poderia provocar um declínio considerável do tamanho populacional, que seria reduzido a apenas 6 indivíduos (± 3) em 50 anos de acordo com as projeções (Figura 4.4; Tabela 4.2). Nestas condições, simulações estocásticas indicam que a espécie poderia ser localmente extinta dentro de 50 anos (Cenário 2; Figura 4.5).

A implementação de um manejo que resulte em reduções das taxas de mortalidade poderia surtir efeitos positivos sobre a população, fato que foi evidenciado pelas simulações dos Cenários 3 e 4 (Figura 4.4; Tabela 4.2). Medidas que ofereçam um maior espectro de proteção à espécie poderiam assegurar o pleno crescimento da população, que poderia chegar a 920 indivíduos (± 80), dentro de 100 anos (Cenário 3). Embora menos efetivas quando comparadas ao descrito anteriormente, ações que viabilizem um declínio na taxa de mortalidade desta população em 1% também seriam válidas para sua conservação, haja vista que o tamanho da população tenderia à uma constância ao longo do período projetado (Cenário 4).

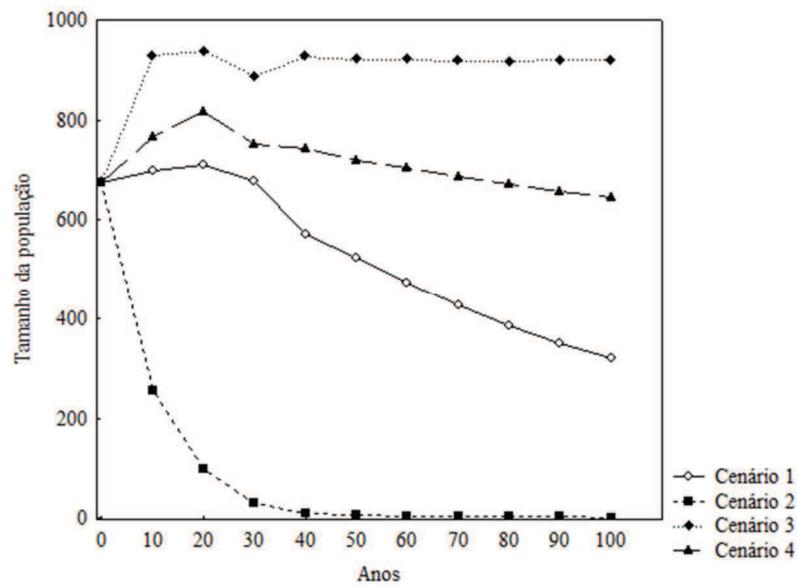


Figura 4.4 - Projeção do tamanho da população de *S. guianensis* da parte oeste da Baía da Ilha Grande conforme os quatro cenários hipotéticos criados.

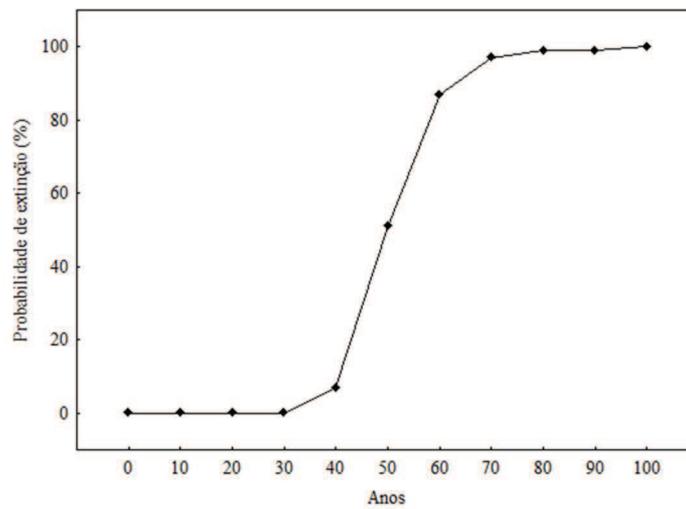


Figura 4.5 - Probabilidade de extinção por processos estocásticos para o boto-cinza na Baía da Ilha Grande segundo o Cenário 2.

Tabela 4.2 - Quadro-resumo da análise da viabilidade da população de botos segundo os quatro cenários hipotéticos idealizados.

Cenário	Característica principal	r-det	r-estoc (± DP)	$N_{50 \text{ anos}}$ (± DP)	$N_{100 \text{ anos}}$ (± DP)	$P_{\text{ext } 100 \text{ anos}}$ (%)
1	Condições atuais	2,241	-0,008 (± 0,044)	525 (± 128)	320 (± 155)	0
2	Aumento da mortalidade em 50%	2,042	-0,107 (± 0,118)	6 (± 3)	0	100
3	Redução da mortalidade em 50%	2,327	0,040 (± 0,045)	921 (± 77)	920 (± 80)	0
4	Redução da mortalidade em 1%	2,253	0,003 (± 0,044)	720 (± 136)	646 (± 179)	0

Legenda: r-det = taxa de crescimento determinístico; r-estoc = taxa de crescimento estocástico; $N_{50 \text{ anos}}$ = tamanho da população em 50 anos; $N_{100 \text{ anos}}$ = tamanho da população em 100 anos; $P_{\text{ext } 100 \text{ anos}}$ = probabilidade de extinção em 100 anos; DP = desvio-padrão.

Para as análises da área de vida da população, obteve-se um total de 586 pontos de localização geográfica dos grupos de *S. guianensis* ao longo dos 51 cruzeiros realizados na área de estudo, dentre os quais 101 foram utilizados. Considerando-se a totalidade dos pontos selecionados, observa-se que os botos utilizaram a parte oeste da Baía da Ilha Grande de forma heterogênea, ao longo de uma área bem delimitada de 39,8 km² (kernel 95%), que se sobrepõe aos limites da Esec Tamoios em apenas 16% (6,5 km²), especificamente nos arredores das ilhas Comprida (a sudeste) e das ilhas Comprida, Ilhota Grande e Ilhota Pequena (a nordeste). Adicionalmente, registra-se a ocorrência de duas áreas centrais de atividades pelos botos (kernel 50%), com 8,8 km² ao todo: uma ao redor da Ilha Comprida e outra a sudeste da Ilha do Cedro (Figura 4.6). Não houve sobreposição entre nenhuma das áreas centrais de atividades e a Esec Tamoios.

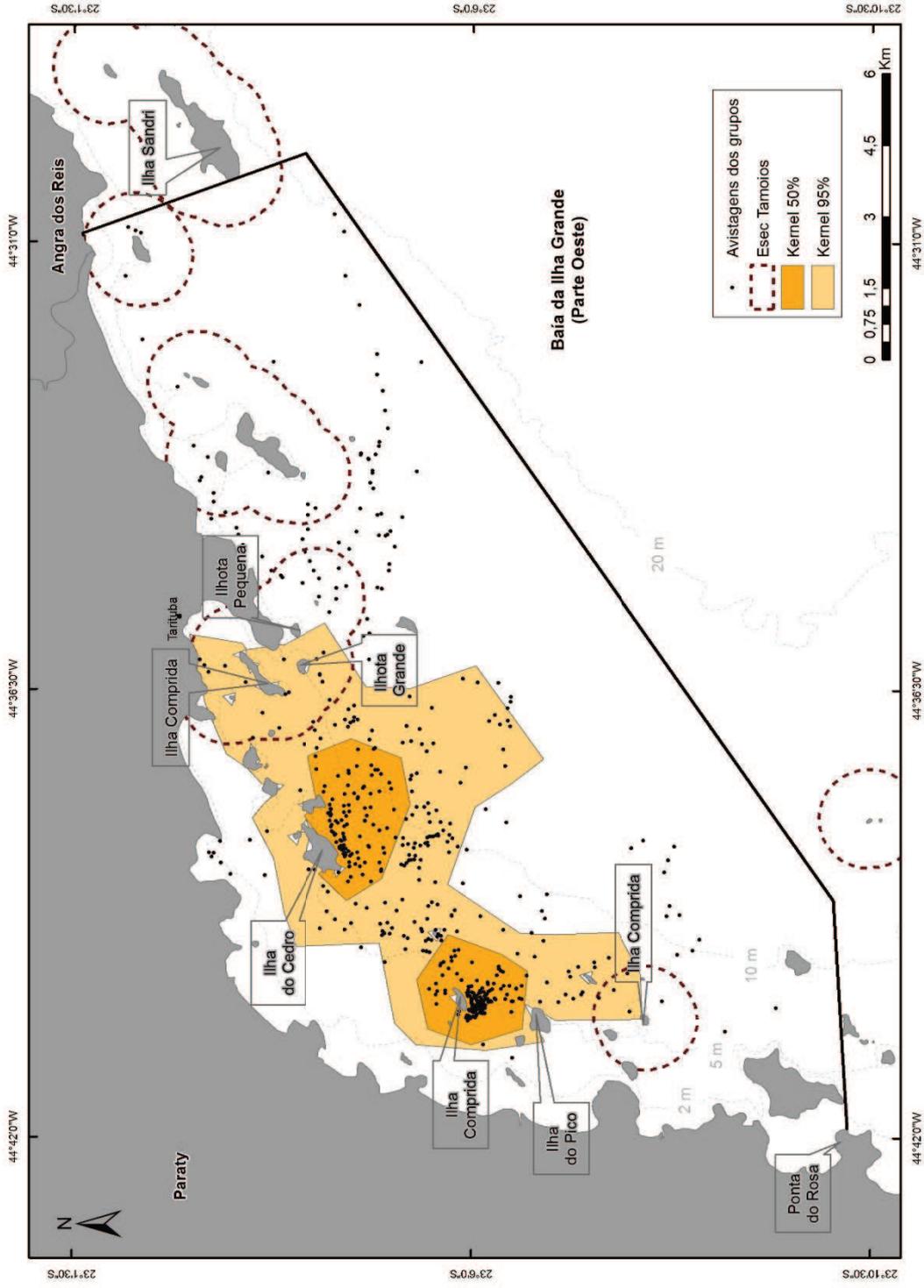


Figura 4.6 - Delimitação da área de vida total da população de *S. guianensis* da parte oeste da Baía da Ilha Grande, com indicação das distintas distribuições de utilização (kernel 95% e kernel 50%).

O tamanho das áreas de vida da população variou de maneira sazonal, sendo relativamente maiores durante a estação seca (kernel 50% = 13,5 km²; kernel 95% = 39,1 km²; Figura 4.7) e menores durante a chuvosa (kernel 50% = 3,0 km²; kernel 95% = 22,7 km²; Figura 4.7), com diferenças estatisticamente significativas entre ambas ($\chi^2 = 48,6$; gl= 1; $P < 0,000$). Observa-se também que alguns trechos das áreas utilizadas na estação seca e na chuvosa se sobrepuseram, tanto para o kernel 50% (2,87 km²) como para o kernel 95% (18,42 km²). No tocante à delimitação da Esec Tamoios, foram registradas interseções apenas para a área de vida total (kernel 95%). Durante a estação seca, cerca de 22% (8,7 km²) da área dos botos se sobrepôs aos raios de 1 km da referida UC no entorno das ilhas Comprida (a sudoeste) e das ilhas Comprida, Ilhota Grande, Ilhota Pequena, Laje do Cesto e Araraquara (a nordeste). Já para o período chuvoso, apenas 11% (2,4 km²) da área dos botos interseccionou os limites da UC nos arredores da ilha Comprida (a nordeste).

