

**FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE
PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA BIOLÓGICA**

**ABUNDÂNCIA, MORTALIDADE EM
ATIVIDADES PESQUEIRAS E VIABILIDADE
DA POPULAÇÃO DE BOTOS (*Tursiops
truncatus*) DO ESTUÁRIO DA LAGOA DOS
PATOS, RS, BRASIL.**

PEDRO FRIEDRICH FRUET

Dissertação apresentada ao programa de
Pós-Graduação em Oceanografia Biológica
da Fundação Universidade Federal do Rio
Grande, como requisito parcial à obtenção
do título de MESTRE.

ORIENTADOR: Dr. PAUL G. KINAS

CO-ORIENTADOR: Dr. EDUARDO R. SECCHI

**RIO GRANDE
Agosto 2008**

Eu dedico esta dissertação à minha avó, Helena, à minha mãe, Lúcia, e aos meus irmãos, Marcelo e Débora, pessoas que sempre andaram lado-a-lado comigo durante esta caminhada e não mediram esforço algum para que eu concluísse este trabalho.

Esta dissertação também é dedicada à memória de meu pai, Fernando Cláudio Maya Fruet, à de meu avô, Wilson Friedrich, e à de meu querido amigo Luciano B. Duarte, que muito me ensinaram sobre a vida...

“De que adianta se comover e não mover um músculo?”

Agradecimentos:

Ao Lauro Barcellos, por ter me recebido de portas abertas no Museu Oceanográfico, ter proporcionado muitos momentos de alegria no dia-a-dia e pela sua intensa ajuda para viabilizar o projeto botos. Obrigado por me fazer entender a beleza de Rio Grande e por toda paciência que teve comigo durante esses anos.

Ao Eduardo Secchi, pela amizade, confiança, incansável orientação e por me mostrar as coisas simples da vida. Valeu Edu! Tu foi fundamental.

À Juliana C. Di Tullio, pela dedicação ao projeto botos, pela amizade, companheirismo e carinho. Obrigado por tudo Jú, sem você seria muito difícil.

Ao meu orientador, Paul Kinas, por ter aceitado me orientar e por seus valiosos comentários, sugestões e críticas durante o desenvolvimento deste trabalho.

Ao Altemir Brás Pinto (Miro), que deixou de estar com sua família em muitos finais de semana e feriados para pilotar a lancha durante as cansativas saídas de campo e para auxiliar na logística do projeto.

À Lílían S. Hoffman e ao Luciano Dalla Rosa, por terem me ensinado os “primeiros passos” sobre a foto-identificação de pequenos cetáceos.

Às minhas tias Liane, Denise e Áurea, por me incentivarem a ingressar no mestrado.

À Ana Flor, pela ajuda e carinho, permitindo com que eu me dedicasse completamente a minha dissertação. Obrigado Ana.

À Paula Laporta, pelo seu tempo dedicado as saídas de campo e pela sua amizade.

A todos os amigos que fazem ou fizeram parte da história do Museu Oceanográfico na realização deste trabalho: Déia, Nenéco, Fabiano, Alice, Bel, Pieter, Vitinho, Cristiano, Sidi, Serginho, Armando, Pedro Krieger, Bárbara, Rossini, Giovani e Maurício.

Aos amigos, estagiários e colegas de laboratório, que dedicaram seu tempo em saídas de campo e organização dos dados: Silvina Botta, Jonatas Prado, Emanuel Ferreira, Munir Mehse, Paulo Mattos, Alessandra Rocha, Rodrigo Genovês, Camila Pinto e Jaca.

À Lilia Fidélis, pela amizade durante este tempo de convivência e por manter o laboratório sempre organizado.

Aos meus queridos amigos que fazem da minha vida uma alegria e que sempre me deram força para ir atrás deste objetivo: Daniel e Eduardo Correa, André Bianchini, Guilherme Cury, Gustavo Jaeger, Arthur Baptista, Kawan e Dimas Gianuca, Felipe Primo, Cristiano Bertacco, Frederico Costa, Rafael Lawson, Rafael Barros, Toledo, Lucas Hassel, Maurício e Daniel Sperb, Fabrício Prado, Cassiano Magadan, Marco Raad, André Busatto, Ricardo Zielinsky, Manuel, Vinícius Silva, Fábio Piucco, Raoni, Eduardo Garcia e Robert Foster.

Um agradecimento especial ao Bill Rossiter e a Cetacean Society International pelas bolsas concedidas, as quais permitiram com que eu comparecesse em importantes conferências internacionais. Muito obrigado, sua ajuda foi importantíssima na minha formação.

Ao David Janiger, por atender rapidamente à todos os meus pedidos de “help”, digitalizando e enviando diversos artigos de difícil acesso.

As instituições que ajudaram a financiar o projeto botos, através do qual foi possível realizar este trabalho: Yaqu Pacha Foundation, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza (FBPN), Whale and Dolphin Conservation Society (WDCS) e Porto de Rio Grande.

Aos amigos do Núcleo de Educação e Monitoramento Ambiental (NEMA), por terem cedido os dados dos monitoramento de praia e por sempre terem me recebido de portas abertas e me tratado carinhosamente.

Índice

Agradecimentos.....	iii
Lista de Figuras.....	viii
Lista de Tabelas.....	xi
Introdução Geral.....	1
Objetivos e Estrutura da Dissertação.....	9

CAPÍTULO I

Tendências temporais e padrões na mortalidade do boto, Tursiops truncatus, no litoral sul do Rio Grande do Sul e uma avaliação preliminar do impacto das capturas acidentais sobre a população do estuário da Lagoa dos Patos, Brasil.

Resumo.....	11
Introdução.....	12
Material e Métodos.....	16
Área de estudo e coleta de dados.....	16
Análise de dados.....	22
Classes de tamanho.....	22
Tendências temporais na frequência dos encalhes.....	24
Distribuição espacial das carcaças.....	25
Sazonalidade dos encalhes.....	26
Interações com a pesca.....	26
Potencial Biológico de Remoção.....	27
Resultados.....	30
Diferenças na mortalidade por sexo e classe de tamanho.....	30
Tendências temporais na frequência dos encalhes.....	32
Sazonalidade dos encalhes.....	33
Distribuição espacial das carcaças.....	34
Interações com a pesca.....	35
Potencial Biológico de Remoção.....	38
Discussão.....	39
Diferenças na mortalidade por sexo e classe de tamanho.....	39

Tendências temporais na frequência dos encalhes.....	42
Distribuição espacial das carcaças.....	43
Sazonalidade dos encalhes.....	44
Interações com a pesca.....	46
Potencial Biológico de Remoção.....	48

CAPÍTULO II

*Abundância e reprodução do boto, *Tursiops truncatus*, no estuário da Lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil.*

Resumo.....	52
Introdução.....	53
Material e Métodos.....	57
Área de estudo.....	57
Coleta de dados.....	58
Análise de dados.....	61
Seleção de Fotografias e identificação individual.....	61
Estimativas de abundância.....	65
Estimativa do número de animais marcados.....	65
Seleção de dados.....	65
Premissas.....	67
Modelos de marcação-recaptura.....	67
Estimativa do tamanho total da população.....	71
Sazonalidade reprodutiva.....	75
Intervalos de nascimento e fecundidade.....	76
Taxas brutas de reprodução anual.....	78
Resultados.....	79
Foto-identificação.....	79
Estimativas de abundância.....	83
Estimativas do número de animais marcados.....	83
Estimativas do tamanho total da população.....	85
Sazonalidade reprodutiva.....	86

Intervalos de nascimento e fecundidade.....	87
Taxas brutas de reprodução anual.....	89
Discussão.....	90
Estimativas de abundância.....	90
Sazonalidade reprodutiva.....	93
Intervalos de nascimento e fecundidade.....	96
Taxas brutas de reprodução anual.....	98

CAPÍTULO III

Análise de viabilidade da população de botos, Tursiops truncatus, do estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil.

Resumo.....	102
Introdução.....	103
Material e Métodos.....	110
O modelo.....	110
Incorporando os efeitos das capturas acidentais no modelo.....	114
Expressando incertezas nos parâmetros de entrada.....	115
Cenários simulados para avaliação de risco.....	118
Critérios utilizados para avaliação de risco.....	121
Análise de sensibilidade.....	121
Resultados.....	123
Taxas de crescimento.....	123
Análise de viabilidade populacional.....	124
Análise de sensibilidade.....	126
Discussão.....	128
Taxas de crescimento.....	128
Análise de viabilidade populacional.....	130
Análise de sensibilidade.....	133
Manejo Adaptativo.....	134
Prioridades de Pesquisa.....	136
Referencias Bibliográficas.....	137

Lista de Figuras

Introdução

Figura 1. <i>O boto, Tursiops truncatus</i>	4
--	---

Capítulo I

Figura 1.1 <i>Área de estudo</i>	17
---	----

Figura 1.2 <i>Número absoluto de encalhes de botos machos, fêmeas e de sexo indeterminado</i>	31
--	----

Figura 1.3 <i>Distribuição de freqüência do número absoluto de encalhes de botos machos, fêmeas e de sexo indeterminado entre as diferentes classes de comprimento</i>	32
---	----

Figura 1.4 <i>Tendência temporal na mortalidade dos botos em áreas adjacentes ao estuário da Lagoa dos Patos</i>	33
---	----

Figura 1.5 <i>Número de botos encontrados por mês na porção sul do litoral do Rio Grande do Sul</i>	34
--	----

Figura 1.6 <i>Distribuição espacial de encalhes</i>	35
--	----

Figura 1.7 <i>Número de carcaças relacionadas à distância da boca do estuário da Lagoa dos Patos</i>	35
---	----

Figura 1.8 <i>Distribuição das classes de comprimento total dos botos encontrados encalhados entre os anos de 2002-2005 apresentando evidências de terem sido vítimas da captura acidental em redes de pesca</i>	36
---	----

Figura 1.9 Exemplos de botos encalhados com evidências de terem sido capturados acidentalmente em redes de pesca.....	37
--	----

Capítulo II

Figura 2.1 Percurso realizado durante as saídas de foto-identificação dos botos.....	59
---	----

Figura 2.2 Exemplos das categorias criadas para a seleção de fotos.....	62
--	----

Figura 2.3 Exemplos de marcas de longa-duração utilizadas para identificação individual.....	63
---	----

Figura 2.4 Exemplos de duas características morfológicas utilizadas para definir neonatos.....	64
---	----

Figura 2.5 Distribuição de frequência de tamanho de grupo.....	81
---	----

Figura 2.6 Distribuição dos grupos de botos observados.....	82
--	----

Figura 2.7 Frequências das avistagens dos botos foto-identificados.....	83
--	----

Figura 2.8 Curvas cumulativas de descobrimento dos botos foto-identificados.....	85
---	----

Figura 2.9 Gráfico da sazonalidade reprodutiva da população	87
--	----

Figura 2.10 Intervalos de nascimento estimados para a população.....	88
---	----

Capítulo III

Figura 3.1 Gráfico básico do ciclo de vida utilizado.....	111
--	-----

Figura 3.2 *Incertezas nas estimativas determinísticas da taxa de crescimento populacional sob diferentes cenários de capturas acidentais.....124*

Figura 3.3 *Amostras das projeções do tamanho populacional.....125*

Lista de Tabelas

Capítulo I

Tabela 1.1 <i>Número de saídas de praia realizadas por área, mês e ano</i>	20
---	----