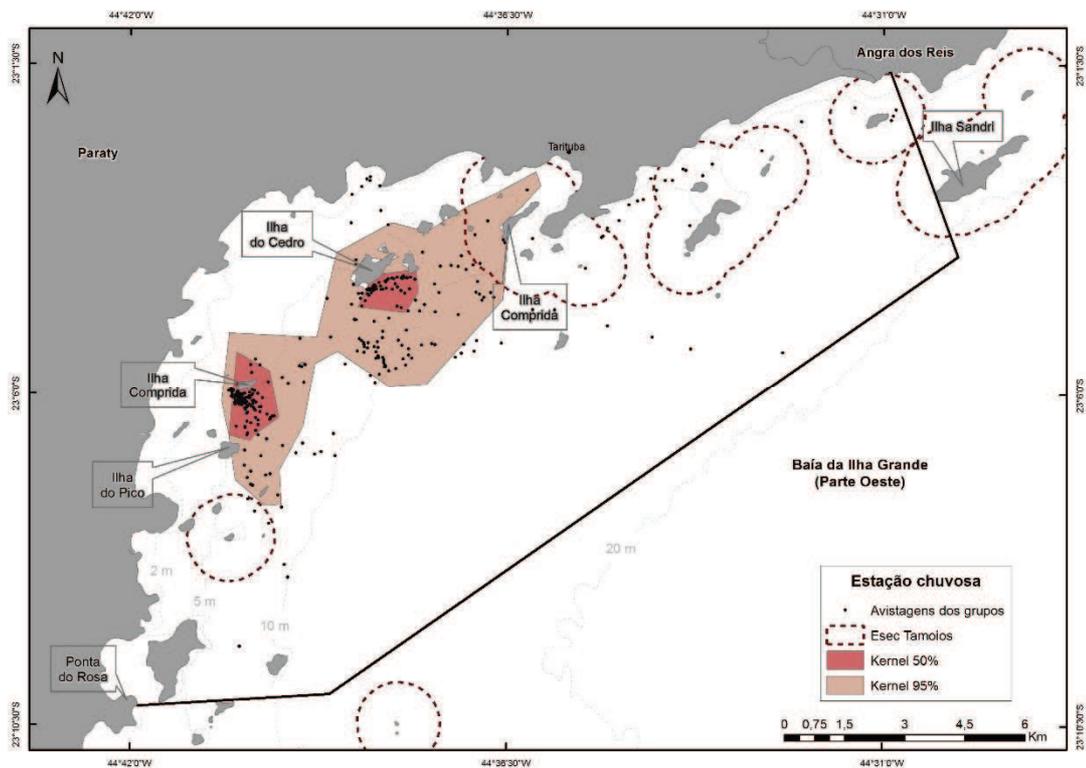
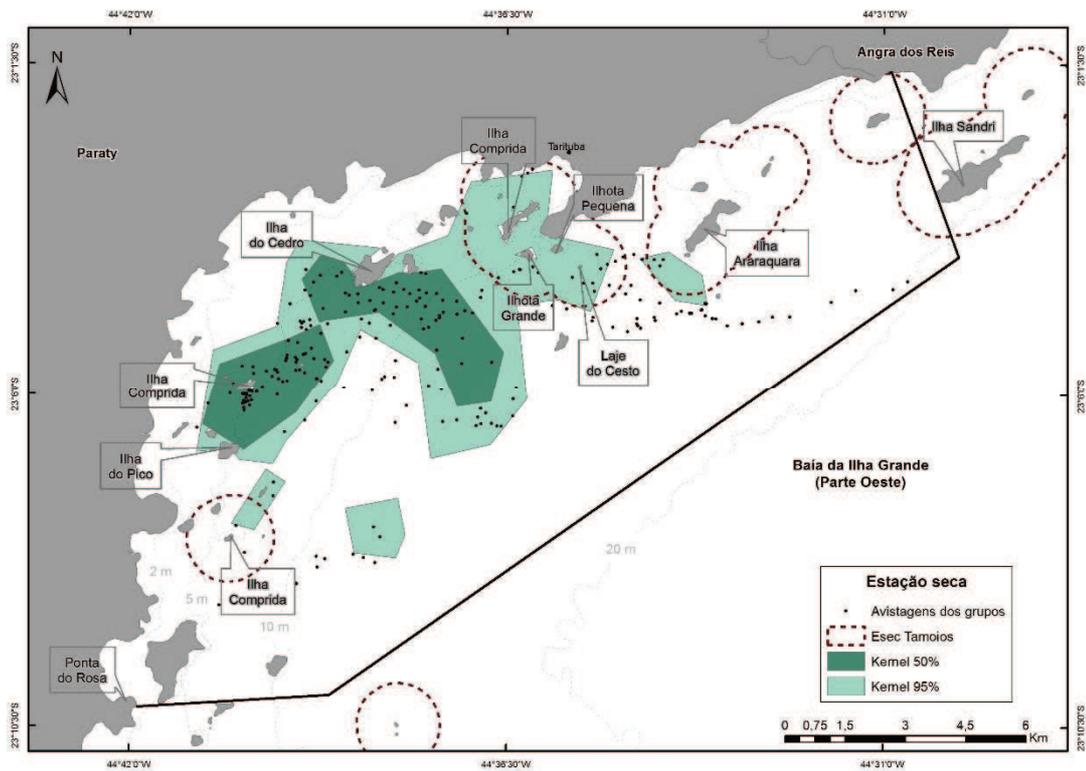


Figura 4.7 - Áreas de vida da população de boto-cinza nas estações seca (em cima, na cor verde) e chuvosa (embaixo, na cor rosa) durante o monitoramento realizado entre 2007 e 2013 na parte oeste da Baía da Ilha Grande.

4.4 Discussão

Investigações acerca da tendência populacional são importantes para o manejo adequado de populações animais. Espécies que exibem ampla capacidade de deslocamento, como é o caso dos cetáceos, impõem um desafio ao monitoramento das baixas taxas de mudanças na população (GERRODETTE, 1987). Dentre as principais limitações, temos o fato de que essas mudanças podem ser confundidas com variações naturais na abundância (FORNEY, 2000) e com padrões de uso do espaço (TAYLOR *et al.*, 2007). Os resultados aqui apresentados, em virtude do baixo coeficiente de variação ($CV = 0,05$), asseguraram confiabilidade às análises, indicando que a identificação de todas as hipóteses de declínio da população seria possível. Apesar de reportar flutuações na abundância no decorrer dos seis anos de monitoramento, as análises de tendência indicaram que o número de botos na parte oeste da Baía da Ilha Grande permaneceu estável. Ainda assim, devido às já citadas limitações, ressalta-se a necessidade da manutenção do esforço de pesquisas no local, especialmente nos próximos seis anos.

O caso mais emblemático em relação à identificação de tendências foi registrado para a Baía de Guanabara, RJ, onde se reportou uma tendência ao declínio de 16,9% do seu tamanho em apenas 5 anos (AZEVEDO *et al.*, 2008). No estuário do rio Caravelas, BA, a exemplo do resultado do presente estudo, também se registrou uma estabilidade da população, embora também tenha sido evidenciada a necessidade de continuação de pesquisas na região para a identificação da tendência positiva apontada pelo coeficiente de regressão (CANTOR *et al.*, 2012). Os mesmos autores destacam, no entanto, que, apesar do *status* aparentemente favorável dessa população, convém adotar uma postura conservadora em relação à espécie, principalmente por causa dos hábitos especialistas que ela possui no que diz respeito ao uso do hábitat.

Ao longo dos seis anos de estudo foi possível observar a ocorrência de duas áreas de uso intenso pelo boto-cinza. Conforme já discutido no Capítulo I, os resultados aqui apresentados corroboram o levantamento realizado por Lodi (2003), destacando o fato de que os arredores da Ilha Comprida e da Ilha do Cedro dispõem de microambientes favoráveis para a sobrevivência do boto-cinza, com os animais passando a maior parte do tempo envolvidos em atividades de pesca nessas áreas. Futuramente, estudos de modelagem de hábitat poderão refinar estas evidências. Porém, a presença de manguezais na porção continental e de um conjunto de ilhas nesses dois pontos da área de estudo já foi apontada por Lodi (2002) como fatores relevantes, provavelmente por otimizar a captura de presas. Grupos contendo elevado número de filhotes foram registrados nessas duas localidades (TARDIN *et al.*, 2011). Aliás, a intrínseca relação entre os ambientes de manguezais (e ecossistemas associados) e *S. guianensis*¹ é também registrada em outras regiões, como a Baía da Babitonga, SC (CREMER, 2000), o estuário do rio Caravelas, BA (ROSSI-SANTOS; WEDEKIN, 2006) e o estuário do rio Paraguaçu, BA (BATISTA *et al.*, 2014).

A área de vida relativamente pequena registrada para a população da parte oeste da Baía da Ilha Grande segue o padrão encontrado para a espécie nas demais áreas. Na Enseada do Mucuripe, CE, os botos ocupam uma área de vida de 11,56 km² (kernel 95%), sendo que o

¹ Esta relação foi ressaltada na recente publicação do Ministério do Meio Ambiente sobre os manguezais brasileiros (MMA, 2015). De acordo com o Plano de Ação Nacional para a Conservação das Espécies Ameaçadas e de Importância Socioeconômica do Ecossistema Manguezal (PAN Manguezal), *Sotalia guianensis* consta na lista das espécies ameaçadas que serão beneficiadas pela conservação desses ecossistemas. De modo semelhante, as áreas de mangue da Baía da Ilha Grande, a maioria localizados na sua parte oeste, também serão alvo das ações voltadas para proteção.

centro das atividades (kernel 50%) foi concentrado numa pequena área de 2,57 km², com o registro de áreas de vida menores durante a estação chuvosa em comparação com a estação seca (MEIRELLES, 2013). O mesmo foi registrado para a Baía Norte, SC, com a população apresentando áreas de vida entre 32,12 km² e 8,32 km² (kernel 95%) e centros de atividades (kernel 50%) variando entre 0,73 km² e 3,91 km², também havendo o registro de flutuações sazonais neste padrão (WEDEKIN *et al.*, 2007).

Mudanças na área utilizada pelos cetáceos costumam ser reflexo da distribuição das suas presas preferenciais (*e.g.* WILSON *et al.*, 1997; KARCZMARSKI *et al.*, 1999; BEJDER; DAWSON, 2001; HASTIE *et al.*, 2004). Uma vez identificadas, as áreas utilizadas pela população de *S. guianensis* da Baía da Ilha Grande precisam ser corretamente manejadas, na tentativa de garantir a proteção de habitats que são críticos para a espécie no local. Neste sentido, as variações sazonais no uso do espaço também devem ser incluídas quando da delimitação da área a ser protegida (WILSON *et al.*, 2004).

Em um estudo realizado com golfinhos-de-Hector (*Cephalorhynchus hectori*) da Nova Zelândia, que também estão ameaçados de extinção, ficou destacada a necessidade dessa consideração, tendo em vista que a pressão de pesca existente fora da área protegida (que foi criada sem levar em conta essa variação) ainda expõe a espécie a elevados riscos de captura acidental (RAYMENT *et al.*, 2010).

Pesquisas que têm a análise de viabilidade populacional como eixo central configuram uma opção factível para a designação dos riscos inerentes à estabilidade das populações de cetáceos. Incertezas referentes aos parâmetros de entrada para a execução das simulações sinalizam, por si só, que as probabilidades de extinção aqui apresentadas devem ser interpretadas de forma cautelosa. Por outro lado, justamente pela capacidade ainda restrita de detectar todos os impactos que afetam populações silvestres, é que se torna válido lançar mão do princípio da precaução. Sendo assim, é compreensível afirmar que o principal produto dessas análises advém da viabilidade relativa da população quando exposta às condições dos diferentes cenários criados. Ao tomá-los como referência, é possível especular diferentes estratégias para o manejo adequado da população (*e.g.* MARTIEN *et al.*, 1999; THOMPSON *et al.*, 2000). O resultado da simulação do *Cenário 1* merece destaque pelo simples fato de projetar a redução da população à metade em 100 anos caso nenhuma medida voltada à proteção da espécie no local seja adotada. Em outras palavras, as taxas de mortalidade observadas atualmente para a população, aliadas à baixa capacidade reprodutiva dos cetáceos (WHITEHEAD; MANN, 2000), podem se tornar preocupantes em longo prazo para o boto-cinza.

Embora pareça exagerado num primeiro momento, existe a possibilidade de que as condições do *Cenário 2* se consolidem na Baía da Ilha Grande dentro de alguns anos. A motivação para a criação deste cenário veio de duas situações distintas, cujos efeitos sinérgicos podem ser devastadores para os cetáceos, que serão brevemente detalhadas a seguir. A recém-criada APA Marinha do Boto-Cinza cobre aproximadamente 250 km² do espelho d'água da Baía de Sepetiba (PMM, 2015). De acordo com seu ato de criação, e em conformidade com o disposto no SNUC a respeito da categoria escolhida, uma das principais ações voltadas para a conservação da espécie será o ordenamento do uso do espaço marinho protegido, com destaque para a proibição da pesca usando redes de cerco com traineiras, arrasto com a utilização de sistema de parelha e portas, além de redes de couro (PMM, 2015). Este tipo de pesca, notadamente predatório, tem sido o responsável pela redução dos estoques pesqueiros da baía nos últimos anos, fazendo com que os pescadores artesanais da região tenham de aumentar o esforço de captura para garantir seu sustento e, não raro sua subsistência, impactando diretamente a população de botos locais através da captura acidental nas redes (SILVA;

FLACH, 2014). Assim, é de se esperar que ações voltadas para a fiscalização de embarcações com esse perfil na área delimitada sejam intensificadas e, com o passar do tempo, possa haver o deslocamento deste vetor de impacto para áreas próximas com estoques pesqueiros relativamente altos, como é o caso da Baía da Ilha Grande. Entre 2011 e 2012 já houve registro de aumento da exploração dos recursos pesqueiros por embarcações contendo os petrechos de pesca citados na área externa à Baía da Ilha Grande (FIPERJ, 2013). A maior parte das embarcações é de Ubatuba, litoral norte do Estado de São Paulo, sendo que este deslocamento se deu em função das proibições praticadas a partir da criação da APA Marinha do Litoral Norte de São Paulo (FREITAS, 2014).

Um outro ponto que suscita preocupações é a possível expansão dos impactos decorrentes da cadeia produtiva associada à exploração do pré-sal na Bacia de Santos. Na versão final do Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e de seu respectivo relatório (Rima) dos testes de longa duração realizados nos blocos exploratórios dos campos de Guará, Tupi e Iracema, os municípios de Paraty e Angra dos Reis não foram inclusos na área de influência dos empreendimentos (PETROBRAS, 2011). Este fato causou forte mobilização local, com diversas organizações civis e entidades públicas reivindicando uma revisão deste ponto junto ao Ibama (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis), órgão licenciador do empreendimento, tendo em vista que a região já apresenta sinais de uma crescente demanda por serviços de apoio às operações de exploração de petróleo offshore, o que poderá provocar o crescimento populacional e a intensificação do uso do solo na região, colocando em risco a integridade das áreas protegidas, as populações tradicionais e a qualidade ambiental de todo esse território (INEA, 2015). A revisão, realizada pelo Ibama em 2012, apontou concordância com as apelações feitas, culminando no atendimento à reinvidicação (ECOBRAZIL, 2012). Porém, informações referentes ao atracamento de navios nas águas da Baía da Ilha Grande para prestação de serviços de suporte, assim como para operações *ship-to-ship*, ainda permanecem obscuras.

Há na literatura científica, e mais recentemente nos meios de comunicação de grande circulação, exemplos do quanto tais intervenções humanas podem ser catastróficas para o boto-cinza. O pior panorama é observado para a Baía de Guanabara, onde a população de botos era estimada em cerca de 1.000 indivíduos na década de 1970, chegando a alarmantes 40 indivíduos em 2014 (NEVES, 2014). A região é foco de constantes alterações ambientais, e os botos encontram-se expostos a diferentes fontes de ameaças, como índices elevados de poluentes químicos que provocam supressões imunológicas e alteram os ciclos hormonais, elevado tráfego de embarcações de todos os portes e captura acidental (AZEVEDO *et al.*, 2008). Embora ainda em menores proporções, um caso semelhante tem afetado a população de botos da Baía de Sepetiba, que tem registrado aumentos preocupantes da taxa de mortalidade, chegando a duplicar nos últimos dois anos (SILVA *et al.*, 2012; TORRES; GARCIA, 2014). Diante dos fatos expostos, fica evidente a condição de vulnerabilidade das populações de *S. guianensis* quando o contexto ambiental lhes é desfavorável. Neste estudo, ao modelar o *Cenário 2*, também fica claro que a população estudada poderá se tornar localmente extinta dentro de 100 anos caso as taxas de mortalidade dobrem. Tal fato poderia resultar em uma considerável perda de diversidade genética para a unidade de manejo Sul-Sudeste (CUNHA *et al.*, 2010), especialmente por já haver evidências de que a população que habita a parte oeste da Baía da Ilha Grande comporta um *pool* genético único em termos de *loci* nucleares (HOLLATZ *et al.*, 2010).

Ações preventivas em relação à conservação de populações de cetáceos são vistas como a melhor forma de gerenciar as ameaças às quais elas são expostas e os atributos biológicos naturais que impedem a perpetuação desses animais ao longo dos anos, tendo a criação de

ACMPs como instrumento principal (HOOKER *et al.*, 1999; THOMPSON *et al.*, 2000; HOYT, 2005; SLOOTEN, 2007). Nesse sentido, a construção dos *Cenários 3 e 4* teve a intenção de modelar a viabilidade da população em casos de reduções da taxa de mortalidade, como consequência da implantação dos mecanismos assegurados pela legislação ambiental federal em vigência. A diferença básica entre ambos reside nas proporções consideradas, com o último sendo executado em condições mais permissivas no que se refere ao ordenamento do espaço marinho, em consonância com o que é contemplado pelas UCs de uso sustentável. Em contrapartida, o *Cenário 3* insere a proteção da espécie na Baía da Ilha Grande em um contexto mais restritivo, mediante a execução de ações proibitivas tipicamente previstas para UCs de proteção integral sobre a população. Neste último caso, as simulações indicaram que, ao reduzir a mortalidade à metade, a população poderia crescer cerca de 4% por ano, e seu tamanho estaria 36% maior do que o observado atualmente. De modo semelhante, a redução da mortalidade em 1%, característica do *Cenário 4* pode ser suficiente para resguardar a estabilidade do tamanho da população dentro dos próximos 100 anos.

Assim, a criação e implantação de uma UC apropriada para o boto-cinza da Baía da Ilha Grande figura como a opção de manejo mais viável para a conservação da espécie no local. Tal possibilidade já foi aventada na Matriz de Planejamento² do Plano de Ação Nacional para Pequenos Cetáceos em vigência (ICMBIO, 2011). Por se tratar de uma espécie guarda-chuva, os benefícios decorrentes de seu estabelecimento perpassariam às demais espécies do ecossistema local (HOYT, 2005). No caso específico da área estudada, é provável que os estoques naturais de algumas espécies de camarões e peixes demersais também sejam beneficiados como consequência da sua implantação (LODI, 2002). Porém, importa destacar que a escolha da tipologia deve considerar, além dos requerimentos biológicos da espécie, uma avaliação do contexto socioeconômico da área pretendida, principalmente para a antecipação de potenciais conflitos de interesses.

A região da Costa Verde, devido à proximidade com o mar, detém a maior parte de suas atividades econômicas a ele relacionadas, como é o caso do turismo, da pesca e da indústria naval. Embora este não seja o objetivo deste trabalho, torna-se pertinente fazer algumas colocações a respeito. A Esec Tamoios restringe a prática da pesca ao longo da sua extensão, fato que promoveu uma série de conflitos principalmente com os pescadores artesanais (JOVENTINO *et al.*, 2013; FREITAS, 2014).

O reconhecimento da intrínseca relação dos pescadores artesanais com os ecossistemas abrangidos pela área da referida UC ocorreu apenas ao final do ano de 2014, quando foi assinado um Termo de Compromisso (instrumento também previsto no SNUC) entre os pescadores de Tarituba (distrito de Paraty) e Mambucaba (distrito de Angra dos Reis) e a administração da Esec (MPF, 2015). De acordo com o termo, que possui validade de três anos, os pescadores ficaram obrigados a apresentar planilhas mensais de controle de quantidade e espécies extraídas da Estação Ecológica de Tamoios, bem como participar de cursos de capacitação a serem oferecidos (FREITAS, 2014). Segundo o mesmo autor, dentre as obrigações da Esec Tamoios foram incluídas a fiscalização do cumprimento das normas acordadas e envidar esforços para (i) monitoramento, manejo e conservação, (ii) implementação de programas de educação e extensão pesqueira e (iii) regularização de documentação de pescadores e embarcações.

² Na versão atual do PAN Pequenos Cetáceos constam duas metas relacionadas à área de estudo, a saber: (i) articular junto ao ICMBio a criação de uma UC marinha federal na Baía da Ilha Grande (RJ); e (ii) articular a criação de áreas de exclusão de pesca e outras medidas de ordenação visando evitar capturas incidentais, dentre as quais a Baía da Ilha Grande também foi listada (ICMBIO, 2011).

Por outro lado, a instalação de uma UC de uso sustentável tem sofrido resistência por parte do poder público local e demais partes interessadas. É o caso da APA Marinha Estadual da Baía da Ilha Grande, que foi proposta pela Secretaria de Estado de Meio Ambiente (SEA/RJ), como forma de ordenar o uso do espaço marinho da região em relação às demandas previstas para as operações do pré-sal em toda a extensão da Baía da Ilha Grande (INEA, 2011). Durante a realização da audiência pública, o projeto de criação da referida UC sofreu diversas objeções pelas partes interessadas em função da falta de informações referentes à legitimidade do processo e dos potenciais impactos de sua instalação à pesca, ao turismo e ao desenvolvimento da indústria naval (ARAÚJO; ALENCAR, 2012). Até o momento, as discussões concernentes à sua criação encontram-se paralisadas. Portanto, fica evidenciado que a região detém vários atores sociais e múltiplos interesses socioeconômicos que trazem dificuldades ao estabelecimento de áreas protegidas.

A área da Baía da Ilha Grande é atualmente classificada como uma Área Prioritária para a Conservação da Biodiversidade (APCB) de prioridade à conservação *Muito Alta* e de importância biológica *Extremamente Alta*, cuja proposta atual remete ao fomento ao uso sustentável³ (MMA, 2007). Como a área de vida da população de botos é relativamente pequena, se comparada à extensão total da Baía da Ilha Grande, é possível que a escolha por uma UC de uso sustentável minimize os conflitos previamente enumerados, além de promover a conservação da espécie mesmo num grau menos restritivo com a aplicação das ações adequadas. No entanto, a flexibilidade da espécie quanto ao uso do espaço destacada neste estudo pelos resultados referentes à área de vida da população, sugere-se que a nova UC possua zona de amortecimento. Sendo assim, a criação de uma APA não perfaz a melhor opção para a conservação da espécie no local (*vide* art. 25; BRASIL, 2000a). Considerando que a região estudada detém “populações animais de espécies nativas (...) aquáticas, residentes (...), adequadas para estudos técnico-científicos” (art. 19; BRASIL 2000a), dentre as categorias de UC de Uso Sustentável, a Reserva de Fauna é a que melhor atende aos requerimentos de *Sotalia guianensis*. A utilização do boto-cinza como espécie “guarda-chuva” abre caminhos para a conservação simultânea dos recursos pesqueiros da região passíveis de “manejo econômico sustentável”, igualmente previsto no artigo 19 do SNUC (BRASIL, 2000a). Uma vez que as ilhas da Baía da Ilha Grande encontram-se protegidas pela APA Cairuçu (com algumas delas sob a tutela da Esec Tamoios), não há a necessidade de inclusão das porções insulares na delimitação da UC.

Importa destacar que o envolvimento das comunidades pesqueiras se faz necessário durante o processo de planejamento de criação da UC para sanar dúvidas, promover uma sensibilização a respeito da causa e esclarecer sobre a importância de tais medidas para o incremento dos estoques pesqueiros e, conseqüentemente, do equilíbrio ecossistêmico local. Apesar do estabelecimento de UCs marinhas ainda ser incipiente (MAGRIS *et al.*, 2013) e problemático (GERHARDINGER *et al.*, 2011) no Brasil, este mecanismo ainda é o que oferece maiores condições de proteger a biota marinha pelo simples fato de impor relativo ordenamento

³ Em julho de 2014 o Ministério do Meio Ambiente abriu uma chamada pública para promover uma avaliação – seguida de revisão quando pertinente – das APCBs costeiras e marinhas brasileiras (ASSIS, 2014). Parte dos resultados divulgados pelo presente estudo foi submetida para apreciação. À época, a proposta foi avaliada pelo órgão, que decidiu pela alteração da ação prioritária para conservação atualmente conferida à Baía da Ilha Grande, passando de *Fomento ao uso sustentável* para *Conservação de espécie ameaçada* (representada neste caso por *Sotalia guianensis*). O grau de importância biológica e a prioridade à conservação aparentemente devem ser mantidos, restando aguardar a publicação do documento oficial contendo a consolidação de todas as APCBs brasileiras.

do espaço marinho, sendo reportados resultados positivos em diversas localidades ao longo da costa brasileira (e.g. FERREIRA; MAIDA, 2007; MOURA *et al.*, 2007).

Ao redor do mundo, não faltam exemplos de que o estabelecimento de ACMPs propicia melhores condições para a sobrevivência dos cetáceos (e.g. BURKHART; SLOOTEN, 2003; BAILEY; THOMPSON, 2009; GORMLEY *et al.*, 2012) Para a conservação do boto-cinza na parte oeste da Baía da Ilha Grande, além de fiscalizações sistemáticas para a coibição da pesca predatória na região, convém destacar a construção de uma matriz de impactos (*cf.* WEDEKIN *et al.*, 2005), que auxiliará na identificação das principais ameaças que atingem os botos da área de estudo, além de inferências relacionadas à percepção das comunidades tradicionais localizadas no entorno da baía a respeito da criação da UC (*cf.* FERREIRA *et al.*, 2006), possibilitando a prevenção e/ou a redução de potenciais conflitos de interesses com as partes interessadas (FARSENA, 2007). Futuramente, também poderão ser implementadas as medidas sugeridas por Zappes *et al.* (2013), que são voltadas especialmente para a prevenção de colisões com embarcações e incidentes com redes de pesca.

Este capítulo teve o objetivo de nortear o processo de tomada de decisão em relação à conservação do boto-cinza na área de estudo, tendo como ponto de partida uma análise cautelosa, na medida do possível, dos aspectos considerados fundamentais para tal: a determinação do *status* atual da população em questão, a identificação das áreas por ela utilizadas e a projeção de cenários hipotéticos distintos como subsídio para a consolidação de políticas e projetos a ela adequados. Não obstante haja o reconhecimento de que a carência de informações sobre alguns parâmetros demográficos não tenha permitido uma abordagem mais definitiva dos fatos, a realização de estudos com abordagem semelhante nas demais áreas de ocorrência da espécie poderá oferecer condições para que a avaliação dessas populações seja feita dentro de um contexto mais pertinente.

Em suma, os resultados contidos neste estudo, além de representarem um marco referencial sobre os aspectos demográficos da população de boto-cinza que habita a área de estudo, ressaltam a importância do monitoramento da espécie por períodos prolongados. As análises da viabilidade da população apontam que a adoção de medidas que reduzam a taxa de mortalidade da população se faz necessária para evitar o declínio da população. Com isso, é conveniente afirmar que a inclusão do boto-cinza na categoria *Vulnerável* consistiu em uma decisão acertada diante da fragilidade da espécie e de sua íntima relação com os microambientes dos ecossistemas que habita. No entanto, ainda há a necessidade de preencher as lacunas de conhecimentos existentes para a população estudada, como a quantificação e qualificação das taxas de mortalidade não-naturais, o mapeamento das áreas da baía que são mais intensamente exploradas pelos pescadores artesanais, a determinação do grau de suscetibilidade da população a doenças, entre outros aspectos, o que promoverá um refinamento da determinação do *status* da população com a continuidade das pesquisas. Adicionalmente, considerando as diretrizes da UNEP (2011) relativas à criação de ACMPs para cetáceos (conforme exposto no início deste capítulo), o presente estudo atende a seis das sete etapas previstas, restando apenas o encaminhamento da proposta aqui detalhada para que as autoridades públicas responsáveis tomem as providências cabíveis. Isto posto, espera-se que a publicidade das informações aqui disponíveis possa subsidiar a implantação de uma unidade de conservação voltada para os requerimentos da espécie na parte oeste da Baía da Ilha Grande num futuro próximo, como forma preventiva às ameaças que poderão aumentar na região nos próximos anos.