Tabela 1.2 <i>Informações sobre esforço e encalhes anuais dos botos</i>	30
--	----

Tabela 1.3 <i>Cenários utilizados para calcular o Potencial Biológico de Remoção da população</i>	38
--	----

Capítulo II

Tabela 2.1 <i>Esforço de saídas de campo expresso em dias para cada mês/ano durante o período de estudo</i>	79
--	----

Tabela 2.2 <i>Histórico acumulado das capturas dos botos foto-identificados durante o ano de 2005 e o esforço amostral correspondente</i>	80
--	----

Tabela 2.3 <i>Histórico acumulado das capturas dos botos foto-identificados durante o ano de 2006 e o esforço amostral correspondente</i>	80
--	----

Tabela 2.4 <i>Histórico acumulado das capturas dos botos foto-identificados durante o ano de 2007 e o esforço amostral correspondente</i>	81
--	----

Tabela 2.5 <i>Resultados do programa Capture para as estimativas do número de animais marcados na população</i>	84
--	----

Tabela 2.6 <i>Resultados das estimativas do número de animais marcados na população a partir das modificações de Chapman para o estimador de Petersen</i>	84
--	----

Tabela 2.7 <i>Estimativa da proporção de botos possuindo marcas de longa duração na população</i>	85
--	----

Tabela 2. 8 <i>Resultados das estimativas do numero total de botos na população para os anos de 2005-2007.....</i>	86
---	----

Tabela 2.9 <i>Histórico reprodutivo das fêmeas marcadas.....</i>	88
---	----

Tabela 2.10 <i>Resumo das taxas reprodutivas da população.....</i>	89
---	----

Capítulo III

Tabela 3.1 <i>Parâmetros de entrada do modelo usado nas análises demográficas.....</i>	117
---	-----

Tabela 3.2 <i>Dados de mortalidade utilizados para incorporar as capturas acidentais no modelo.....</i>	120
--	-----

Tabela 3.3 <i>Proporção de indivíduos nos diferentes estágios de vida e os limites máximos e mínimos da distribuição uniforme utilizada para representar os números possíveis de botos capturados acidentalmente a cada ano nas simulações de diferentes níveis de capturas acidentais.....</i>	120
--	-----

Tabela 3.4 <i>Resultados das simulações para estimar a taxa de crescimento potencial da população e sua viabilidade sob diferentes cenários de capturas acidentais.....</i>	123
--	-----

Tabela 3.5 <i>Sensibilidade da taxa de crescimento populacional a diferentes valores de idade de primeira reprodução</i>	126
---	-----

Tabela 3.6 <i>Sensibilidade da taxa de crescimento populacional a diferentes valores de coeficientes de variação assumidos nas taxas de sobrevivência estágio-específica.....</i>	127
--	-----

Tabela 3.7 <i>Efeitos das incertezas no tamanho inicial da população nas projeções de viabilidade sob efeito das atuais taxas de capturas acidentais.....</i>	127
--	-----

INTRODUÇÃO GERAL

A Ordem Cetacea é composta por espécies de mamíferos marinhos que possuem hábito de vida exclusivamente aquático, compreendendo todas as espécies de baleias e golfinhos. Distribuído de pólo a pólo e ocupando tanto águas costeiras como oceânicas, este grupo sofreu fortes pressões ecológicas durante sua transição, ocupação e expansão no habitat marinho e fluvial. Como resultado, os cetáceos atuais representam um grupo extremamente heterogêneo no que se refere a sua morfologia e história de vida. Atualmente, a diversidade dos cetáceos consiste em 80 espécies (Bastida *et al.*, 2007).

Distribuído nas águas tropicais e temperadas de todo o mundo, o boto (*Tursiops truncatus*) (Montagu, 1821) ocupa uma variedade de ambientes marinhos (Leatherwood & Reeves, 1983). Populações são encontradas ao longo da sua distribuição tanto em regiões costeiras (e.g., Sarasota Bay, Flórida [Wells *et al.*, 1987]; Moray Firth, Escócia [Wilson, 1995]; Kvarnerić, Croácia [Bearzi *et al.*, 1997]; Doubtfull Sound, Nova Zelândia [Haase & Schneider, 2001]; Lagoa dos Patos, RS, Brasil [Dalla Rosa, 1999]; Baía Norte, SC, Brasil [Flores & Fontoura, 2006; Flores *et al.*, no prelo]) como em águas oceânicas associadas a ilhas ou outras feições emergentes (e.g., Arquipélago de São Pedro e São Paulo, Brasil [Caon & Ott, 2004]; Atol das Rocas, Brasil [Baracho *et al.*, 2007]); Açores, Portugal [Quérouil *et al.*, 2007]; Bermudas, América do Norte [Klatsky *et al.*, 2007]). Ao longo da sua distribuição, assim como ocorre com outras espécies de cetáceos, muitas populações são impactadas, principalmente pelas capturas acidentais em águas costeiras (e.g., Cockroft & Ross, 1990; Van Waerebeek *et al.*, 1997; Read & Wade, 2000; Burdett & McFee, 2004). A viabilidade destas populações depende, em parte, de um manejo

adequado baseado no conhecimento da sua história de vida e seus fatores impactantes (Cockcroft & Ross, 1990).

Devido a sua ampla distribuição geográfica e, conseqüentemente, as suas variações fenotípicas, muitas espécies e sub-espécies foram inicialmente descritas, o que trouxe um longo período de confusão taxonômica para o gênero *Tursiops* (e.g., Möller & Beheregaray, 2001). Embora alguns autores defendessem a hipótese de polifilia (e.g., Hershkovitz, 1966; Pilleri & Ghir, 1972; Ross & Cockcroft, 1990), durante as últimas quatro décadas o gênero *Tursiops* foi considerado monoespecífico, sendo *Tursiops truncatus* a espécie reconhecida para todo o mundo. Entretanto, estudos recentes realizados na China (Wang *et al.*, 1999; Wang *et al.*, 2000 a, b), comprovaram que as duas formas são tão distantes morfológica e geneticamente (DNAmt), que é plausível separá-las em espécies distintas. Atualmente é aceita a existência de duas espécies: *T. aduncus* e *T. truncatus* (Wang *et al.*, 1999; Wang *et al.*, 2000 a, b; Möller & Beheregaray, 2001). A primeira, com uma distribuição mais restrita, ocorre em águas costeiras da região Indo-Pacífica e Oceano Índico, apresentando pintas na região ventral e o rostro mais alongado. A segunda, por outro lado, tem distribuição cosmopolita, não apresenta pintas pelo corpo e o rostro é relativamente mais curto, truncado (Rice, 1998; Wang *et al.*, 1999; Wang *et al.*, 2000b). Os limites de distribuição dessas duas espécies ainda não estão bem definidos. Em alguns ambientes as duas espécies podem ocorrer em simpatria; porém, isoladas reprodutivamente (Wang *et al.*, 1999). Considera-se ainda, para *T. truncatus*, a existência de duas formas em algumas regiões, uma costeira e outra oceânica, havendo uma variação na coloração, tamanho e genótipo dos animais (e.g.,

Hoelzel *et al.*, 1998). Em geral, a forma oceânica possui maior tamanho, com coloração mais escura, rostro proporcionalmente mais curto e nadadeiras peitorais relativamente curtas (Hersh & Duffield, 1990).

O golfinho *T. truncatus* é facilmente diferenciado de outros membros da família Delphinidae por uma série de características morfológicas (Figura 1). A espécie é caracterizada por ser de porte médio, possuir um corpo robusto, melão proeminente e a maxila ligeiramente mais curta que a mandíbula. Uma nítida dobra separa o melão do rostro, que é curto (truncado) e largo. A nadadeira dorsal, posicionada no meio do corpo, é relativamente alta e falcada. O padrão de coloração consiste em variações de tons de cinza, sendo mais escuro no dorso e tornando-se gradativamente mais claro em direção ao ventre, mas sem uma demarcação nítida entre os elementos. Possui uma capa dorsal escura que geralmente começa no ápice do melão e estende-se até aproximadamente a base inferior da nadadeira dorsal. Um contorno mais claro às vezes invade a capa, logo abaixo da nadadeira dorsal. A barriga pode ser branca ou rosada (Reeves *et al.*, 2002).

Embora esforços de pesquisa venham sendo empregados para um melhor entendimento sobre a biologia da espécie ao longo de sua distribuição, ainda são poucos os estudos que descrevem a sua história de vida. O conhecimento acerca da biologia das populações de mamíferos de vida longa requer estudos de longa-duração, o que na maioria dos casos não ocorre. Como consequência, poucos parâmetros demográficos são conhecidos para populações selvagens de cetáceos não exploradas.



Figura 1. O boto, *Tursiops truncatus*.

No que diz respeito a *T. truncatus* apenas três estudos realizados com populações costeiras de vida-livre tem contribuído muito com o conhecimento sobre seus parâmetros demográficos (Sarasota, Flórida: Wells, 2000; Morey Firth, Escócia: Wilson *et al.*, 1999; Doubtfull Sound, Nova Zelândia: Haase & Schneider, 2001). Além destes, alguns estudos realizados a partir de dados de encalhe também contribuíram para melhor conhecer a história de vida da espécie (e.g. Cockcroft & Ross, 1990; Stolen & Barlow, 2003). No Brasil, apenas um estudo sobre o desenvolvimento craniano e mortalidade idade-específica de indivíduos encalhados referem-se a sua história de vida (Barreto, 1994). Informações referentes à idade de primeira maturação sexual, taxas e sazonalidade reprodutiva, sobrevivência e fecundidade não são conhecidas.

A União Mundial para a Conservação da Natureza (UICN), que possui a função de determinar o estado de conservação das espécies, classificou *T. truncatus* na categoria de “Dados Deficientes” (IUCN, 2007), que reflete a ausência de dados a respeito da mesma para classificá-la nas categorias de ameaça de conservação. Existem muitas populações de cetáceos que apresentam hábitos costeiros, com número populacional reduzido e que estão diariamente expostas a impactos antrópicos (e.g., poluição, tráfego marítimo, pesca), como é o caso da população de botos do estuário da Lagoa dos Patos. Dessa forma, pode-se dizer que algumas populações merecem mais atenção para sua conservação, levando-se em conta para tanto, uma avaliação do contexto da realidade local onde cada uma está inserida.

No Brasil, a espécie ocorre desde o largo da foz do Amazonas (Siciliano *et al.*, no prelo) até a Barra do Chuí (fronteira entre Brasil e Uruguai) (Fruet, obs. pessoal), formando pequenas populações residentes associadas a estuários e desembocaduras de rios (e.g., canal de Laguna de Santo Antônio, SC, Simões-Lopes, 1995), baías (Baía Norte, SC, [Flores & Fontoura, 2006; Flores *et al.*, no prelo]) mangues (Martuscelli *et al.*, 1996) e ilhas costeiras (e.g., Ilhas Cagarras, RJ, [Lodi *et al.*, 2004]). Além disso, também existem registros em águas oceânicas abertas (Skaf & Secchi, 1994; Dalla Rosa, 1998; Sampaio & Reis, 1998; Zerbini *et al.*, 2004) como associada a arquipélagos e atóis (Skaf & Secchi, 1994; Caon & Ott, 2004; Baracho *et al.*, 2007).