4.5 Referências Bibliográficas

- ARAÚJO, P. R.; ALENCAR, E. Criação da APA da Ilha Grande é adiada. **O Globo**, Rio de Janeiro, 16 jan. 2012. Disponível em: <<http://oglobo.globo.com/rio/criacao-da-apa-da-ilha-grande-adiada-3678053>>. Acesso em: 30 jan. 2015.
- ASSIS, L. MMA faz consulta sobre estudo de áreas das zonas costeiras e marinhas. **Portal do Ministério do Meio Ambiente**, Brasília, 24 jul. 2014. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/informma/item/10255-mma-faz-consulta-sobre-estudo-de-areas-das-zonas-costeiras-e-marinhas>>. Acesso em: 22 fev. 2015.
- AZEVEDO, A. F.; VAN SLUYS, M.; DORNELES, P. R.; LAILSON-BRITO JR., J. Trends in *Sotalia guianensis* abundance in Guanabara Bay, southeastern Brazil. In: REUNIÓN DE TRABAJO DE ESPECIALISTAS EM MAMÍFEROS ACUÁTICOS DE AMÉRICA DEL SUR, XIII, 2008, Montevideo, **Resúmenes...** Montevideo: Universidad de la República, 2008. p. 106.
- BAILEY, H.; THOMPSON, P. M. Using marine mammal habitat modelling to identify priority conservation zones within a marine protected area. **Marine Ecology Progress Series**, v. 378, p. 279-287, 2009.
- BATISTA, R. L. G.; ALVAREZ, M. R.; REIS, M. S. S.; CREMER, M. J.; SCHIAVETTI, A. Site fidelity and habitat use of the Guiana dolphin, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), in the estuary of the Paraguaçu River, northeastern Brazil. **North-Western Journal of Zoology**, v. 10, n. 1, p. 93-100, 2014.
- BEJDER, L.; DAWSON, S. Abundance, residency, and habitat utilization of Hector's dolphins (*Cephalorhynchus hectori*) in Porpoise Bay, New Zealand. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 35, n. 2, p. 277-287, 2001.
- BRASIL. Decreto n. 98.864, de 23 de janeiro de 1990. Cria a Estação Ecológica de Tamoios, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Brasília, 24 jan. 1990. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1990-1994/D98864.htm>. Acesso em: 12 dez. 2014.
- _____. Decreto n. 528, de 20 de maio de 1992. Declara como Área de Proteção Ambiental Anhatomirim, no Estado de Santa Catarina, a região que delimita e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Brasília, 21 mai. 1992. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1990-1994/D0528.htm>. Acesso em: 12 dez. 2014.
- _____. Lei n. 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Brasília, 19 jul. 2000a. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm>. Acesso em: 10 dez. 2014.
- _____. Decreto s/n. de 14 de setembro de 2000. Dispõe sobre a criação da Área de Proteção Ambiental da Baleia Franca, no Estado de Santa Catarina, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Brasília, 15 set. 2000b. Disponível em: <<http://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/sn/2000/decreto-91-14-setembro-2000-373393-publicacaooriginal-1-pe.html>>. Acesso em: 12 dez. 2014.

- BURKHART, S. M.; SLOOTEN, E. Population viability analysis for Hector's dolphin (*Cephalorhynchus hectori*): A stochastic population model for local populations. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 37, n. 3, p. 553-566, 2003.
- CANTOR, M.; WEDEKIN, L. L.; DAURA-JORGE, F. G.; ROSSI-SANTOS M. R.; SIMÕES-LOPES, P.C. Assessing population parameters and trends of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*): an eight-year mark-recapture study. **Marine Mammal Science**, v. 28, p. 63-83, 2012.
- CDB. **Convenção sobre Diversidade Biológica**. Organização das Nações Unidas: 1992. Disponível em: <<http://www.cbd.int/doc/legal/cbd-en.pdf>> Acesso em: 30 nov. 2014.
- CREMER, M. J. **Ecologia e conservação do golfinho *Sotalia fluviatilis guianensis* (Cetacea: Delphinidae) na Baía de Babitonga, litoral norte de Santa Catarina**. 2000. 226 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- CROWDER, L.; NORSE, E. Essential ecological insights for a marine ecosystem-based management and marine spatial planning. **Marine Policy**, v. 32, n. 5, p. 772-778, 2008.
- CUNHA, H. A.; SILVA, V. M. F.; SOLÉ-CAVA, A. M. Molecular ecology and systematics of *Sotalia* dolphins. In: RUIZ-GARCIA, M.; SHOSTELL, J. M. (Eds.) **Biology, evolution and conservation of river dolphins within South America and Asia**. New York: Nova Science Publishers, 2010. p. 261-283.
- DUTRA, G. F.; MOURA, R. L.; ENGEL, M. H.; MARTINS, C. C. A.; WEDEKIN, L. L.; NEVES, M. C.; PAESE, A. SIG na linha de frente da conservação marinha: gestão para a conservação da região dos Abrolhos, BA. In: PAESE, A.; UEZU, A.; LORINI, M. L.; CUNHA, A. (Eds.) **Conservação da biodiversidade com SIG**. São Paulo: Oficina de Textos, 2012. p. 71-88.
- ECOBRAZIL. Petrobras inclui Paraty e Angra dos Reis na área de influência do pré-sal. **Mosaico Bocaina**, São Paulo, 29 mai. 2012. Disponível em: <<http://www.mosaicobocaina.org.br/noticias/541-petrobras-inclui-paraty-e-angra-dos-reis-na-area-de-influencia-do-pre-sal>>. Acesso em: 01 dez. 2014.
- FARSENA, D. V. M. Aspectos polêmicos acerca da criação e implantação de unidades de conservação. **Boletim Científico – Escola Superior do Ministério Público da União**, v. 6, n. 24/25, p. 123-150, 2007.
- FERREIRA, M. C. E.; HANAZAKI, N.; SIMÕES-LOPES, P. C. The environmental conflicts and the estuarine dolphin (*Sotalia guianensis*) conservation from the Costeira da Armação's community point of view, in the Anhatomirim Environmental Protection Area, South of Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 4, n. 1, p. 152-162, 2006.
- FERREIRA, B. P.; MAIDA, M. Características e perspectivas para o manejo da pesca na Área de Proteção Ambiental Marinha Costa dos Corais. In: PRATES, A. P. L.; BLANC, D. (Orgs.). **Áreas aquáticas protegidas como instrumento de gestão pesqueira**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2007. p. 41-51.
- FIPERJ. **Boletim estatístico da pesca no Estado do Rio de Janeiro: Anos 2011 e 2012**. Rio de Janeiro: FIPERJ, 2013. 93 p.

- FORNEY, K. A. Environmental models of cetacean abundance: Reducing uncertainty in population trends. **Conservation Biology**, v. 14, p. 1271-1286, 2000.
- FRANCINI-FILHO, R.; MOURA, R. Evidence for spillover of reef fishes from a no-take marine reserve: an evaluation using before-after control-impact approach. **Fisheries Research**, v. 93, p. 346-356, 2008.
- FREITAS, R. R. **Implicações de políticas de conservação e desenvolvimento na pesca artesanal costeira em uma área marinha protegida da Baía da Ilha Grande**. 2014. 260 p. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- FRUET, P. F. **Abundância, mortalidade em atividades pesqueiras e viabilidade da população de botos (*Tursiops truncatus*) do Estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil**. 2008. 192 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande.
- GALVÃO, C. C. G. **Identificação e organização social das mães da população de *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864) da Baía da Ilha Grande, RJ, Brasil**. 2015. 68 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.
- GARCIA, S. M.; GASCUEL, D.; HENICHART, L. M.; BONCOEUR, J.; ALBAN, F.; MONBRISON, D. **Marine protected areas in fisheries management**. Paris: Sub-regional Fisheries Commission, 2013. 83 p.
- GERHARDINGER, L. C.; GODOY, E. A. S.; JONES, P. J. S.; SALES, G.; FERREIRA, B. P. Marine protected areas: the flaws of the Brazilian National System of Marine Protected Areas. **Environmental Management**, v. 47, n. 4, p. 630-643, 2011.
- GERRODETTE, T. A power analysis for detecting trends. **Ecology**, v. 68, p.1364-1372, 1987.
- _____. TRENDS: software for a power analysis of linear regression. **Wildlife Society Bulletin**, v. 21, p. 515-516, 1993.
- GORMLEY, A. M.; SLOOTEN, E.; DAWSON, S.; BARKER, R. J.; RAYMENT, W.; DU FRESNE, S.; BRÄGER, S. First evidence that marine protected areas can work for marine mammals. **Journal of Applied Ecology**, v. 49, p. 474-480, 2012.
- HASTIE, G. D.; WILSON, B.; WILSON, L. J.; PARSONS, K. M.; THOMPSON, P. M. Functional mechanisms underlying cetacean distribution patterns: hotspots for bottlenose dolphins are linked to foraging. **Marine Biology**, v. 144, p. 397-403, 2004.
- HEMSON, G.; JOHNSON, P.; SOUTH, A.; KENWARD, R.; RIPLEY R.; MACDONALD, D. Are kernels the mustard? Data from global positioning system (GPS) collars suggests problems for kernel home range analyses with least-squares cross-validation. **Journal of Animal Ecology**, v. 74, p. 455-463, 2005.
- HOLLATZ, C.; FLACH, L.; BAKER, C. S.; SANTOS, F. R. Microsatellite data reveal fine genetic structure in male Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) in two geographically close embayments at south-eastern coast of Brazil. **Marine Biology**, v. 158, p. 927-933, 2010.

- HOOKER, S. K.; WHITEHEAD, H.; GOWANS, S. Marine Protected Area design and the spatial and temporal distribution of cetaceans in a submarine canyon. **Conservation Biology**, v. 13, n. 3, p. 592-602, 1999.
- HOYT, E. **Marine Protected Areas for whales, dolphins and porpoises – A world handbook for cetacean habitat conservation**. London: Earthscan, 2005. 492 p.
- ICMBIO. **Plano de ação nacional para a conservação dos mamíferos aquáticos – pequenos cetáceos**. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2011. 129 p.
- _____. Portaria n. 9, de 29 de janeiro de 2015. Aprova o Plano de Ação Nacional para Conservação das Espécies Ameaçadas e de Importância Socioeconômica do Ecossistema Manguezal - PAN Manguezal, estabelecendo seu objetivo geral, objetivos específicos, ações, prazo de execução, abrangência, formas de implementação e supervisão (Processo no 02070.002930/2011-61). **Diário Oficial da União**. Brasília, 30 jan. 2015. Disponível em: < <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-plano-de-acao/pan-manguezais/portaria-aprovacao-pan-manguezais-09-2015.pdf>>. Acesso em: 08 fev. 2015.
- INEA. **Proposta de criação da Área de Proteção Ambiental Estadual Marinha da Baía da Ilha Grande**. Rio de Janeiro: Instituto Estadual do Ambiente, 2011. 30 p.
- _____. **Diagnóstico do setor costeiro da Baía da Ilha Grande: subsídios à elaboração do zoneamento ecológico-econômico costeiro – Volume I**. Rio de Janeiro: Instituto Estadual do Ambiente, 2015. 242 p.
- IUCN. **IUCN Red list categories and criteria: Version 3.1**. Gland e Cambridge: International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, 2012. 32 p.
- JOVENTINO, F. K. P.; JOHNSON, R. M. F.; LIANZA, S. Pesca artesanal na Baía de Ilha Grande, no Rio de Janeiro: conflitos com unidades de conservação e novas possibilidades de gestão. **Política & Sociedade**, v. 12, n. 23, p. 159-182, 2013.
- 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.
- LACY, R. C.; POLLAK, J. P. **Vortex: A stochastic simulation of the extinction process - Version 10.0**. Chicago Zoological Society, Brookfield, Illinois, USA, 2014.
- LODI, L. **Uso do hábitat e preferências do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis* (Cetacea, Delphinidae), na Baía de Paraty, Rio de Janeiro**. 2002. 167 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.
- _____. Seleção e uso do hábitat pelo boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae), na Baía de Paraty, Estado do Rio de Janeiro. **Bioikos**, v. 17, p. 5-20, 2003.
- LODI, L.; BOROBIA, M. **Baleias, botos e golfinhos do Brasil – Guia de identificação**. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 2013. 479 p.

- MACLEOD, C. D. **An introduction to using GIS in Marine Biology – Supplementary workbook four**. Glasgow: Pictish Beast Publications, 2013. 122 p.
- MAGRIS, R. A.; MILLS, M.; FUENTES, M. M. P. B.; PRESSEY, R. L. Analysis of progress towards a comprehensive system of Marine Protected Areas in Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 11, n. 1, p. 81-87, 2013.
- MARTIEN, K. K.; TAYLOR, B. L.; SLOOTEN, E.; DAWSON, S. A sensitivity analysis to guide research and management for Hector's dolphin. **Biological Conservation**, v. 90, p. 183-191, 1999.
- MCCAULEY, D. J.; PINSKY, M. L.; PALUMBI, S. R.; ESTES, J. A.; JOYCE, F. H.; WARNER, R. R. Marine defaunation: Animal loss in the global ocean. **Science**, v. 347, n. 6219, p. 247-254, 2015.
- MEDEIROS, R.; GARAY, I. Singularidades do Sistema de Áreas Protegidas para a conservação e uso da biodiversidade brasileira. In: GARAY, I.; BECKER, B. K. **Dimensões humanas da biodiversidade – O desafio de novas relações sociedade-natureza no século XXI**. Petrópolis: Editora Vozes, 2006. p. 159-186.
- MEIRELLES, A. C. O. **Ecologia populacional e comportamental do boto-cinza, Sotalia guianensis (Van Bénédén, 1864), na Enseada do Mucuripe, Fortaleza, Estado do Ceará**. 2013. 132 p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.
- MILLS, L. S. **Conservation of wildlife populations – Demography, genetics and management**. Malden: Blackwell Publishing, 2007. 407 p.
- MMA. **Plano de Manejo da Estação Ecológica de Tamoios**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2006.
- _____. Biodiversidade marinha da Baía da Ilha Grande. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2007. 417p.
- MOURA, R. L.; DUTRA, G. F.; FRANCINI-FILHO, R. B.; MINTE-VERA, C. V.; CURADO, I. B.; GUIMARÃES, F. J.; OLIVEIRA, R. F.; ALVES, D. C. Gestão do uso de recursos pesqueiros na Reserva Extrativista Marinha do Corumbau, Bahia. In: PRATES, A. P. L.; BLANC, D. (Orgs.). **Áreas aquáticas protegidas como instrumento de gestão pesqueira**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2007. p. 181-193.
- MPF. MPF garante pesca tradicional à comunidade em Paraty e conservação da Estação Ecológica de Tamoios. **Procuradoria da República no Rio de Janeiro – Ministério Público Federal**, Rio de Janeiro, 07 jan. 2015. Disponível em: <<http://www.prrj.mpf.mp.br/frontpage/noticias/mpf-garante-pesca-tradicional-a-comunidade-em-paraty-e-conservacao-da-estacao-ecologica-de-tamoios>>. Acesso em: 20 jan. 2015.
- MYERS, R. A.; WORM, B. Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. **Nature**, v. 423, p. 280-283, 2003.
- NERY, M. F.; SIMÃO, S. M. Capture-recapture abundance estimate of Guiana dolphins in southeastern Brazil. *Ciencias Marinas*, v. 38, p. 529-541, 2012.

- NEVES, E. Ameaça que vem à tona. **Veja Rio**, Rio de Janeiro, 05 fev. 2014. Disponível em: <<http://vejario.abril.com.br/materia/cidade/golfinhos-baia-de-guanabara-rj/>>. Acesso em: 29 jan. 2015.
- PETROBRAS. Relatório de Impacto Ambiental – Projetos integrados de produção e escoamento de petróleo e gás natural no polo pré-sal, Bacia de Santos. **Petróleo Brasileiro S.A.** Rio de Janeiro: ICF Consultoria do Brasil, 2011. 61 p.
- PMM. Prefeitura Municipal de Mangaratiba. Lei n. 962, de 10 de abril de 2015. Cria a Área de Proteção Ambiental Marinha Boto Cinza. **Diário Oficial do Município de Mangaratiba**. Mangaratiba, 16 abr. 2015. Disponível em: <<http://www.mangaratiba.rj.gov.br/portal/arquivos/atos-oficiais/leis-2015/pmm-lei-9622015.pdf>>. Acesso em: 20 abr. 2015.
- PMP. Prefeitura Municipal de Paraty. Lei Municipal n. 685, de 11 de outubro de 1984. Declara Área de Proteção Ambiental da Baía de Paraty. Disponível em: <http://www.paraty.rj.gov.br/camaraparaty/painel/Leis/1984/Lei_685_1984.pdf>. Acesso em: 30 jan. 2014.
- POWELL, R. A. Animal home ranges and territories and home range estimators. In: BOITANI, L.; FULLER, T. K. (Eds.) **Research techniques in animal ecology: controversies and consequences**. New York: Columbia University Press, 2000. p. 65-110.
- PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: Editora Planta, 2001. 327 p.
- 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. 95 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes.
- RAYMENT, W.; DAWSON, S.; SLOOTEN, E.; BRÄGER, S.; DU FRESNE, S.; WEBSTER, T. Kernel density estimates of alongshore home range of Hector’s dolphins at Banks Peninsula, New Zealand. **Marine Mammal Science**, v. 25, n. 3, p. 537-556, 2009.
- RAYMENT, W.; DAWSON, S.; SLOOTEN, E. Seasonal changes in distribution of Hector’s dolphin at Banks Peninsula, New Zealand: implications for protected area design. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 20, p. 106-116, 2010.
- REYNOLDS, T. D.; LAUNDRE, J. W. Time intervals for estimating pronghorn and coyote home ranges and daily movements. **Journal of Wildlife Management**, v. 54, p. 316-322, 1990.
- ROONEY, S. M.; WOLFE, A.; HAYDEN, T. J. Autocorrelated data in telemetry studies: time to independence and the problem of behavioural effects. **Mammal Review**, v. 28, p. 89-98, 1998.
- ROSAS, F. C. W.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. Reproduction of the estuarine dolphin (*Sotalia guianensis*) on the coast of Paraná, southern Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 83, n. 2, p. 507-515, 2002.

- ROSAS, F. C. W.; BARRETO, A. S.; MONTEIRO FILHO, E. L. A. Age and growth of *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) on the coast of Paraná State, southern Brazil. **Fishery Bulletin**, v. 101, n. 2, p. 377-383, 2003.
- ROSSI-SANTOS, M. R.; WEDEKIN, L. L. Evidence of bottom contact behavior by estuarine dolphins (*Sotalia guianensis*) on the eastern coast of Brazil. **Aquatic Mammals**, v. 32, n. 2, p. 140-144, 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 of the United Kingdom**, v. 81, p. 1049-1052, 2001.
- SILVA, K. P.; FLACH, L.; AZEVEDO, A. F.; LAILSON-BRITO JR., L. Guiana dolphin bycatch characteristics in Sepetiba Bay, Brazil. In: REUNIÓN DE TRABAJO DE EXPERTOS EN MAMÍFEROS ACUÁTICOS DE AMÉRICA DEL SUR, XV, 2012, Puerto Madryn, **Resúmenes...** Puerto Madryn: Universidad Nacional de la Patagonia, 2012.
- SILVA, K. P.; FLACH, L. Proposição da criação de unidade de conservação marinha na Baía de Sepetiba/RJ. In: REUNIÓN DE TRABAJO DE EXPERTOS EN MAMÍFEROS ACUÁTICOS DE AMÉRICA DEL SUR, XVI, 2014, Cartagena, **Resúmenes...** Cartagena: Asociación Colombiana de Zoología, 2014.
- SLOOTEN, E. Conservation management in the face of uncertainty: effectiveness of four options for managing Hector's dolphin bycatch. **Endangered Species Research**, v. 3, p. 169-179, 2007.
- SOARES, F. S.; FRANCISCO, C. N.; SENNA, M. C. A. Distribuição espaço-temporal da precipitação na região hidrográfica da Baía da Ilha Grande – RJ. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 29, n. 1, p. 125-138, 2014.
- SOLLA, S. R.; BONDURIANSKY, R.; BROOKS, R. Eliminating autocorrelation reduces biological relevance of home range estimates. **Journal of Animal Ecology**, v. 68, p. 221-234, 1999.
- TARDIN, R. H. O.; ESPÉCIE, M. A.; NERY, M. F.; D'AZEREDO, F. T.; SIMÃO, S. M. Coordinated feeding tactics of the Guiana dolphin, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), in Ilha Grande Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Zoologia**, v. 28, p. 291-296, 2011.
- TAYLOR, B. L.; MARTINEZ, M.; GERRODETE, T.; BARLOW, J.; HROVAT, Y. Lessons from monitoring trends in abundance of marine mammals. **Marine Mammal Science**, v. 23, n. 1, p. 157-175, 2007.
- THOMPSON, P. M.; WILSON, B.; GRELLIER, K.; HAMMOND, P. S. Combining power analysis and population viability analysis to compare traditional and precautionary approaches to conservation of coastal cetaceans. **Conservation Biology**, v. 14, n. 5, p. 1253-1263, 2000.
- TORRES, J.; GARCIA, B. Flach: “Se continuar, em menos de 20 anos os botos cinza estarão em extinção”. **Portal O Rio**, Rio de Janeiro, 12 set. 2014. Disponível em: <<http://portalorio.com.br/botos-correm-risco-de-extincao/>>. Acesso em: 19 jan. 2015.

- UNEP. **Guidelines for the establishment and management of Marine Protected Areas for cetaceans**. Tunis: Ed. ACCOBAMS-RAC/SPA, 2011. 36 p.
- VAN SLUYS, M.; SANTOS, S. B.; MAZZONI, R.; THIENGO, S. C.; SANTOS, R. F.; CREED, J. C.; MARONE, E.; OLIVEIRA, A. F.; IRVING, M. A.; MAIA, A. C. C. S. T. & ROCHA, R. T. Região turística da Costa Verde. In: BERGALLO, H. G.; FIDALGO, E. C. C.; ROCHA, C. F. D.; UZÊDA, M. C.; COSTA, M. B.; ALVES, M. A. S.; VAN SLUYS, M.; SANTOS, M. A.; COSTA, T. C. C.; COZZOLINO, A. C. R. (Eds.) **Estratégias e ações para a conservação da biodiversidade no Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Instituto Biomas, 2009. p. 339-344.
- WANDERLEY, R. P. **Estrutura etária do boto-cinza, *Sotalia guianensis*, no sul de sua distribuição: uma avaliação dos encalhes e interação com redes de pesca**. 2013. 39 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- WEDEKIN, L. L.; DA-RÉ, M. A.; DAURA-JORGE, F. G.; SIMÕES-LOPES, P. C. The use of a conceptual model to describe the conservation scenario of the estuarine dolphins within the Baía Norte (North Bay), southern Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 3, n. 1, p. 162-170, 2005.
- 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 Bénédén, 1864) (Cetacea; Delphinidae) at its southern limit of distribution. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, n. 1, p. 1-8, 2007.
- WHITEHEAD, H.; MANN, J. Female reproductive strategies of cetaceans: life histories and calf care. In: MANN, J.; CONNOR, R. C.; TYACK, P.; WHITEHEAD, H. (Eds.) **Cetacean Societies: Field studies of dolphins and whales**. Chicago: The University of Chicago Press, 2000. p. 219-246.
- 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.; REID, R. J.; GRELLIER, K.; THOMPSON, P. M.; HAMMOND, P. S. Considering the temporal when managing the spatial: a population range expansion impacts protected areas-based management for bottlenose dolphins. **Animal Conservation**, v. 7, p. 331-338, 2004.
- WORTON, B. J. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. **Ecology**, v. 70, p. 164-168, 1989.
- ZAPPES, C. A.; ALVES, L. C. P. S.; SILVA, C. V.; AZEVEDO, A. F.; DI BENEDITTO, A. P. M.; ANDRIOLO, A. Accidents between artisanal fisheries and cetaceans on the Brazilian coast and Central Amazon: proposals for integrated management. **Ocean & Coastal Management**, v. 85, p. 46-57, 2013.

5 CONCLUSÕES GERAIS

A técnica de foto-identificação, mais uma vez, se mostrou uma ferramenta útil para acessar algumas informações demográficas para a caracterização do boto-cinza. Nos seis anos de estudos conduzidos na parte oeste da Baía da Ilha Grande, a aplicação desta técnica viabilizou, além dos resultados apresentados neste documento, a identificação dos botos que frequentam a Baía da Ilha Grande e a Baía de Sepetiba simultaneamente, a identificação das possíveis fêmeas da população e a caracterização das associações preferenciais entre elas. Neste sentido, a continuidade dos esforços de foto-identificação incrementou o processo de marcação-recaptura para a população, pelo simples fato de aumentar as chances de capturar sua maior parte, sendo este o elemento central para a maioria das análises aqui disponibilizadas. Isto pôde ser evidenciado através da redução do número de indivíduos da população classificados como não-residentes entre os anos de 2010 e 2013. Sendo assim, afirma-se que os resultados alcançados até o momento são relevantes para a espécie no local, além de agregar conhecimento ao estado da arte atual relativo à *Sotalia guianensis*.

Considerações a respeito dos principais produtos deste trabalho estão elencadas a seguir:

- i. Quase metade dos botos classificados como residentes foram registrados na área de estudo por períodos superiores a cinco anos, ressaltando o uso recorrente da área pela espécie.
- ii. Ao organizar os dados sob uma perspectiva individual, observou-se que os seis botos que exibiram os maiores índices de fidelidade de hábitat tiveram seus centros de atividades restritos a áreas inferiores a 1 km², majoritariamente localizada nos arredores da Ilha Comprida.
- iii. A abundância anual de *S. guianensis* ficou estimada entre 420 e 757 indivíduos.
- iv. O padrão de emigração temporária característico para a população foi o modelo Markoviano, com a probabilidade de emigração temporária variando com o tempo, enquanto que a probabilidade de permanência fora da área de estudo foi constante.
- v. Ficou evidenciado que os indivíduos que apresentam marcas naturais da população de boto-cinza da área de estudo (adultos, em sua maioria) possuem uma elevada taxa de sobrevivência anual aparente.
- vi. O monitoramento realizado ao longo dos seis anos apresentou poder estatístico suficiente para a detecção de reduções bruscas do tamanho da população (de 50% e 30%) ao longo de todo o período de estudo, assim como de um declínio de 5% ao ano.
- vii. Além disso, foi possível identificar a tendência para a população no período mencionado, com claras evidências de que a mesma se manteve estável.
- viii. A viabilidade da população de *S. guianensis* foi avaliada mediante a construção de distintos cenários hipotéticos. Uma vez mantidas as condições atuais em termos de taxa de mortalidade, existe a possibilidade de que a população seja reduzida à metade dentro de 100 anos, como consequência da atuação de processos estocásticos sobre ela. Um cenário drástico para a população se caracterizaria pelo aumento da taxa de mortalidade em 50%, fato plausível de ocorrer na hipótese de deslocamento dos fatores de pressão antrópica sobre a espécie para a parte oeste da Baía da Ilha Grande. Nessas circunstâncias, a probabilidade de extinção local do boto-cinza por processos estocásticos dentro de 100 anos é alta. Por outro lado, a adoção de medidas que reduzam as taxas de

mortalidade atualmente observadas aparenta surtir efeitos positivos sobre a população. As simulações indicam que, dependendo do tipo de intervenção a ser aplicada, é possível manter a população estável ou até aumentar nos próximos 100 anos.