No Rio Grande do Sul, embora esforços de observação sejam consideráveis tanto a partir de observações de levantamentos aéreos ou de embarcações, não se tem registro da

espécie em águas oceânicas. Nesta região, *T. truncatus* é freqüentemente avistado deslocando-se na zona costeira e penetrando em estuários e rios em três localidades: nas desembocaduras dos rios Mampituba (Torres) (e.g. Simões-Lopes, 1991) e Tramandaí (Tramandaí) (e.g. Tabajara, 1991) e no estuário da Lagoa dos Patos (Rio Grande) (e.g. Castello & Pinedo, 1977). Embora Möller *et al.* (1994) sugerem a existência de movimentos interpopulacionais no sul do Brasil, pouco se conhece sobre a estrutura dessas populações ou “sub-populações”. Todavia, sabe-se que as mesmas apresentam tamanhos populacionais reduzidos e um alto grau de residência (Dalla Rosa, 1999; Hoffman, 1997, 2004; Bernardi, 2000).

O estudo de foto-identificação dos botos no estuário da Lagoa dos Patos (32° 07'S; 52°05'W) iniciou-se em 1977 (Castello & Pinedo, 1977). Contudo, embora 31 anos tenham se passado até o momento, pouco se conhece sobre esta população. Sabe-se, entretanto, que é relativamente pequena (estimada em torno de 82 indivíduos através de modelos de marcação-recaptura em 1998; Dalla Rosa, 1999), que formam pequenos grupos e que muitos indivíduos são avistados o ano inteiro na área, onde realizam suas atividades vitais (e.g. Möller, 1993; Mattos, 2003).

Estudos sobre a mortalidade da espécie no litoral sul do RS vêm sendo conduzidos através de monitoramentos de praia desde 1976, embora de forma não sistemática. Pinedo (1986, 1994) sugere que a principal causa da mortalidade dos botos seria natural, com registros muito esporádicos de animais mortos com evidência de captura acidental. Monitoramentos de praia recentemente realizados na porção sul do litoral do estado

revelaram um aumento no índice de botos com evidência de captura acidental, quando comparado a estudos anteriores (Fruet *et al.*, 2005). Considerando-se que os animais capturados acidentalmente façam parte da população de botos da Lagoa dos Patos, a situação é preocupante, pois o número de animais possivelmente mortos por causas não-naturais representa uma porcentagem elevada da população. Esse nível de mortalidade provavelmente é insustentável dado o baixo potencial intrínseco de crescimento populacional de pequenos cetáceos em geral (e.g., Reilly & Barlow, 1986; Secchi, 2006).

A projeção da população no futuro através de modelos é crucial para o entendimento de muitos aspectos de sua dinâmica (Caswell, 2001), além do que pode ser utilizada como apoio no processo de tomada de decisão de manejo, principalmente quando a disponibilidade de dados a respeito da espécie ou população em questão é limitada (e.g., Burgman *et al.*, 1993; Morris & Doak, 2003). A análise de viabilidade populacional (AVP) (Shaffer, 1981) tornou-se muito utilizada no manejo de espécies ameaçadas. Não existe um processo único que constitui a AVP, mas todas as abordagens têm em comum: (1) uma avaliação quantitativa de risco de extinção (ou quasi-extinção) de uma população sob circunstâncias particulares ou (2) a projeção de crescimento populacional sob condições naturais ou esperadas de acordo com propostas de manejo (Reed *et al.*, 2002). Através deste tipo de análise também pode-se identificar prioridades de pesquisa bem como guiar ações de conservação e manejo de curto prazo identificando ações prioritárias necessárias para proteger populações ameaçadas (e.g., Possingham *et al.*, 1993). Modelos de AVP vêm sendo aplicados para diversas populações ameaçadas incluindo plantas, peixes, anfíbios, répteis, aves, pequenos e grandes mamíferos terrestres (e.g., Shaffer,

1981; Soulé, 1987; Boyce, 1992), sendo utilizado para mamíferos marinhos a partir de meados de 1990 (e.g., Taylor, 1995; Slooten *et al.*, 2000; Kinas, 2002; Secchi, 2006).

Objetivos e Estrutura da Dissertação

O objetivo principal desta dissertação é avaliar o status de conservação da população de botos, *T. truncatus*, que habita o estuário da Lagoa dos Patos, RS. Para alcançar este objetivo, estruturou-se o trabalho em três capítulos, os quais, embora representem trabalhos independentes para posterior publicação, estão inter-relacionados e seguem a ordem cronológica de sua realização. No primeiro capítulo realiza-se uma análise temporal (sazonal e anual) da mortalidade da espécie no litoral sul do RS, buscando explorar detalhadamente as informações sobre proporção sexual e estágio de vida dos indivíduos encalhados, além de apresentar um resultado preliminar do impacto das capturas acidentais sobre a população que habita o estuário. No segundo capítulo, a abundância e parâmetros reprodutivos (e.g., intervalo de nascimento, fecundidade, sazonalidade reprodutiva, taxa bruta de reprodução anual) são estimados. Esta investigação é fundamentada nos dados obtidos através de um estudo sistemático de marcação-recaptura de animais foto-identificados realizado entre 2005-2008 no estuário. No terceiro capítulo, são utilizadas algumas informações obtidas nos dois capítulos anteriores para construir um modelo determinístico estruturado por estágio, a fim de estimar a taxa de crescimento da população e, através de uma análise de viabilidade populacional, avaliar o seu status de conservação sob diferentes cenários de impactos das capturas acidentais e incertezas nos parâmetros.

CAPÍTULO I

Tendências temporais e padrões na mortalidade do boto, *Tursiops truncatus*, no litoral sul do Rio Grande do Sul e uma avaliação preliminar do impacto das capturas acidentais sobre a população do estuário da Lagoa dos Patos, Brasil.

Resumo

Este trabalho apresenta uma análise qualitativa e quantitativa da mortalidade do boto, *Tursiops truncatus*, no litoral sul do Rio Grande do Sul baseado em 914 monitoramentos de praia não sistemáticos realizados entre 1976 e 2006. No total, 66.616,6 km de praia foram percorridos e 175 botos foram encontrados encalhados. A mortalidade foi maior nos machos (1,8M:1F). O comprimento total máximo registrado para machos e fêmeas foi de 385,9cm e 340cm, respectivamente. Foi detectada uma tendência no aumento da mortalidade nos últimos 14 anos nas áreas próximas ao estuário. As carcaças concentraram-se próximas ao estuário, com seu número decrescendo significativamente em relação à distância da sua desembocadura. Cinquenta carcaças foram registradas nessas áreas entre 2002-2006, das quais 42% apresentaram claras evidências de interações com atividade pesqueiras. Durante este período, o número médio de botos capturados acidentalmente a cada ano foi 3,4 (DP= 1,6). Machos juvenis aparentemente são mais vulneráveis as capturas. Dentre as fêmeas capturadas, 75% supostamente estavam maduras sexualmente. A mortalidade foi claramente sazonal, com sua maior frequência (primavera e verão) coincidindo com os meses de maior esforço pesqueiro na área de estudo. Análise do Potencial Biológico de Remoção (PBR) sugere que os níveis atuais de capturas acidentais são insustentáveis.

Palavras chave: tendências temporais, mortalidade, capturas acidentais, boto, *Tursiops truncatus*.

Introdução

A captura accidental de cetáceos em redes de pesca tem sido registrada em todos os oceanos do mundo e provavelmente seja o fator responsável pela maior parte de sua mortalidade não-natural (Perrin *et al.*, 1994; Jefferson & Curry, 1994; Read *et al.*, 2006). Estima-se que as capturas accidentais sejam responsáveis pela mortalidade anual de aproximadamente 653.000 ($\pm$ 108.000) mamíferos marinhos, atingindo cerca de 308.000 ($\pm$ 98.000) cetáceos a nível global (Read, 2005). Em alguns casos, a captura accidental é muito alta em relação à abundância (i.e. taxa de captura), tornando-se responsável pelo declínio de populações (e.g., toninha, *Pontoporia blainvillei*, Atlântico Sul Ocidental, Secchi, 2006; vaquita, *Phocoena sinus*, Golfo do México, D'Agrosa, 1995; golfinho de Hector, *Cephalorhynchus hectori*, Nova Zelândia, Slooten *et al.*, 2000; Slooten, 2007). Embora as capturas possam ocorrer em muitos tipos de redes e pescarias (e.g. pesca de cerco, Hall, 1998; arrasto, Crespo *et al.*, 1997, Dans *et al.*, 2003; espinhel, Dalla Rosa & Secchi, 2007; ver Read, 2005 para uma revisão), as redes de emalhe são, provavelmente, as redes de pesca mais impactantes nos cetáceos (e.g. Jefferson & Curry, 1994; Perrin *et al.*, 1994; Read, 2005).

No Brasil, os cetáceos são vítimas da captura accidental em redes de emalhe todos os anos, principalmente em águas costeiras (e.g. Siciliano, 1994; Secchi *et al.*, 2003a; Di Benedetto, 2003), mas também em águas oceânicas (Zerbini & Kotas, 1998; Secchi *et al.*, 2003b) e fluviais (e.g. da Silva & Best, 1996). No Rio Grande do Sul, sul do Brasil, a toninha (*Pontoporia blainvillei*) e o boto (*Tursiops truncatus*) são as espécies de cetáceos que encalham com maior frequência na costa (Pinedo, 1986, 1994). No caso da toninha, a maioria dos espécimes encalhados provavelmente tenha sido capturado

acidentalmente nas redes de emalhe na região costeira (Pinedo, 1994; Secchi *et al.* 1997; Pinedo & Polacheck 1999). Para o boto, entretanto, até recentemente, acreditava-se que a pesca costeira não representasse uma ameaça. Pinedo (1986), após analisar dados de sete anos de monitoramentos de praia executados ao longo da costa do Rio Grande do Sul, sugeriu que a principal fonte de mortalidade de *T. truncatus* seria natural, com registros esporádicos de capturas acidentais. Sendo assim, uma atenção especial tem sido direcionada apenas para questões referentes a capturas acidentais de toninhas (e.g. Moreno *et al.*, 1997; Secchi *et al.*, 1997, 2003a, 2003c; Kinas & Secchi, 1998; Kinas, 2002; Ott *et al.*, 2002; Secchi & Wang, 2002; Secchi, 2006) e nenhum estudo detalhado para investigar o impacto das capturas acidentais no boto nesta área foi realizado até o presente momento.

No sul da costa do Rio Grande do Sul, uma pequena população de botos habita o estuário da Lagoa dos Patos (32°06'S / 052°02'W) (Castello & Pinedo, 1977; Möller, 1993; Dalla Rosa, 1999). Embora os primeiros esforços para a coleta de dados de fotoidentificação desta população tenham sido realizados em 1976 (Castello & Pinedo, 1977), até hoje pouco se conhece sobre sua biologia. Apenas recentemente estimou-se a sua abundância (Dalla Rosa, 1999). A maioria das informações disponíveis sobre a biologia da espécie nesta região é proveniente de indivíduos encalhados. A coleta de dados a partir dos encalhes tem trazido importantes informações sobre aspectos da dieta (Pinedo, 1986; Mehssen *et al.*, 2005), morfologia e mortalidade idade-específica (Barreto 1994; Barreto, 2000), genética (Barreto, 2000; Fruet, 2004) e interações com atividades humanas (Fruet, 2004; Fruet *et al.*, 2005). O monitoramento dos padrões espaciais e temporais de encalhes ajuda a identificar eventos incomuns de mortalidade

devido tanto a causas naturais quanto a atividades humanas (e.g. mortalidade por capturas acidentais).

O estuário da Lagoa dos Patos é caracterizado por um intenso tráfego marítimo, pela presença de indústrias petroquímicas e terminais portuários instaladas as suas margens e por uma intensa e crescente atividade pesqueira. A pescaria comercial e artesanal ocorre durante todo o ano na parte interna do estuário e nas águas costeiras adjacentes (Reis *et al.*, 1994; Reis & D’Incao, 2000), sobrepondo-se com a distribuição dos botos e outras espécies protegidas como elasmobrânquios (e.g. Vooren *et al.*, 2005), tartarugas e mamíferos marinhos. Um estudo recente sugeriu um aumento no número de botos encalhados com evidências de interações com atividades pesqueiras (i.e., carcaças apresentando marcas de rede e/ou partes do corpo mutilada) em relação à década de 90 (Fruet *et al.*, 2005) e suspeita-se que a magnitude destas capturas, dado o pequeno tamanho populacional e ao baixo potencial reprodutivo da espécie (Wells & Scott, 1990) estejam acima da capacidade de reposição desta população.

Para avaliar o impacto das capturas acidentais sobre uma população selvagem é necessário comparar as taxas de captura em relação a sua taxa potencial de crescimento (e.g., Caswell *et al.*, 1998; Slooten *et al.*, 2000; Secchi, 2006). Não existem informações empíricas sobre a taxa de crescimento dessa população. Nesse caso, o uso de modelos simples pode ser utilizado para o objetivo proposto. O método descrito por Wade (1998), referido pelo autor como PBR (Potencial Biológico de Remoção) tem sido amplamente utilizado para acessar o impacto da pesca nos mamíferos marinhos (e.g. Read & Wade, 2000; Berggren *et al.*, 2002; Marsh *et al.*, 2004; Slooten *et al.*, 2006) e suas simulações indicam que o mesmo é o mais robusto e conservativo índice de

sustentabilidade atualmente utilizado por conservacionistas (Milner-Gulland & Akçakaya, 2001). PBR é definido como o número máximo de animais que podem ser removidos por causas não-naturais de um determinado estoque anualmente, permitindo com que o estoque alcance ou mantenha sua população ótima sustentável (OSP)¹ (Wade, 1998). Assim, as estimativas de PBR são baseadas no conhecimento sobre abundância e taxas máximas de crescimento populacional, fornecendo estimativas do número máximo de animais que podem ser removidos pela pesca de uma determinada população para assegurar que exista uma baixa probabilidade de declínio populacional (Thompson *et al.*, 2007).

Os objetivos deste trabalho são: descrever as tendências temporais (sazonal e anual) e espaciais dos encalhes dos botos na porção sul do litoral do Rio Grande do Sul; determinar a proporção sexual e estágio de vida dos indivíduos encalhados; e determinar os níveis e a sustentabilidade das capturas acidentais da população que habita o estuário da Lagoa dos Patos.

¹ U.S. National Marine Fisheries Service define OSP como um nível populacional entre a máxima produção líquida e o tamanho populacional no seu máximo de produtividade líquido.

Material e Métodos

Área de estudo e coleta de dados

O litoral do Rio Grande do Sul, sul do Brasil, caracteriza-se pela presença de praias arenosas contínuas distribuídas ao longo de seus 618km de extensão, ocorrendo uma divisão permanente pela desembocadura da Lagoa dos Patos e Lagoa do Peixe. Monitoramentos de praia foram conduzidos utilizando veículos tracionados para registrar e/ou coletar carcaças de mamíferos marinhos ao longo de 359 km da porção sul deste litoral (*ca* 31°21'S – 33°44'S) entre os anos de 1976 e 2006. Para este estudo, a área monitorada foi dividida em quatro regiões geográficas (Figura 1.1):

Área 1: representa a área mais ao norte do estuário, localizada entre a Lagoa do Peixe (31°21'30.62/51°02'28.04) e a Barra do Estreito (31°51'08.73/51°42'38.31), possuindo uma extensão de 90 km;

Área 2: localiza-se entre a Barra do Estreito (31°51'08.73/51°42'38.31) e o Molhe Leste (32°08'33.46/ 52°04'38.30), com extensão de 45 km;

Área 3: localiza-se entre o Molhe Oeste (32°09'39.11/ 52°05'58.53) e o Farol do Sarita (32°39'42.24/52°25'56.14), com extensão de 65 km;

Área 4: representa a área mais ao sul do estuário, entre o Farol do Sarita (32°39'42.24/52°25'56.14) e a Barra do Chuí (33°4'37.87/53°22'09.55) e compreende uma extensão de 159 km de praia.

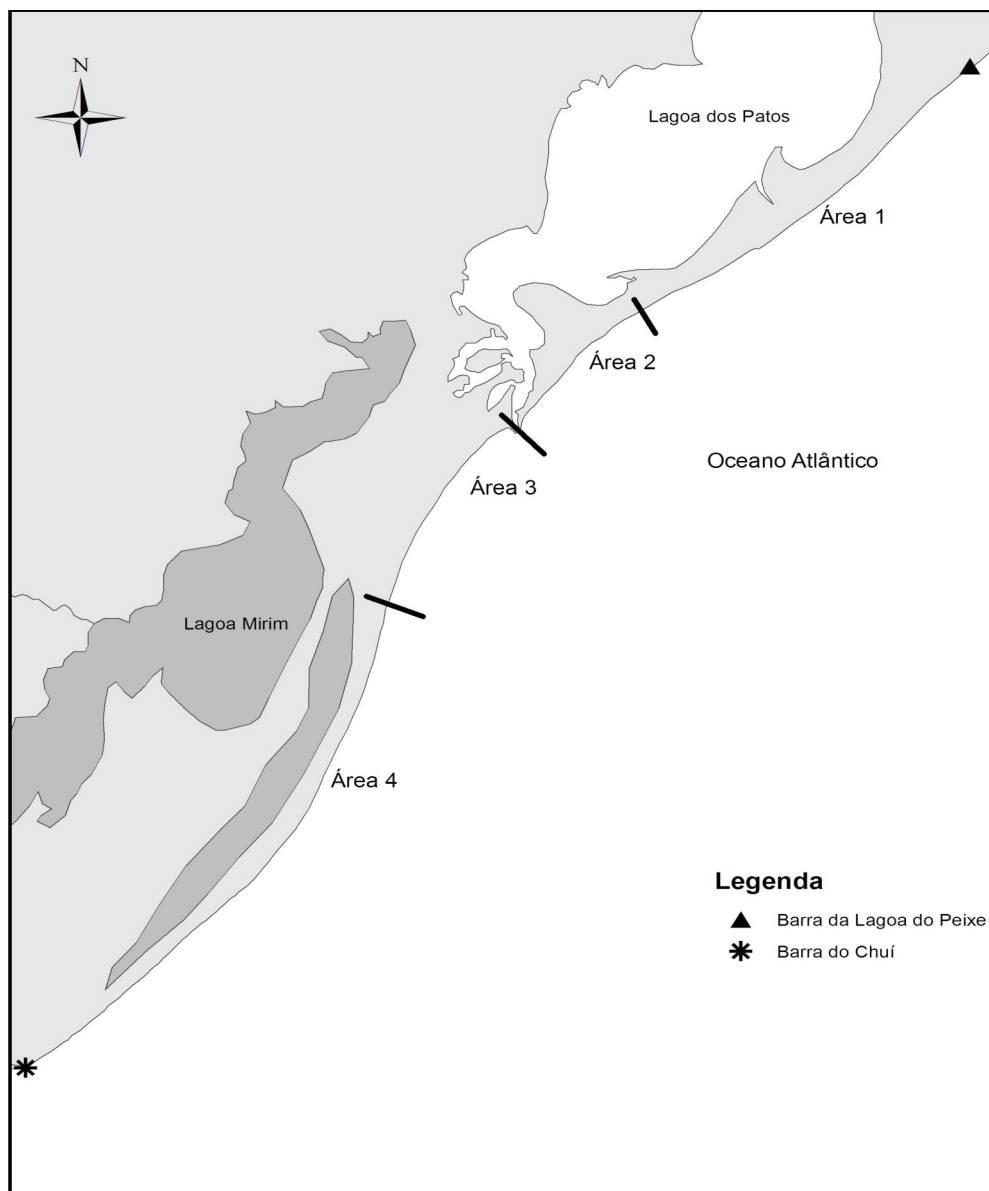


Figura 1.1. Área de estudo. Área 1= 90 km; Área 2= 45 km; Área 3= 65 km; Área 4= 159 km.

Esta divisão baseou-se no esforço de monitoramento realizado em cada área e na sua localização em relação ao estuário (sul ou norte). Por exemplo, as áreas dois e três são monitoradas com maior frequência em todos os anos quando comparada a área mais distante do estuário (i.e., áreas 1 e 4), as quais foram monitoradas ocasionalmente entre os anos de 1979-1988. A partir de 1993 estas áreas começaram a ser monitorada com maior frequência, semelhante às áreas dois e três (Tabela 1.1).

Durante o período de estudo (1976 - 2006) os monitoramentos foram realizados por três diferentes grupos de pesquisa em diferentes períodos de tempo: de 1976 a 2000 (Laboratório de Tartarugas e Mamíferos e Marinhos, Fundação *Universidade Federal de Rio Grande* – LTMM/FURG); 2001 (*Núcleo de Educação e Monitoramento Ambiental* – NEMA) e de 2002 a 2005 (Laboratório de Mamíferos Marinhos do Museu Oceanográfico do Rio Grande/ *Fundação Universidade Federal de Rio Grande* – LMM/MOFURG). Entre 1988 e 1992 não há informações disponíveis sobre monitoramentos da costa. Além dos dados oriundos destes monitoramentos também se incluíram na amostra dados de exemplares coletados a partir de chamadas ocasionais (*i.e.*, quando os pesquisadores eram avisados pela comunidade local de que havia animal (is) encalhado (s) na praia) ocorridas em entre os anos de 1969-1978 e de monitoramentos não sistemáticos realizados na década de 90 pelo LMM/MOFURG. Devido à sobreposição de esforços nesta década entre dois grupos de pesquisa, todos os botos mortos registrados pelo LMM/MOFURG neste período foram comparados com os registros realizados pelo LTMM através das informações disponíveis para cada carcaça (e.g., comprimento total, sexo, data, local). Com isto, evitou-se a dupla contagem e/ou perda do registro de espécimes pela remoção da carcaça da praia pelo LTMM.

A coleta padrão de informações dos animais encalhados incluiu, sempre que possível: data, sexo, comprimento total, localização baseada na distância (em km) do estuário da Lagoa dos Patos e posição geográfica. O estado de decomposição de cada carcaça foi determinado de acordo com Geraci & Lounsbury (2005), conforme descrito abaixo:

Código 1: animal vivo.

Código 2: animal recém morto.

Código 3: animal moderadamente decomposto.

Código 4: animal em estado de decomposição avançado.