6 RECOMENDAÇÕES

A criação de uma unidade de conservação marinha é, provavelmente, o instrumento mais efetivo para a conservação da espécie. Em caso de implementação deste tipo de política conservacionista, há que se levar em consideração a extensão da área de vida da população. No decorrer dos seis anos de estudo, ficou evidente que os botos utilizam boa parte da área amostrada, com seus centros de atividades concentrados no entorno das ilhas Comprida e do Cedro. Houve ainda o registro de variações sazonais neste padrão, onde a espécie se distribui por uma área mais ampla no período seco (abril a setembro) e por áreas menores durante o período chuvoso (outubro a março).

A única unidade de conservação existente na região que abrange o espaço marinho da parte oeste da Baía da Ilha Grande (Esec Tamoios) atende de forma insatisfatória aos requerimentos espaciais da espécie, contribuindo apenas de forma indireta para a proteção do boto-cinza na região.

Em virtude dos fatos e dados reunidos neste documento, conclui-se que o presente estudo agrega informações de suma importância para a conservação local da espécie, devendo servir como fonte de consulta em casos de processos de tomada de decisão. Além disso, ressalta-se que os resultados desta pesquisa estão em consonância com as metas estabelecidas na Matriz de Planejamento do Plano de Ação Nacional para Pequenos Cetáceos, publicação oficial do Ministério do Meio Ambiente, em vigência, a saber: (i) investigar deslocamentos e uso de área de populações residentes de *Sotalia guianensis*; e (ii) estimar a abundância e a tendência das populações residentes de *S. guianensis*.

Por fim, mas não menos importante, convém mencionar a contribuição prática dos resultados deste estudo para a agenda ambiental nacional, percebida durante a revisão das Áreas Prioritárias para Conservação da Biodiversidade localizadas na zona costeira do Brasil. Embora ainda seja uma medida constante no campo do planejamento, a nova classificação da área estudada poderá representar o ponto de partida para a criação de uma Reserva de Fauna, categoria de unidade de conservação de uso sustentável mais adequada para os requerimentos do boto-cinza no local.

Considerando a recente inclusão de *Sotalia guianensis* em uma categoria de ameaça em nível nacional, fato reforçado também no âmbito estadual, e a existência de lacunas de conhecimento referentes à espécie, recomenda-se a continuidade dos esforços de pesquisa sobre a população na parte oeste da Baía da Ilha Grande nos próximos anos. A seguir, consta a enumeração de pontos que ainda precisam ser investigados:

- i. Identificação dos habitats críticos para o boto-cinza na área de estudo – Os resultados, gerados através de estudos de modelagem de habitat, servirão de base para o direcionamento de ações práticas específicas para a conservação da espécie na baía, conferindo maior refinamento quando da demarcação de uma unidade de conservação.
- ii. Quantificação e qualificação das taxas de mortalidade não-naturais da população e avaliação do seu potencial biológico de remoção – Pesquisas com esta finalidade descrevem o grau de suscetibilidade da população, permitindo averiguar o quão impactante são as interações com redes e demais artefatos de pesca na região.

- iii. Determinação do grau de suscetibilidade da população a doenças de pele – Permite uma avaliação da qualidade do ambiente marinho da área de estudo, haja vista que a presença de lesões epidérmicas evidencia o aporte de contaminantes químicos e biológicos nas águas da baía.
- iv. Criação de uma matriz de impactos que afetam a população – Tal análise possibilita a identificação das atividades antrópicas que efetivamente comprometem a permanência da espécie no local a longo prazo, favorecendo a implantação de medidas mitigadoras em um cenário conservacionista.
- v. Identificação da percepção das comunidades caiçaras localizadas no entorno da baía a respeito do boto-cinza – A descrição do relacionamento entre as comunidades tradicionais locais e a espécie é relevante para a implantação de medidas conservacionistas, como a proposição de ações de educação ambiental adequadas ao perfil de uso dos recursos naturais pelos caiçaras, que serão os principais afetados em caso de criação de unidade de conservação no local.
- vi. Mapeamento das áreas da baía que são mais intensamente exploradas pelos pescadores artesanais – A identificação das localidades da parte oeste da Baía da Ilha Grande que são de uso intenso em relação a pesca artesanal poderá facilitar a mitigação dos impactos decorrentes da criação de uma UC para os pescadores artesanais locais, assim como a implantação de medidas de manejo das áreas voltadas para a pesca.
- vii. Determinação dos fatores que restringem o fluxo gênico entre a população da Baía da Ilha Grande e a população da Baía de Sepetiba – A estruturação genética das duas populações associada ao registro de indivíduos nas duas áreas parece sugerir a incidência de *displays* comportamentais específicos para cada uma delas, uma vez que há indícios de que os padrões de comunicação para as duas populações são distintos (conforme apontado por estudos anteriores).

No tocante à continuidade dos esforços de foto-identificação, é recomendável:

- i. Adotar medidas que incrementem o processo de tomada de fotografias, como a cobertura simultânea de distintos grupos de botos devido ao elevado número de indivíduos catalogados na área de estudo;
- ii. Ampliar a área de cobertura amostral e/ou otimizar a exploração de toda a extensão da área delimitada para o estudo (com exceção daquelas onde a segurança da navegação é comprometida);
- iii. Aprimorar a gestão dos dados fotográficos mediante o uso de *softwares* específicos para a foto-identificação e montagem do banco de dados associado e;
- iv. Planejar a quantidade de saídas de campo de acordo com a escala temporal pretendida (se sazonal, mínimo de seis saídas; se anual, mínimo de dez saídas) para alcançar níveis de precisão adequados.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICASⁱ

- ADAMS, J.; SPEAKMAN, T.; ZOLMAN, E.; SCHWACKE, L. Automating image matching, cataloging, and analysis for photo-identification research. **Aquatic Mammals**, v. 32, n. 3, p. 374-384, 2006.
- ALVES, A. R. Correntes associadas à propagação de ondas longas. Aplicação ao canal da Baía da Ilha Grande (RJ). **Anais Hidrográficos: Revista Anual da Diretoria de Hidrografia e Navegação**, 2003.
- ARAABI, B.; KEHTARNAVAZ, N.; MCKINNEY, T.; HILLMAN, G.; WÜRSIG, B. A string matching computer-assisted system for dolphin photoidentification. **Annals of Biomedical Engineering**, v. 28, p. 1269-1279, 2000.
- AZEVEDO, A. F.; LAILSON-BRITO JR., J.; CUNHA, H. A.; VAN SLUYS, M. A note on site fidelity of marine tucuxis (*Sotalia fluviatilis*) in Guanabara Bay, southeastern Brazil. **Journal of Cetacean Research and Management**, v. 6, n. 3, p. 265-268, 2004.
- AZEVEDO, A. F.; LAILSON-BRITO JR., J.; DORNELES, P. R.; VAN SLUYS, M.; CUNHA, H. A.; FRAGOSO, A. B. L. Human-induced injuries to marine tucuxis (*Sotalia guianensis*) (Cetacea: Delphinidae) in Brazil. **Marine Biodiversity Records**, v. 2, n. e22, p. 1-5, 2009.
- 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.
- BASTOS, M. P.; CALLADO, C. H. (Org.). **O ambiente da Ilha Grande**. Rio de Janeiro: Editora Imprinta Express, 2009. 562 p.
- BELO, W. C. O fundo marinho da Baía da Ilha Grande, RJ: Evidências da ação de correntes e de ondas no canal central com base em formas de fundo observadas em registros de sonar (100 kHz). **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 20, n. 1, p. 17-30, 2002.
- BERTA, A.; SUMICH, J. L.; KOVACS, K. M. **Marine mammals: evolutionary biology**. San Diego: Academic Press, 2005. 560 p.
- BITTENCOURT, L.; CARVALHO, R. R.; LAILSON-BRITO JR., J.; AZEVEDO, A. F. Underwater noise pollution in a coastal tropical environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 83, p. 331-336, 2014.
- BOROBIA, M.; BARROS, N. B. Notes on the diet of marine *Sotalia fluviatilis*. **Marine Mammal Science**, v. 5, n. 4, p. 395-399, 1989.
- BOROBIA, M.; ROSAS, F. C. Estado de conservación de los mamíferos marinos del Atlántico Sudoccidental. **Informes y estudios del Programa de Mares Regionales Del PNUMA, Argentina**, v. 138, p. 36-41, 1991.

- BOROBIA, M.; SICILIANO, S.; LODI, L.; HOEK W. Distribution of the South American dolphin *Sotalia fluviatilis*. **Canadian Journal of Zoology**, v. 69, p. 1025-1039, 1991.
- BOSSART, G. D. Marine mammals as sentinel species for oceans and human health. **Veterinary Pathology**, v. 48, n. 3, p. 676-690, 2011.
- 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.
- BRASIL. Portaria MMA nº 444, de 17 de dezembro de 2014. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 dez. 2014. Seção 1, p. 121.
- CABALLERO, S., TRUJILLO, F., VIANNA, J. A., BARRIOS-GARRIDO, H., MONTIEL, M. G., BELTRÁN-PEDREROS, S., MARMONTEL, M., SANTOS, M. C. O., ROSSI-SANTOS, M., SANTOS, F. R. AND BAKER, C. S. Taxonomic status of the genus *Sotalia*: species level ranking for 'tucuxi' (*Sotalia fluviatilis*) and 'costero' dolphins (*Sotalia guianensis*). **Marine Mammal Science**, v. 23, n. 2, p. 358-386, 2007.
- CABALLERO, S., TRUJILLO, F., VIANNA, J. A., BARRIOS-GARRIDO, H., MONTIEL, M. G., BELTRÁN-PEDREROS, S., MARMONTEL, M., SANTOS, M. C. O., ROSSI-SANTOS, M., SANTOS, F. R. AND BAKER, C. S. Mitochondrial DNA diversity, differentiation and phylogeography of the South American riverine and coastal dolphins *Sotalia fluviatilis* and *Sotalia guianensis*. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 8, n. 1-2, p. 69-79, 2010.
- CANTOR, M.; WEDEKIN, L. L.; GUIMARÃES, P. R.; DAURA-JORGE, F. G.; ROSSI-SANTOS M. R.; SIMÕES-LOPES, P.C. Disentangling social networks from spatiotemporal dynamics: the temporal structure of a dolphin society. **Animal Behaviour**, n. 84, p. 641-651, 2012a.
- CANTOR, M.; WEDEKIN, L. L.; DAURA-JORGE, F. G.; ROSSI-SANTOS M. R.; SIMÕES-LOPES, P.C. Assessing population parameters and trends of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*): an eight-year mark-recapture study. **Marine Mammal Science**, v. 28, p. 63-83, 2012b.
- CARR, T.; BONDE, R. K. Tucuxi (*Sotalia fluviatilis*) occurs in Nicaragua, 800km north of its previously known range. **Marine Mammal Science**, v. 16, n. 2, p. 447-452, 2000.
- CITES. Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora. **Appendix I**. UNEP: Washington, 2015. 46 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: The University of Chicago Press, 2000. p. 1-6.
- CORREA, M.A. **Análise das oscilações das correntes observadas na Baía da Ilha Grande (RJ)**. 1994. 116p. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, São Paulo.
- CUNHA, H. A.; SILVA, V. M. F.; LAILSON-BRITO JR., J.; SANTOS, M. C. O.; FLORES, P. A. C.; MARTIN, A. R.; AZEVEDO, A. F.; FRAGOSO, A. B. L.; ZANELATTO, R.