Código 5: animal mumificado ou apenas restos de ossos.

O comprimento total foi sempre medido da ponta da maxila superior até a reentrância da nadadeira caudal (Norris, 1961). O sexo foi determinado baseado em características externas. Embora a coleta básica de informações tenha sido padronizada, a característica dos monitoramentos variou entre os grupos de pesquisa em termos de área monitorada e de alguns procedimentos de coleta de dados, como descrito abaixo:

LTMM/FURG

Os monitoramentos de praia conduzidos pelo LTMM/FURG foram realizados de forma não-sistemática entre maio de 1976 e agosto de 1979. Entre setembro de 1979 e dezembro de 2000 os monitoramentos foram realizados sistematicamente uma vez por mês na maioria dos meses do ano e duas vezes por mês entre outubro e dezembro (primavera austral) quando a frequência de ocorrência das carcaças aumenta (Pinedo, 1986). O esforço dos monitoramentos foi restrito a 45 km ao norte (Barra do Estreito) e 65 km ao sul (Farol do Sarita) da desembocadura do estuário da Lagoa dos Patos durante os anos de 1976-1984, com monitoramentos ocasionais ultrapassando estes limites sul e norte. A partir de 1985, monitoramentos até a Barra do Chuí (224 km) e Lagoa do Peixe (135 km) tornaram-se mais frequentes.

Tabela 1.1. Número de saídas de praia realizadas por área, mês e ano. * = Anos em que a premissa 1 (ver definição da premissa na página 25) foi cumprida.

Área 1													
Ano	Jan.	Fav.	Mar.	Abr.	Maio	Jun.	Jul.	Ag.	Set.	Out.	Nov.	Dez.	Total
1979	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1980	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1981	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1982	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1983	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
1984	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1985	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1986	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1987	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1988	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1992	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	2
1993	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	5
1994	1	1	0	1	0	0	0	3	0	0	1	2	9
1995	1	0	1	0	1	1	0	0	0	1	1	1	7
1996	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	3
1997	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	3
1998	1	0	1	0	0	0	1	1	1	0	1	0	6
1999	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	4
2000	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	3
2001	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	9
2002	1	1	0	0	1	1	2	2	2	1	2	0	13
2003	1	0	1	2	1	1	1	0	0	1	1	0	9
2004	2	1	2	2	1	2	1	1	1	1	1	1	16
2005	1	1	2	1	0	1	2	1	0	0	0	1	10
2006	1	1	1	2	2	2	2	0	0	0	1	2	14
Total	10	9	11	10	7	13	10	10	8	5	11	10	114

Área 2													
Ano	Jan.	Fav.	Mar.	Abr.	Maio	Jun.	Jul.	Ag.	Set.	Out.	Nov.	Dez.	Total
1979	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	2	1	5
1980*	0	0	0	1	1	1	2	4	2	2	2	2	17
1981	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	2	0	6
1982	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
1983*	0	2	1	1	1	2	1	0	1	2	1	0	12
1984	1	0	0	1	1	0	0	2	2	1	0	0	8
1985*	0	2	1	0	2	0	1	0	1	3	1	1	12
1986*	1	1	1	0	1	2	2	2	1	1	2	2	16
1987	1	1	0	1	0	0	1	1	1	1	0	1	8
1988	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
1992	0	0	0	0	0	0	0	3	2	0	2	0	7
1993*	1	1	2	1	0	2	0	1	2	1	2	2	15
1994*	2	2	1	1	1	1	1	3	3	1	3	3	22
1995*	2	0	1	1	2	1	1	1	1	3	1	1	15
1996*	1	1	1	1	1	1	2	1	2	0	0	0	11
1997*	0	1	1	1	1	1	0	0	3	0	1	2	11
1998*	1	0	2	1	0	0	3	2	1	1	2	1	14
1999*	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	11
2000*	0	1	1	0	1	1	0	2	2	1	1	1	11
2001*	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	11
2002*	1	1	0	0	1	1	2	2	2	1	2	1	14
2003*	1	0	2	2	1	2	1	1	1	2	1	0	14
2004*	2	2	3	3	2	2	1	1	1	2	2	2	22
2005*	2	1	2	1	0	2	2	1	0	0	1	1	13
2006*	1	1	1	2	2	2	2	0	0	1	1	2	15
Total	19	18	23	21	21	24	24	29	30	26	31	26	292

Área 3													
Ano	Jan.	Fav.	Mar.	Abr.	Maio	Jun.	Jul.	Ag.	Set.	Out.	Nov.	Dez.	Total
1979	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	4
1980*	2	0	1	1	1	0	1	0	2	1	2	1	15
1981	0	1	1	0	1	0	0	0	1	1	2	1	8
1982	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	3
1983*	0	0	1	1	0	2	1	2	2	1	2	1	13
1984	0	0	0	1	1	1	1	1	2	2	2	1	12
1985*	0	1	1	3	2	2	0	2	1	2	2	2	18
1986*	1	2	0	1	1	2	2	1	3	2	3	1	19
1987	1	0	0	0	0	1	2	1	0	1	0	1	8
1988	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
1992	0	1	1	0	1	1	1	2	1	2	1	2	13
1993*	1	1	0	2	1	0	2	1	0	2	2	1	13
1994*	2	1	1	1	1	3	3	2	2	0	3	4	23
1995*	0	1	1	1	1	1	2	2	1	1	3	0	14
1996*	0	1	1	0	1	1	1	2	1	2	1	2	13
1997*	0	0	1	2	1	2	2	2	1	2	2	1	16
1998*	2	1	1	1	1	1	2	2	3	1	2	1	18
1999*	1	1	1	2	1	2	2	1	2	1	2	2	18
2000*	1	0	1	1	1	0	2	2	2	2	2	1	15
2001*	0	1	0	2	2	1	1	1	1	1	1	0	11
2002*	1	1	1	0	1	1	2	1	2	2	1	2	15
2003*	1	0	2	2	3	1	2	3	2	3	0	1	19
2004*	2	2	2	2	2	3	1	1	1	3	2	2	23
2005*	2	2	3	0	2	1	1	0	0	0	1	1	14
2006*	2	1	2	2	2	2	2	1	0	1	3	0	18
Total	21	19	22	24	29	29	32	30	33	34	41	31	345

Área 4													
Ano	Jan.	Fav.	Mar.	Abr.	Maio	Jun.	Jul.	Ag.	Set.	Out.	Nov.	Dez.	Total
1979	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1980	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
1981	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1982	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
1983	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
1984	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
1985	0	0	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	5
1986	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	6
1987	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	4
1988	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
1992	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	3
1993	1	1	0	1	1	0	2	1	0	1	0	0	8
1994	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1	2	5
1995	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0	8
1996	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	0	1	5
1997	0	0	1	1	0	1	0	1	0	1	0	1	6
1998	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	11
1999	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	6
2000	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	4
2001	0	0	1	0	2	1	1	1	1	1	1	0	9
2002	1	1	1	0	1	1	2	1	2	2	1	1	14
2003	1	0	2	2	1	2	2	2	2	2	0	1	16
2004	2	2	1	2	2	3	1	1	1	2	2	2	21
2005	2	2	2	0	2	1	1	0	0	0	1	1	13
2006	2	1	2	1	2	1	1	0	1	2	0	0	14
Total	12	11	16	12	16	14	17	15	11	15	12	12	163

Monitoramentos ao longo de uma pequena área (4 km) de praia na parte interna do estuário também foram realizados ocasionalmente. Todos os espécimes encontrados foram analisados buscando evidências de interações com atividades pesqueiras. Além disso, carcaças e/ou material biológico eram freqüentemente coletados. Quando uma carcaça era encontrada, a sua localização e característica eram sempre analisadas em relação às carcaças previamente encontradas, mas não coletadas em monitoramentos prévios. Dessa maneira, buscou-se prevenir a dupla contagem de carcaças (e.g. Pinedo & Polacheck, 1999).

NEMA

Os monitoramentos foram conduzidos sistematicamente entre janeiro de 1993 e dezembro de 2001. Sempre que as condições meteorológicas e logísticas permitiam, monitoramentos de praia cobrindo 135 km ao norte (Lagoa do Peixe) e 224 km ao sul (Barra do Chuí) do estuário da Lagoa dos Patos eram realizados uma vez por mês. Monitoramentos mais curtos ao norte eram comuns devido à logística e as feições da costa. Este grupo de pesquisa não coletou carcaças nem amostras de material biológico; os espécimes foram sempre medidos e sexados quando possível. Evidências de interação com a pesca não eram procuradas minuciosamente.

LTMM/FURG - MOFURG

Durante a década de 90 monitoramentos de praia eram realizados ocasionalmente. A partir de janeiro de 2002, monitoramentos sistemáticos são conduzidos sistematicamente até hoje. Dependendo das condições logísticas e condições do clima, os monitoramentos eram alternados semanalmente entre uma área que cobria 135 km ao

norte (Lagoa do Peixe) e 224 km ao sul (Barra do Chuí) do estuário da Lagoa dos Patos. Todas as carcaças encontradas foram coletadas ou medidas e sempre procurou-se detalhadamente por evidências de interações com atividades pesqueiras.

Definições das classes de tamanho

Devido à inexistência de um estudo detalhado que descreva a relação entre comprimento total e idade (i.e., uma curva de crescimento) ou entre comprimento total e estado de maturidade sexual dos botos nesta região, alguns critérios foram utilizados para se estabelecer classes de tamanho que pudessem representar os diferentes estágios de vida dos botos. Os estágios de vida foram representados através de três classes: Classe I: filhotes do ano; Classe II: juvenis/sub-adultos (não maturos sexualmente); Classe III: adultos (maturos sexualmente). O critério utilizado para definir o comprimento total dos indivíduos que compõe a categoria I foi baseado em uma amostra de espécimes que possuíam seu comprimento total registrado e sua idade estimada (dados extraídos de Barreto, 2000). Selecionaram-se todos os indivíduos com idade 0 e também todos aqueles que não tiveram sua idade estimada mas possuíam características de recém-nascido (e.g., dentes inclusos, dobras fetais) e comprimento total registrado. Verificou-se o tamanho máximo atingido na amostra e definiu-se este tamanho como o limite superior do comprimento total para alocar indivíduos na Classe I (independente do sexo). Sabe-se que nos mamíferos marinhos a maturidade sexual é atingida nas fêmeas ao alcançar aproximadamente 85 % do seu tamanho assintótico (Laws, 1956; Chivers, 2002). Porém, como não existe uma estimativa do tamanho assintótico para a população de botos do estuário da Lagoa dos Patos, fica inviável a aplicação desta regra para inferir o estado de maturidade sexual dos indivíduos a partir

do comprimento total. Sendo assim, o critério adotado para definir a maturidade sexual foi baseado em estudos realizados com a mesma espécie na costa leste e nordeste da Flórida, Estados Unidos. Lá, os machos atingem o comprimento máximo de 285 cm e as fêmeas de 275 cm (Sergeant *et al.*, 1973; Stolen *et al.*, 2007). Sergeant *et al.* (1973) estimam que botos machos e fêmeas com tamanhos superiores a 245 cm e 225 cm, respectivamente, já estão maduros sexualmente. Isto significa dizer que para aquela população, machos e fêmeas que tenham atingindo 82,4% e 81,8% de seu comprimento máximo registrado, respectivamente, estão maduros sexualmente. Utilizaram-se estas proporções do tamanho máximo registrado para obter-se um tamanho aproximado de maturação sexual para machos e fêmeas da população que habita o estuário da Lagoa dos Patos, respectivamente. Estes indivíduos foram alocados na classe III. Botos com tamanho intermediário entre as classes I e III foram alocados na classe II. Para aquelas carcaças que não foi possível determinar o sexo, calculou-se o ponto médio entre os comprimentos estimados para definir a maturidade sexual de machos e fêmeas e assumiu-se como adulto todo indivíduo com comprimento total acima do valor encontrado (>298 cm). As classes ficaram definidas como segue:

Classe I: indivíduos medindo até 170 cm.

Classe II: a segunda classe foi representada por machos medindo entre 171-317 cm e fêmeas medindo entre 171-277 cm. Botos com sexo indeterminado que possuíam tamanhos entre 171-297 cm foram alocados nesta classe.

Classe III: machos e fêmeas medindo acima de 318 cm e 278 cm, respectivamente, e indivíduos de sexo indeterminado com comprimento superior a 298 cm foram incluídos nesta classe.

Utilizou-se o teste-t para testar a hipótese nula de que não existem diferenças significativas no comprimento médio entre machos e fêmeas encalhados.

Tendências temporais na frequência dos encalhes

Devido à heterogeneidade no esforço dos monitoramentos realizados em cada ano, optou-se primeiramente por calcular as taxas de encalhe para cada ano como a razão entre o número de carcaças e o esforço de monitoramento (medido em quilômetros percorrido de costa). O cálculo destas taxas teve como objetivo permitir investigar as tendências temporais dos encalhes ao longo de todo o período. Entretanto, o uso das taxas de encalhe não se mostrou adequado para a análise de dados pretendida, introduzindo vieses nos resultados. Uma vez que uma carcaça de boto encalha na praia ela dificilmente será removida do local do encalhe por fatores naturais, permitindo com que seja registrada durante os monitoramentos de praia até que ela seja completamente decomposta e/ou seja encoberta pela fina areia da praia (o que pode levar meses). Isto significa dizer que a intensificação do esforço (meses ou anos) não influencia no número de carcassas encontradas, mas influencia de maneira significativa nas taxas de encalhe. Por exemplo, meses em que ocorreram monitoramentos de praia intensos acabam apresentando baixos valores das taxas de encalhe devido a alta quilometragem percorrida. Por outro lado, caso estes mesmos meses tivessem sido monitorados apenas

uma vez o número de carcaças registradas seria o mesmo e as taxas de encalhe seriam altas.

A análise da tendência temporal na mortalidade foi restrita apenas as áreas adjacentes ao estuário (i.e., áreas 2 e 3), as quais possuem uma maior homogeneidade no esforço. Além disso, algumas premissas foram assumidas baseadas nas observações e experiência de campo dos pesquisadores:

Premissa 1: nenhuma carcaça encalhada na praia é perdida dentro de um período máximo de dois meses entre dois monitoramentos;

Premissa 2: a intensificação do esforço (i.e., mais do que um monitoramento em cada mês) não influencia no número de carcaças registradas.

Assim, foram excluídos das análises os anos em que não se monitorou a área de estudo durante um período superior a dois meses. Optou-se pela utilização do número absoluto de carcaças encontradas a cada ano nas análises uma vez que somente anos que tiveram o esforço suficiente para não perder carcaças (premissa 1 cumprida) foram incluídas nas mesmas (ver Tabela 1.1). Foi utilizada uma regressão linear simples para avaliar a tendência na frequência do encalhes ao longo dos anos.

Distribuição espacial das carcaças

Devido às diferenças existentes no esforço realizado em cada área, apenas carcaças registradas nas áreas 2 e 3 durante os anos em que a premissa 1 foi cumprida foram

utilizadas nas análises. Utilizou-se o teste G (Zar, 1999) para testar a hipótese nula de que o número de encalhes não difere entre as áreas (sul e norte). O Coeficiente de Spearman foi utilizado para verificar se existe correlação entre o número de botos mortos e distância da barra de Rio Grande.

Sazonalidade dos encalhes

A sazonalidade nos encalhes foi investigada em relação aos meses e às estações do ano apenas para as áreas dois e três e em anos em que a premissa 1 foi cumprida. As estações do ano foram definidas como segue: primavera (outubro-dezembro), verão (janeiro-março), outono (abril-junho) e inverno (julho-setembro). Foram incluídos nas análises espécimes que possuíam registro da data de coleta e que foram classificados em estado de decomposição menor ou igual a três ou espécimes que não possuíam registro de estado de decomposição, mas que tiveram seu sexo determinado, uma vez que a determinação do sexo por exame externo é difícil em carcaças em estado de decomposição avançada (i.e., carcaças em estado de decomposição acima de 3). Este critério visa reduzir as chances de alocar erroneamente os encalhes de indivíduos em períodos que não correspondem ao mês/estação mais próxima de sua morte (Di Tullio, 2005). Utilizou-se o teste G (Zar, 1999) para testar a hipótese nula de que o número de encalhes não varia entre as estações do ano. Todos os testes estatísticos foram realizados a um nível de significância de 95%.

Interações com a pesca

Carcaças provenientes de interações negativas com atividades pesqueiras frequentemente apresentam evidências externas de terem sido capturados

acidentalmente. Pedaco de rede associado ao corpo, partes do corpo laceradas e/ou amputadas, marcas de rede na epiderme são os sinais dessa interação (e.g. Cox *et al.*, 1998). Qualquer animal encontrado que apresentasse, no mínimo, uma destas características, foi registrado como tendo sido capturado acidentalmente. Marcas de rede somente foram possíveis de serem detectadas em carcaças frescas (i.e., até estado de decomposição três). Para uma avaliação preliminar do potencial impacto das capturas acidentais na população de botos do estuário da Lagoa dos Patos apenas dados coletados entre 2002-2006 foram utilizados nas análises (durante este período os pesquisadores procuraram cuidadosamente por evidências de interações com a pesca nas carcaças). Com o intuito de aumentar a probabilidade de que os botos encontrados mortos na praia pertencessem à população da Lagoa dos Patos, apenas carcaças encontradas próximas ao estuário (i.e., nas áreas 2 e 3) foram consideradas nas análises. Vale salientar que as duas populações de botos adjacentes mais próximas encontram-se a 250 km ao sul (na costa oceânica Uruguiaia – Laporta & Dimitriadis, 2004) e 315 km ao norte do estuário da Lagoa dos Patos (fz do rio Tramandaí – Simões-Lopes, 1995). Na costa do Rio Grande do Sul não existe registro de populações oceânicas de botos tanto a partir de levantamentos aéreos (Secchi *et al.*, 2001) quanto a partir de monitoramentos embarcados (Pinedo *et al.*, 1999; Zerbini *et al.*, 2004). Desta forma, foi assumido que todos os indivíduos encontrados na praia em áreas adjacentes ao estuário pertenciam à população da Lagoa dos Patos.

Potencial Biológico de Remoção (PBR)

O número total de carcaças apresentando evidências de terem sido capturadas acidentalmente em redes de pesca foi comparado com o Potencial Biológico de

Remoção (PBR) (Wade, 1998; ver página 15 para definição de PBR) da população do estuário da Lagoa dos Patos, calculado como segue:

$$PBR = N_{min} \cdot (R_{max}/2) \cdot R_f$$

onde:

N_{min} é o 20º percentil da distribuição lognormal da estimativa de abundância total da população (N_t);

R_{max} é a capacidade máxima de crescimento anual;

R_f é o fator de correção (é recomendado utilizar 0,1 se a população em questão for classificada como ameaçada pela IUCN e/ou for pouco estudada, não se conhecendo seu “*status*” populacional, até 1,0 caso a população esteja considerada pouco ameaçada e for bem estudada – ver NMFS, 2000).

Uma explicação detalhada deste modelo, seus parâmetros, e simulações testando sua performance estão disponíveis em Wade (1998). Os valores de R_{max} usados na análise do presente trabalho (*i.e.* 0,04 e 0,05) foram baseados em estimativas recentes realizadas para uma população de botos que habita o Indian River Lagoon, na Flórida (Stolen & Barlow, 2003). A estimativa de abundância utilizada para calcular o N_{min} foi extraída de Dalla Rosa (1999).

Seis diferentes cenários foram utilizados para calcular o PBR da população de botos do estuário da Lagoa dos Patos visto as incertezas associadas ao conhecimento acerca da

mesma. Optou-se por fixar o N_{min} calculado para todos os cenários uma vez que a estimativa de abundância utilizada para estimar este parâmetro é muito precisa (ver Dalla Rosa, 1999). Nos cenários de 1-3, os valores de R_{max} foram fixados em 0,04 enquanto que para os cenários de 4-6 fixaram-se os valores em 0,05. Alternaram-se os valores de R_f entre os cenários supracitados, os quais simularam a população sendo considerada como ameaçada e/ou pouco estudada ($R_f = 0,1$) e pouco ameaçada e bem estudada ($R_f = 1,0$). Utilizou-se um valor intermediário entre os extremos ($R_f = 0,5$), o qual foi definido arbitrariamente. A combinação destes parâmetros na equação supracitada resultaram no PBR para cada cenário criado.

Resultados

Diferenças na mortalidade por sexo e classe de tamanho

Considerando-se todo o período de investigação (31 anos), 914 monitoramentos de praia foram conduzidos ao longo da área de estudo entre junho de 1979 e dezembro de 2006, sendo que 508 desses cobriram a porção ao sul do estuário (áreas 3 e 4) e 406 a área norte (áreas 1 e 2), totalizando 66.616,6 km de praia percorridos. 175 botos foram encontrados encalhados. Apenas 98 (56%) botos tiveram o sexo determinado, dos quais 35 eram fêmeas e 63 machos, indicando uma razão sexual de 1,8 machos para cada fêmea (Tabela 1.2). Esta diferença foi estatisticamente significativa ($G= 7,53$; $p= 0,006$). Exceto para os anos de 1978, 1979 e 1983, o número de botos machos encalhados anualmente foi superior ao número de fêmeas (Figura 1.2).

Tabela 1.2. Informações sobre esforço e encalhes anuais dos botos na porção sul do litoral do Rio Grande do Sul: N= número total de carcaças registradas; CA total = número de botos encontrado em toda área de estudo com evidências de terem sido capturados acidentalmente em redes de pesca; Ca A2 + A3= número de botos encontrados apenas nas áreas 2 e 3 com evidências de terem sido capturados acidentalmente em redes de pesca. N monitoramentos= número de saídas de praia realizadas por ano.