- C.; SOLÉ-CAVA, A. M. Riverine and marine ecotypes of *Sotalia* dolphins are different species. **Marine Biology**, v. 148, p. 449-457, 2005.
- CUNHA, H. A.; SILVA, V. M. F.; SOLÉ-CAVA, A. M. Molecular ecology and systematics of *Sotalia* dolphins. In: RUIZ-GARCIA, M.; SHOSTELL, J. M. (Eds.) **Biology, evolution and conservation of river dolphins within South America and Asia**. New York: Nova Science Publishers, 2010. p. 261-283.
- 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.
- DI BENEDITTO, A. P. M.; RAMOS, R. M. A. Biology of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia fluviatilis*) in south-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 84, p. 1245-1250, 2004.
- DI BENEDITTO, A. P. M.; SICILIANO, S. Stomach contents of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia guianensis*) from Rio de Janeiro, south-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 87, p. 253-254, 2007.
- DORNELES, P. R.; LAILSON-BRITO JR., J.; AZEVEDO, A. F.; MEYER, J.; VIDAL, L. G.; FRAGOSO, A. B. L.; TORRES, J. P. M.; MALM, O.; BLUST, R.; DAS, K. High accumulation of per-fluorooctane sulfonate (PFOS) in marine tucuxi dolphins (*Sotalia guianensis*) from Brazilian coast. **Environmental Science and Technology**, v. 42, p. 5368-5373, 2008.
- DORNELES, P. R.; LAILSON-BRITO JR., J.; DIRTU, A. C.; WEIJS, L.; AZEVEDO, A. F.; TORRES, J. P. M.; MALM, O.; NEELS, H.; BLUST, R.; DAS, K.; COVACI, A. Anthropogenic and naturally-produced organobrominated compounds in marine mammals from Brazil. **Environment International**, v. 36, n. 1, p. 60-67, 2010.
- 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, p. 1633-1639, 2010.
- ESPÉCIE, M. A. **Tamanho populacional e estimativa da sobrevivência relativa de *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) na parte oeste da Baía da Ilha Grande, RJ**. 2011. 51 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.
- 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.; 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.

- FLORES, P. A. C.; SILVA, V. M. F. Tucuxi and Guiana Dolphin - *Sotalia fluviatilis* and *S. guianensis*. In: PERRIN, W. F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M. (Eds.) **Encyclopedia of marine mammals**. Amsterdam: Academic Press, 2009. p. 1188-1191.
- FORCADA, J. Distribution. In: PERRIN, W. F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M. (Eds.) **Encyclopedia of marine mammals**. Amsterdam: Academic Press, 2009. p. 316-320.
- FOSSI, M. C.; CASINI, S.; CALIANI, I.; PANTI, C.; MARSILI, L.; VIARENGO, A.; GIANGRECO, R.; DI SCIARA, G. N.; SERENA, F.; OUERGI, A.; DEPLEDGE, M. H. The role of large marine vertebrates in the assessment of the quality of pelagic marine ecosystems. **Marine Environmental Research**, v. 77, p. 156-158, 2012.
- FRAGOSO, M. R. **Estudo numérico da circulação marinha da região das Baías de Sepetiba e Ilha Grande (RJ)**. 1999. 115 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, São Paulo.
- GALVÃO, C. C. G. **Identificação e organização social das mães da população de *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864) da Baía da Ilha Grande, RJ, Brasil**. 2015. 68 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.
- GEISLER, J. H.; UHEN, M. D. Phylogenetic relationships of extinct cetartiodactyls: results of simultaneous analyses of molecular, morphological, and stratigraphic data. **Journal of Mammalian Evolution**, v. 12, n. 1-2, p. 145-160, 2005.
- 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.
- GUNNLAUGSSON, T.; SIGURJÓNSSON, J. 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, 1990. 440 p.
- ICMBIO. **Plano de ação nacional para a conservação dos mamíferos aquáticos – pequenos cetáceos**. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2011. 129 p.
- INEA. **Diagnóstico do setor costeiro da Baía da Ilha Grande: subsídios à elaboração do zoneamento ecológico-econômico costeiro – Volume I**. Rio de Janeiro: Instituto Estadual do Ambiente, 2015. 242 p.
- IUCN. 2012. *Sotalia guianensis*. IUCN Red List of Threatened Species Versão 2014.3. Disponível em: < <http://www.iucnredlist.org/details/181359/0>>. Acesso em: 30 nov. 2014.
- JEFFERSON, T. A.; WEBBER, M. A.; PITMAN, R. L. **Marine mammals of the world: A comprehensive guide to their identification**. Amsterdam: Elsevier, 2008. 592 p.

- 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.
- LAETA, M.; SOUZA, S. M. F. M.; SICILIANO, S. Anomalias ósseas congênitas em *Sotalia guianensis* (Mammalia, Cetacea, Delphinidae) da costa centro-norte do estado do Rio de Janeiro. **Pesquisa Veterinária Brasileira**, v. 30, n. 6, p. 484-490, 2010.
- LAILSON-BRITO JR., J.; DORNELES, P. R.; AZEVEDO-SILVA, C. E.; AZEVEDO, A. F.; VIDAL, L. G.; ZANELATTO, R. C.; LOZINSKI, C. P. C.; AZEREDO, A.; FRAGOSO, A. B. L.; CUNHA, H. A.; TORRES, J. P. M.; MALM, O. High organochlorine accumulation in blubber of Guiana dolphin, *Sotalia guianensis*, from Brazilian coast and its use to establish geographical differences among populations. **Environmental Pollution**, v. 158, p. 1800-1808, 2010.
- LAILSON-BRITO JR., J.; DORNELES, P. R.; AZEVEDO-SILVA, C. E.; BISI, T. L.; VIDAL, L. G.; LEGAT, L. N.; AZEVEDO, A. F.; TORRES, J. P. M.; MALM, O. Organochlorine compound accumulation in delphinids from Rio de Janeiro State, southeastern Brazilian coast. **Science of the Total Environment**, v. 433, p. 123-131, 2012.
- 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. **Uso do hábitat e preferências do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis* (Cetacea, Delphinidae), na Baía de Paraty, Rio de Janeiro**. 2002. 167 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.
- LODI, L.; BOROBIA, M. **Baleias, botos e golfinhos do Brasil – Guia de identificação**. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 2013. 479 p.
- LUNARDI, D. G.; FERREIRA, R. G. Fission-fusion dynamics of Guiana dolphin (*Sotalia guianensis*) groups at Pipa Bay, Rio Grande do Norte, Brazil. **Marine Mammal Science**, v. 30, n. 4, p. 1401-1416, 2014.
- MAHIQUES, M.M. **Considerações sobre os sedimentos de superfície de fundo da Baía da Ilha Grande, Estado do Rio de Janeiro**. 1987. 158 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, São Paulo.
- MARKOWITZ, T. M.; HARLING, A. D.; WÜRSIG, B. Digital photography improves efficiency of individual dolphin identification. **Marine Mammal Science**, v. 19, p. 217-223, 2003.
- 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.
- MMA. **Biodiversidade marinha da Baía da Ilha Grande**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2007. 417p.
- 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.
- MOURA, J. F.; SHOLL, T. G. C.; RODRIGUES, E. S.; HACON, S.; SICILIANO, S. Marine tucuxi dolphin (*Sotalia guianensis*) and its interaction with passive gillnet fisheries along the northern coast of the Rio de Janeiro State, Brazil. **Marine Biodiversity Records**, v. 2, n. e82, p. 1-4, 2009.
- MUEHE, D.; VALENTINI, E. **O litoral do Rio de Janeiro: Uma caracterização físico-ambiental**. Rio de Janeiro: FEMAR, 1998. 123p.
- 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, 2008a.
- 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, 2008b.
- NERY, M. F.; SIMÃO, S. M. Capture-recapture abundance estimate of Guiana dolphins in southeastern Brazil. **Ciencias Marinas**, v. 38, p. 529-541, 2012.
- NICOL, S.; BOWIE, A.; JARMAN, S.; LANNUZEL, D.; MEINERS, K. M.; VAN DER MERWE, P. Southern Ocean iron fertilization by baleen whales and Antarctic krill. **Fish and Fisheries**, v. 11, n. 2, p. 203-209, 2010.
- 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. 83 p.
- OSHIMA, J. E. F.; SANTOS, M. C. O.; BAZZALO, M.; FLORES, P. A. C.; PUPIM, F. N. Home ranges of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) (Cetacea: Delphinidae) in the Cananéia estuary, Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 90, n. 8, p. 1641-1647, 2010.
- 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. 47 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.

- 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.
- ROMAN, J.; MCCARTHY, J. J. The whale pump: marine mammals enhance primary productivity in a coastal basin. **PLoS ONE**, v. 5, n. 10, e13255, 2010.
- ROSAS, F. C. W. **Interações com a pesca, mortalidade, idade, reprodução e crescimento de *Sotalia guianensis* e *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Delphinidae e Pontoporiidae) no litoral sul do Estado de São Paulo e litoral do Estado do Paraná, Brasil.** 2000. 145 p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- ROSAS, F. C. W.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. Reproduction of the estuarine dolphin (*Sotalia guianensis*) on the coast of Paraná, southern Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 83, n. 2, p. 507-515, 2002.
- ROSAS, F. C. W.; BARRETO, A. S.; MONTEIRO FILHO, E. L. A. Age and growth of *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) on the coast of Paraná State, southern Brazil. **Fishery Bulletin**, v. 101, n. 2, p. 377-383, 2003.
- 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.
- 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 of the United Kingdom**, v. 81, p. 1049-1052, 2001.
- SANTOS, M. C. O.; ROSSO, S.; SANTOS, R. A.; LUCATO, S. B.; BASSOI, M. Insights on small cetacean feeding habits in southeastern Brazil. **Aquatic Mammals**, v. 24, n. 1, p. 38-45, 2002.
- SANTOS, M. C. O.; ROSSO, S. Social organization of marine tucuxi dolphins, *Sotalia guianensis*, in the Cananéia estuary, southeastern Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 89, p. 347-355, 2010.
- SANTOS, M. A.; CRUZ, C. B. M.; SARAÇA, C. E. S.; OLIVEIRA, F. J. G.; RAHY, I. S.; ALGER, K.; UZÊDA, M. C.; COSTA, M. B.; PERES, W. R. Pressão antrópica e as novas dinâmicas na economia fluminense. In: BERGALLO, H. G.; FIDALGO, E. C. C.; ROCHA, C. F. D.; UZÊDA, M. C.; COSTA, M. B.; ALVES, M. A. S.; VAN SLUYS, M.; SANTOS, M. A.; COSTA, T. C. C.; COZZOLINO, A. C. R. (Eds.) **Estratégias e ações para a conservação da biodiversidade no Estado do Rio de Janeiro.** Rio de Janeiro: Instituto Biomas, 2009. p. 41-56.
- SEA. Combate à extinção da fauna fluminense. **Secretaria de Estado do Ambiente**, Rio de Janeiro, dez. 2012. Disponível em: <<http://www.rj.gov.br/web/sea/exibeconteudo?article-id=1216945>>. Acesso em: 03 dez. 2014.
- SEBER, G. A. F. **The estimation of animal abundance and related parameters.** New York: Chapman, London and Macmillan, 1982. 654 p.

- SERGIO, F.; CARO, T.; BROWN, D.; CLUCAS, B.; HUNTER, J.; KETCHUM, J.; MCHUGH, K.; HIRALDO, F. Top predators as conservation tools: ecological rationale, assumptions, and efficacy. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 39, n. 1, p. 1-19, 2008.
- 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.
- SPAULDING, M.; O'LEARY, M. A.; GATESY, J. Relationships of Cetacea (Artiodactyla) among mammals: increased taxon sampling alters interpretations of key fossils and character evolution. **PLoS ONE**, v. 4, n. 1, p. 1-14, 2009.
- STEVICK, P. T.; PALSBØLL, 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. M.; 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. Habitat preferences of Guiana dolphins, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), in North Bay, Southern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 90, p. 1561-1570, 2010.
- WHITEHEAD, H.; CHRISTAL, J.; TYACK, P. L. Studying cetacean social structure in space and time: innovative techniques. In: MANN, J.; CONNOR, R. C.; TYACK, P.; WHITEHEAD, H. (Eds.) **Cetacean Societies: Field studies of dolphins and whales**. Chicago: The University of Chicago Press, 2000. p. 65-90.
- WHITEHEAD, H.; O'BRIEN, K.; WORM, B. Diversity of deep-water cetaceans and primary productivity. **Marine Ecology Progress Series**, v. 48, p. 1-5, 2010.

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.

YOGUI, G. T.; SANTOS, M. C. O.; MONTONE, R.C. Chlorinated pesticides and polychlorinated biphenyls in marine tucuxi dolphins (*Sotalia guianensis*) from the Cananéia estuary, southeastern Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 312, p. 67-78, 2003.

ⁱ As referências aqui apresentadas referem-se apenas às citações contidas no item “Introdução Geral”.

8 ANEXO I

Ao longo dos seis anos de monitoramento da população de *Sotalia guianensis* na parte oeste da Baía da Ilha Grande, o processo de seleção das 54.858 fotografias tomadas ocorreu em quatro etapas diferentes: (i) triagem inicial, (ii) criação de novos arquivos e organização em novas pastas, (iii) classificação, e (iv) catalogação. Cada uma será explicada a seguir.

i. Triagem inicial – esta parte 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*. Anotou-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, com falta de nitidez ou muito distantes da câmera, por exemplo, não são adequadas para os objetivos deste estudo e, portanto, foram incluídas na pasta *Outras*. Analogamente, dentre o total de fotografias tiradas em um dia, aquelas que apresentaram condições mínimas para serem analisadas foram inseridas na pasta *Analisáveis*.

ii. Criação de novos arquivos e organização em pastas – após a triagem inicial, as fotos que foram movidas para a pasta *Analisáveis* foram novamente observadas com o auxílio do programa Adobe Photoshop 7.0®. Nesta etapa, o principal objetivo foi a criação de novos arquivos a partir da foto original para enquadrar a nadadeira dorsal, 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 realizada em Paraty, XX = número da saída de campo, YYY = número sequencial da foto individual para esta saída de campo) (Figura 8.1). Este código reúne informações relacionadas à saída onde um animal foi encontrado e em qual foto tirada nesta saída ele foi observado.