Ano	N total	Esforço (km)	N monitoramentos	Machos	Fêmeas	Indeterminado	CA total	Ca A2 + A3
1969	1	?	?	0	0	1	0	0
1971	2	?	?	0	0	2	0	0
1975	3	?	?	0	0	3	1	1
1976	2	?	?	0	0	2	0	0
1977	8	?	?	2	1	5	0	0
1978	6	?	?	1	2	3	0	0
1979	4	285	9	1	1	2	1	0
1980	6	1765	33	4	1	1	0	0
1981	1	790	14	0	0	1	0	0
1982	1	399	5	1	0	0	0	0
1983	14	1451	27	4	9	1	3	2
1984	3	1166	21	0	0	3	1	1
1985	5	2471,2	35	2	0	3	1	1
1986	5	2720,1	41	1	1	3	0	0
1987	8	1396	20	3	3	2	1	1
1988	3	379	4	0	2	1	0	0
1992	1	2330,5	25	1	0	0	0	0
1993	5	2937,7	41	3	1	1	1	1
1994	6	4003,4	59	3	0	3	0	0
1995	5	3547	44	0	1	4	0	0
1996	2	2411,3	32	1	0	1	1	1
1997	2	2590,9	36	0	0	2	0	0
1998	2	3444,5	49	0	0	2	0	0
1999	1	2969,3	39	1	0	0	0	0
2000	3	2227,6	33	0	0	3	2	2
2001	9	3243	40	4	0	5	0	0
2002	10	4732	56	6	3	1	5	4
2003	20	4777,1	58	7	2	11	4	3
2004	13	6662,3	82	6	3	4	2	2
2005	17	3531	50	9	4	4	9	9
2006	7	4386,2	61	3	1	3	3	3
Total	175	66616,1	914	63	35	77	35	31

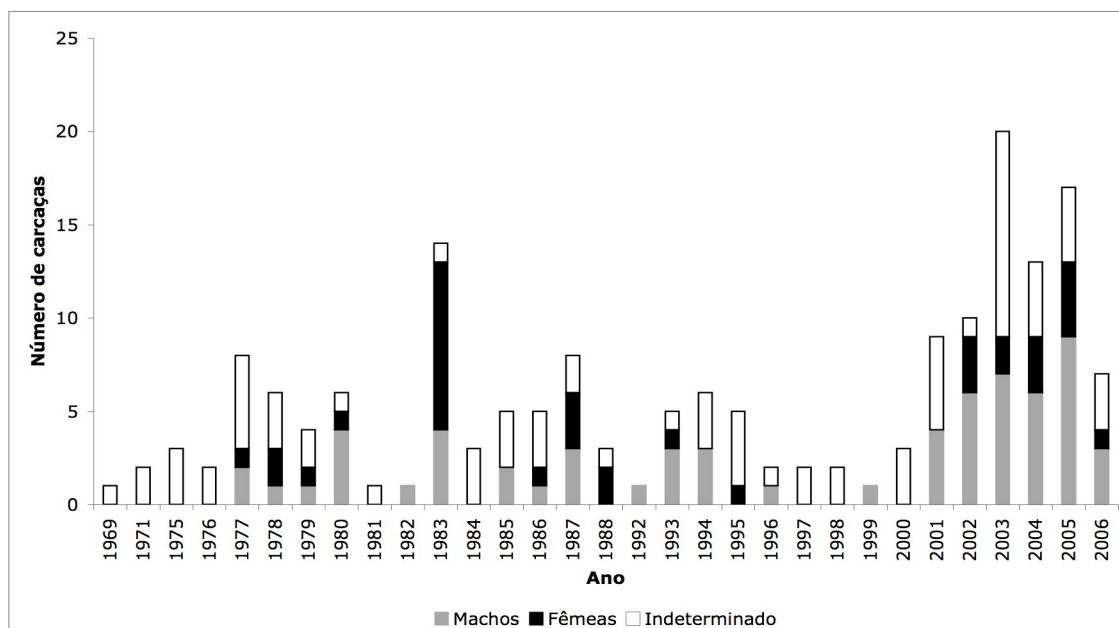


Figura 1.2. Número absoluto de encalhes de botos machos, fêmeas e de sexo indeterminado para cada ano entre 1969-2006.

Dos 175 botos encalhados, 137 (78.3%) tiveram seu comprimento total registrado. O tamanho dos botos variou entre 124,5 cm e 385,9 cm, sendo o tamanho médio estimado em 272,6 cm (DP= 57,2). A amostra disponível para investigar o comprimento total de machos e fêmeas encalhados foi composta de 58 machos e 32 fêmeas. O tamanho médio dos machos 273,1 cm (DP= 64,2) foi menor que das fêmeas 285,9 cm (DP= 41,2), embora essa diferença não tenha sido significativa ($t = -1,02$; $p = 0,31$). O comprimento total máximo registrado para os machos foi de 385,9 cm enquanto que as fêmeas não ultrapassaram os 340 cm. A distribuição de frequência das classes de comprimento mostra que botos em todos os estágios de desenvolvimento estão representados na amostra; porém, a mortalidade parece não atuar igualmente nas classes determinadas (Figura 1.3). A mortalidade mostrou-se baixa em filhotes do ano (classe I), alta nos juvenis e sub-adultos (classe II) e um pouco menor nos adultos (classe III). No geral, a mortalidade parece ser maior em botos imaturos (*i.e.*, classes I e II), os quais

representaram 61,3% da amostra. Os machos dominaram as classes I e II enquanto as fêmeas predominaram na classe III. Fêmeas maduras representaram 65% (n=21) de toda a amostra de fêmeas (n=32). Já em relação aos machos (n=58), a proporção de maduros na amostra é de apenas 27,6% (n=16). O número de fêmeas na classe III foi significativamente maior do que na classe II ($G= 3,98$; $p= 0,045$).

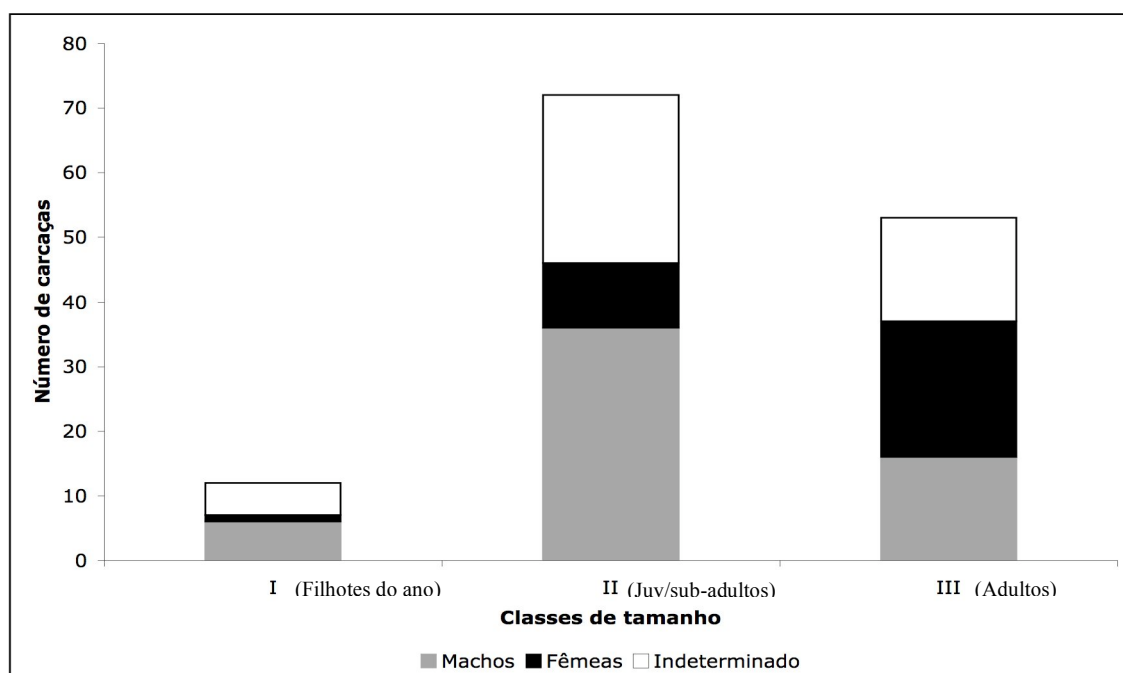


Figura 1.3. Distribuição de frequência do número absoluto de encalhes de botos machos, fêmeas e de sexo indeterminado entre as diferentes classes de comprimento para espécimes registrados entre 1979-2006.

Tendências temporais na frequência dos encalhes

Considerando-se apenas os anos em que ocorreram monitoramentos sistemáticos nas áreas 2 e 3, 86 carcaças foram registradas durante 17 anos monitorados. Uma média de 5 botos ($DP=4,4$) encalharam anualmente nas áreas adjacentes ao estuário da Lagoa dos Patos. Embora uma alta taxa de encalhe tenha sido observada no passado, (*e.g.* ano de 1983), a mortalidade permaneceu relativamente baixa entre 1993 e 2001, com um aumento marcante a partir de 2002 e baixando novamente no ano de 2006. Analisando os dados de encalhes dos últimos 14 anos, percebe-se uma tendência significativa de

aumento da mortalidade ($r^2 = 42,31\%$; $p=0,011$; Figura 1.4), a qual deve-se a uma alta mortalidade observada entre 2002-2005 (Figura 1.4). Apenas nesse período, 45 (52,3%) botos foram encontrados mortos.

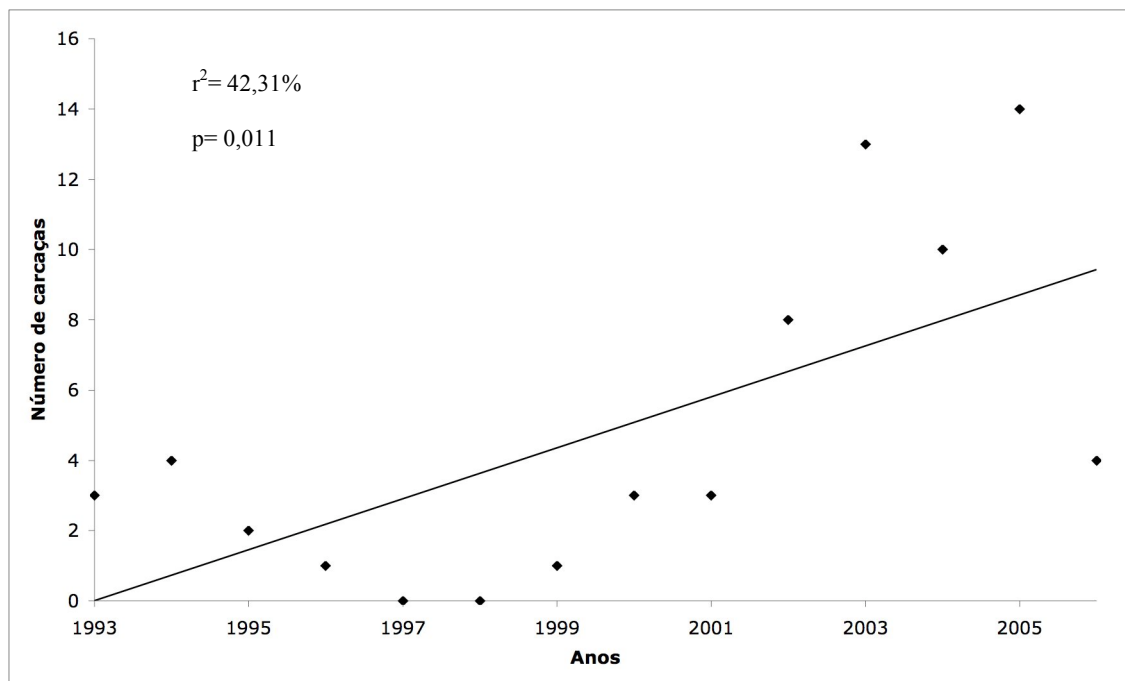


Figura 1.4. Tendência temporal na mortalidade do boto, *Tursiops truncatus*, em áreas adjacentes ao estuário da Lagoa dos Patos entre os anos de 1993-2006.