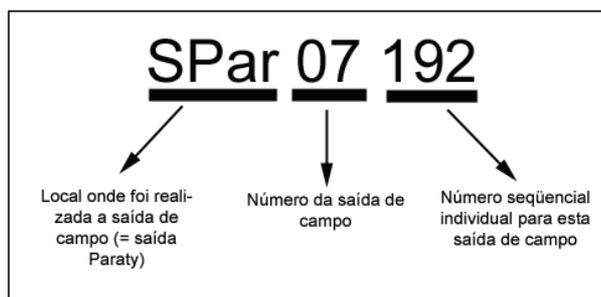


Figura 8.1 - Exemplo de código preliminar utilizado. De acordo com este exemplo, o arquivo referente a esta foto corresponde a 192ª fotografia tirada na 7ª saída de campo.

Depois de criado um código preliminar para cada arquivo novo, esta nova fotografia foi armazenada em uma subpasta (cujo nome indica 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 8.1). 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 8.1 - Lista descritiva dos tipos de marcas encontradas nas nadadeiras dorsais de *S. guianensis* na área oeste da Baía da Ilha Grande, RJ.

Categoria	Descrição
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

iii. 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 8.2, 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 foram organizadas pelo “nome do arquivo” e “ordem crescente” (Figura 8.2, 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 (por exemplo, SPar 10 025, SPar 03 267) é exibido, possuindo logo abaixo um campo em branco escrito “Classificação” (por exemplo, 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 foram as referências 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* tenha sido SPar 11 001, ela recebeu a letra de classificação A. Se a foto seguinte, SPar 11 002, foi do mesmo indivíduo, ela também recebeu classificação A (Figura 8.2, círculo azul). Todas as fotos desta subpasta foram visualizadas de maneira a encontrar todas as fotos de um mesmo indivíduo e, se necessário, classificá-las.

Se a terceira foto desta subpasta fosse de um indivíduo diferente, ela recebia uma classificação diferente, B, e assim sucessivamente (Figura 8.2, 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 marcas na nadadeira dorsal.

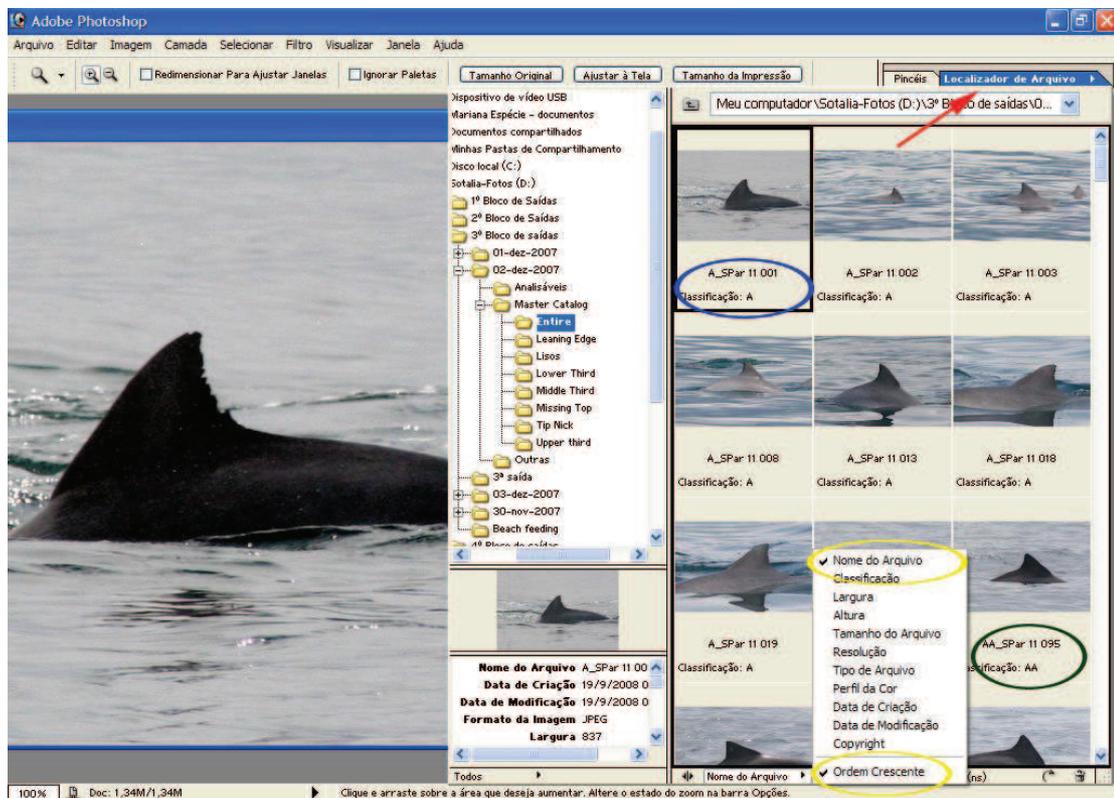


Figura 8.2 - Esquema de visualização das fotos usando a função *Localizador de Arquivos* do Adobe Photoshop 7.0.

iv. Catálogo – a última etapa deste processo consistiu na criação de um banco de dados visual (Catálogo de Referência) e em um banco de dados do 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 com 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, foram incluídas 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 foram comparadas entre si de modo a encontrar a foto que apresentou as melhores condições de luz, foco e posicionamento da nadadeira dorsal. A foto que reuniu tais características foi a escolhida para compor o Catálogo de Referência para este indivíduo. Assim, o arquivo referente a ela foi 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, ou seja, seguindo a sequência A-Z, AA-AZ, e assim por diante. Cada novo indivíduo catalogado determinou 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 foi exibida no

Photoshop, enquanto que as fotografias do Catálogo de Referência foram exibidas no *Visualizador de Fax e Imagens do Windows XP*. Com os dois programas abertos, as duas janelas foram postas uma ao lado da outra, possibilitando assim a comparação visual das fotos presentes em ambas (Figura 8.3). Havendo a identificação de um indivíduo no dia da amostragem com a do Catálogo de Referência, considerou-se um evento de *recaptura*. Caso o animal ainda não tivesse sido encontrado no Catálogo de Referência, foi considerado um evento de *captura*, com sua foto posteriormente adicionada ao Catálogo de Referência.

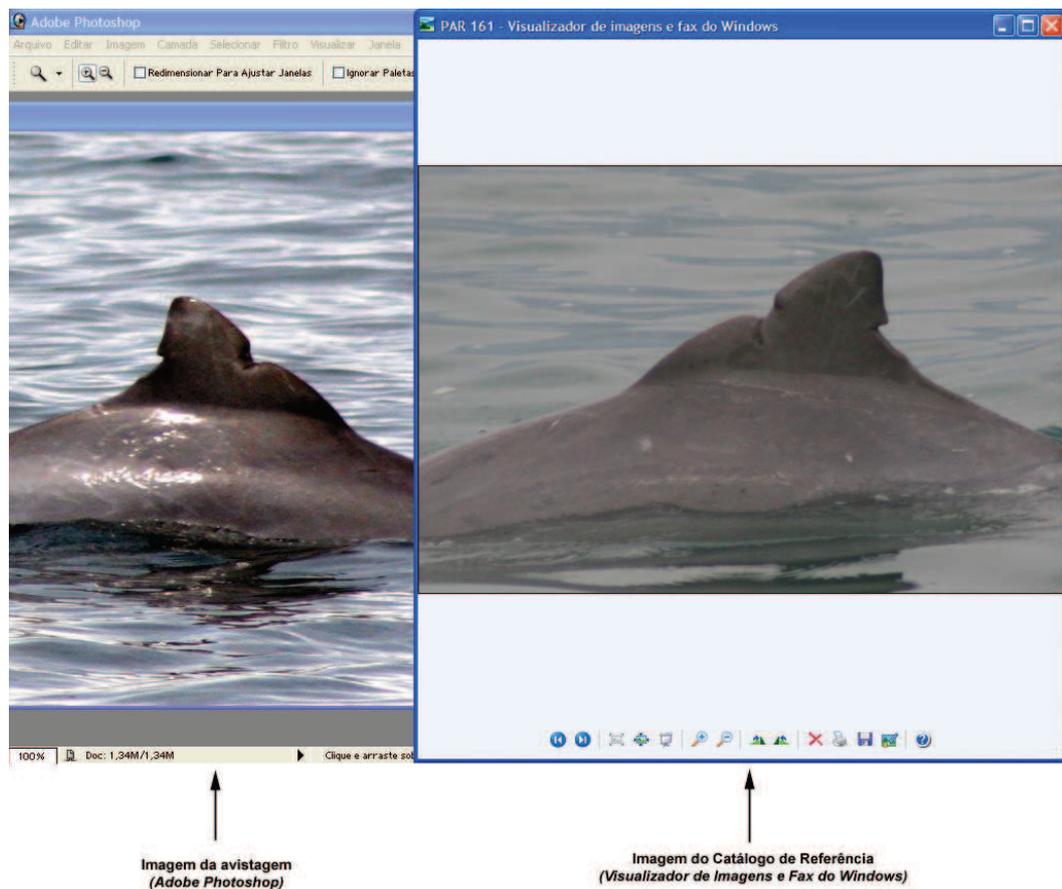


Figura 8.3 - Esquema mostrando parte do processo de catalogação. À esquerda, visualiza-se a melhor foto de um indivíduo em um dia de amostragem. À direita, tem-se a visualização da foto do mesmo indivíduo que já fazia parte do Catálogo de Referência. Trata-se, portanto, de uma recaptura.

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 referentes ao indivíduo. Cada indivíduo registrado possui uma ficha contendo estas informações. A partir desta ficha, foi criada uma matriz de ausência (indicada pelo número 0) e presença (indicada pelo número 1) 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 as análises desenvolvidas neste estudo.

9 ANEXO II

Tabela 9.1 - Síntese do esforço de foto-identificação empreendido durante os seis anos de estudo na parte oeste da Baía da Ilha Grande. (*Continua*)

	Data da saída	Nº total de fotografias tiradas	Nº de fotos adequadas	% fotos adequadas	% de tempo observação direta	Nº de novas identificações	Nº de botos recapturados
Primeiro período	05-mai-07	831	313	37,7	37,3	26	0
	07-mai-07	1.488	561	37,7	57,3	61	16
	13-mai-07	283	111	39,2	50,7	6	13
	25-ago-07	807	360	44,6	63,5	35	30
	26-ago-07	1.219	685	56,2	56,7	22	55
	27-ago-07	888	374	42,1	40,0	24	53
	29-ago-07	186	61	32,8	15,4	1	11
	30-ago-07	1.280	488	38,1	50,3	60	20
	30-nov-07	465	192	41,3	34,2	8	30
	01-dez-07	2.821	1.065	37,8	92,4	96	56
	02-dez-07	1.788	601	33,6	50,0	27	79
	03-dez-07	691	242	35,0	60,7	15	52
	05-mar-08	1.133	406	35,8	51,0	29	52
	06-mar-08	1.017	406	39,9	57,7	8	27
	07-mar-08	1.251	577	46,1	54,0	23	69
	08-mar-08	1.137	497	43,7	43,6	17	73
	09-mar-08	684	271	39,6	52,5	4	34
	22-jul-08	1.205	447	37,1	83,8	17	54
	24-jul-08	388	181	46,6	71,7	8	11
	05-jun-09	542	196	36,2	36,7	3	8
	06-jun-09	49	17	34,7	11,1	1	3
	16-nov-09	107	25	23,4	64,1	1	3
	17-nov-09	112	43	38,4	73,3	2	7
18-nov-09	1.952	634	32,5	62,5	14	36	
14-mar-10	1.844	792	43,0	64,6	28	94	
Segundo período	05-out-12	767	207	27,0	74,5	12	23
	06-out-12	1.122	323	28,8	81,1	6	35
	10-dez-12	1.329	409	30,8	76,3	12	52
	11-dez-12	2.200	660	30,0	74,7	17	90
	17-dez-12	1.215	414	34,1	61,3	3	62
	18-dez-12	1.450	474	32,7	94,3	8	67
	15-jan-13	1.464	431	29,4	76,3	4	70
	16-jan-13	1.266	455	35,9	54,3	3	79

Tabela 9.1 - Continuação.

23-fev-13	1.153	271	23,5	84,1	7	44
24-fev-13	1.050	394	37,5	75,2	5	69
09-mar-13	1.709	583	34,1	83,3	11	79
10-mar-13	1.160	411	35,4	78,6	4	52
21-abr-13	1.857	555	29,9	66,7	5	74
22-abr-13	1.173	408	34,8	69,1	4	54
26-mai-13	425	87	20,5	79,7	0	16
16-jun-13	1.110	285	25,7	74,9	3	32
17-jul-13	608	132	21,7	79,7	1	21
18-jul-13	1.349	287	21,3	83,5	1	26
11-set-13	680	178	26,2	68,0	0	21
12-set-13	326	72	22,1	74,6	1	6
14-set-13	2.209	583	26,4	88,1	8	60
15-set-13	455	73	16,0	74,3	1	11
23-out-13	683	224	32,8	76,7	3	27
24-out-13	990	281	28,4	93,5	1	27
20-nov-13	1.971	586	29,7	76,4	10	87
21-nov-13	969	276	28,5	87,8	0	34
Total	54.858	18.604	-	-	666	-
Média (±DP)	1.075,6 (± 600,5)	364,8 (± 217,5)	33,7 (± 7,8%)	65,5 (± 18,6%)	13 (± 18,9)	41,2 (± 26,3)