Sazonalidade dos encalhes

Os encalhes foram registrados durante todos os meses do ano, exceto no mês de junho. O maior número de encalhes foi registrado no mês de janeiro ($n=15$) e os menores nos meses de abril ($n=1$) e julho ($n=1$). No mês de junho nenhuma carcaça foi registrada. A frequência dos encalhes variou significativamente entre as estações do ano ($G=15,1841$; $p=0,0017$). Os dados mostram que a mortalidade é claramente sazonal, ocorrendo em frequências relativamente baixas durante o outono/inverno, e em frequências relativamente altas durante os meses de primavera e verão. Dos 62 registros utilizados para investigar a sazonalidade dos encalhes, 51 (82,2%) foram registrados na primavera/verão e apenas 11 (17,8%) no outono/inverno (Figura 1.5).

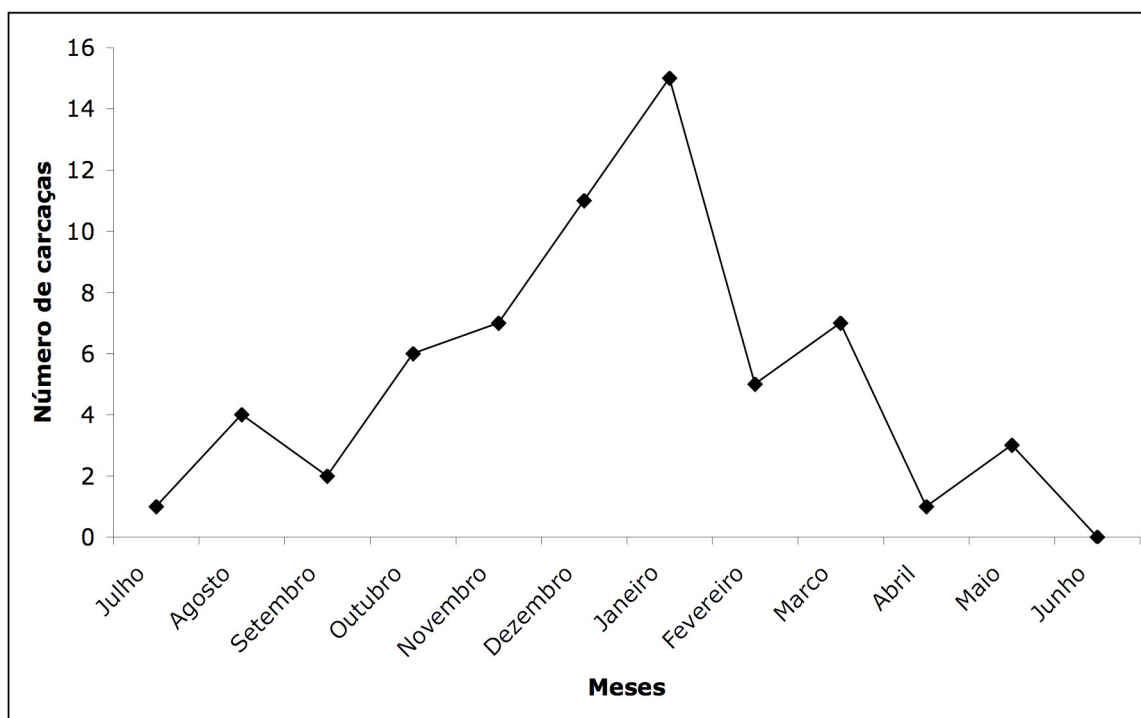


Figura 1.5. Número de botos encontrados por mês na porção sul do litoral do Rio Grande do Sul. Apenas carcaças encontradas nas áreas 2 e 3 e em anos com esforço cumprindo a premissa 1 (ver página 25) estão incluídas na análise (ver Tabela 1.1).

Distribuição espacial das carcaças

Cinquenta e uma carcaças (59,3%) foram encontradas ao norte (área 2) e 35 (40,7 %) ao sul (área 3) do estuário da Lagoa dos Patos (Figura 1.6). Não houve diferença significativa na frequência de ocorrência de carcaças encontradas entre essas áreas ($G=2,99$; $p=0,1$). O número de indivíduos encalhados decresceu significativamente a medida em que houve um aumento em relação à distância da desembocadura do estuário ($r_s=-0,955$; $p=0,001$) (Figura 1.7). Cinquenta e sete indivíduos (66,7%) foram encontrados em distâncias inferior ou igual a 20 km tanto ao norte quanto ao sul do estuário. Somente cinco carcaças foram encontradas em distâncias superiores a 40 km distantes da boca do estuário, nestas sub-áreas.



Figura 1.6. Distribuição espacial de botos encalhados nas proximidades da boca do estuário da Lagoa dos Patos. Área 2: 45 km de extensão. Área 3: 65 km de extensão. O limite de cada área está determinada pela linha da figura.

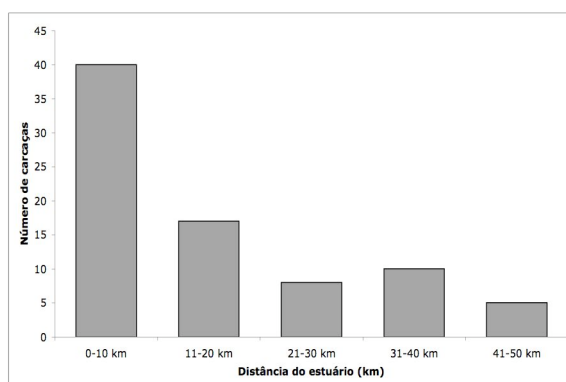


Figura 1.7. Número de carcaças de botos encontradas na praia nas áreas 2 e 3 relacionadas à distância da boca do estuário da Lagoa dos Patos.

Interações com a pesca

Entre os anos de 2002-2006, 50 carcaças foram registradas nas áreas dois e três. Destas, 42% (n=21) apresentaram evidências de terem sido capturadas acidentalmente em redes de pesca, 32% (n=16) não apresentaram evidências e em 26% (n=13) dos casos o estado de decomposição avançado impossibilitou uma avaliação confiável. O número mínimo de capturas foi registrado no ano de 2002 (n=2) e o máximo em 2005 (n=9). O número médio de botos capturados acidentalmente a cada ano foi 3,4 (DP= 1,6). As capturas foram mais altas no verão (76,2%) (n=16) e outono (14,4%) (n=3) e baixas no inverno (4,7%) (n=1) e primavera (4,7%) (n=1). Das 21 carcaças, 14 eram machos, 4 eram fêmeas e três não tiveram o sexo determinado. Dos 21 botos capturados acidentalmente, 20 tiveram seu comprimento total registrado. O comprimento total médio dos botos

capturados acidentalmente foi de 277,1 cm (DP= 56,4). As fêmeas apresentaram o comprimento médio de 297 cm (DP= 22,8) e os machos 265 cm (DP= 75,8). Botos com tamanhos superiores a 281cm representaram o maior número das capturas (55%) (n=11) (Figura 1.8). Dentre as quatro fêmeas capturadas acidentalmente, três (75%) supostamente estavam maduras sexualmente, sendo alocadas na classe III. Entre os machos, seis (42,8%) eram adultos. A maioria das capturas acidentais (n=17) (80,9%) foi registrada em carcaças encontradas em distâncias inferiores a 20 km do estuário.

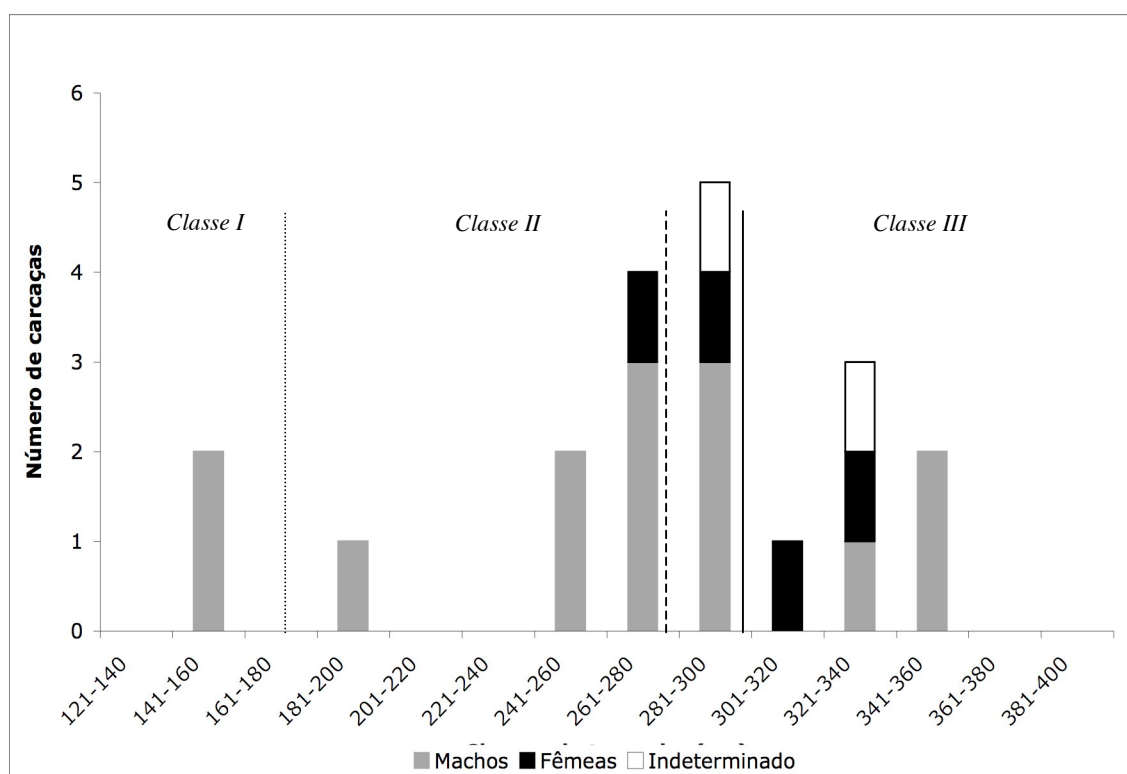


Figura 1.8. Distribuição das classes de comprimento total dos botos encontrados encalhados na costa sul do Rio Grande do Sul entre os anos de 2002-2005 apresentando evidências de terem sido vítimas da captura acidental em redes de pesca (n=20). As linhas indicam as divisões entre as classes representativas dos diferentes estágios de desenvolvimento. Linha pontilhada: classe I (independente do sexo). Linha tracejada: fêmeas. Linha contínua: machos. *Classe I*: filhotes do ano (120-170 cm); *Classe II*: juvenis/sub-adultos (machos e fêmeas entre 171-317 cm e 171-277 cm, respectivamente); *Classe III*: adultos (machos e fêmeas acima de 318 cm e 278 cm, respectivamente).

Evidências de interações incluíram mutilações ou cortes profundos no pedúnculo caudal (n=8), marcas de rede nas nadadeiras peitorais e no rostro (n=5) e redes associadas ao corpo dos animais (n=6) (Figura 1.9).

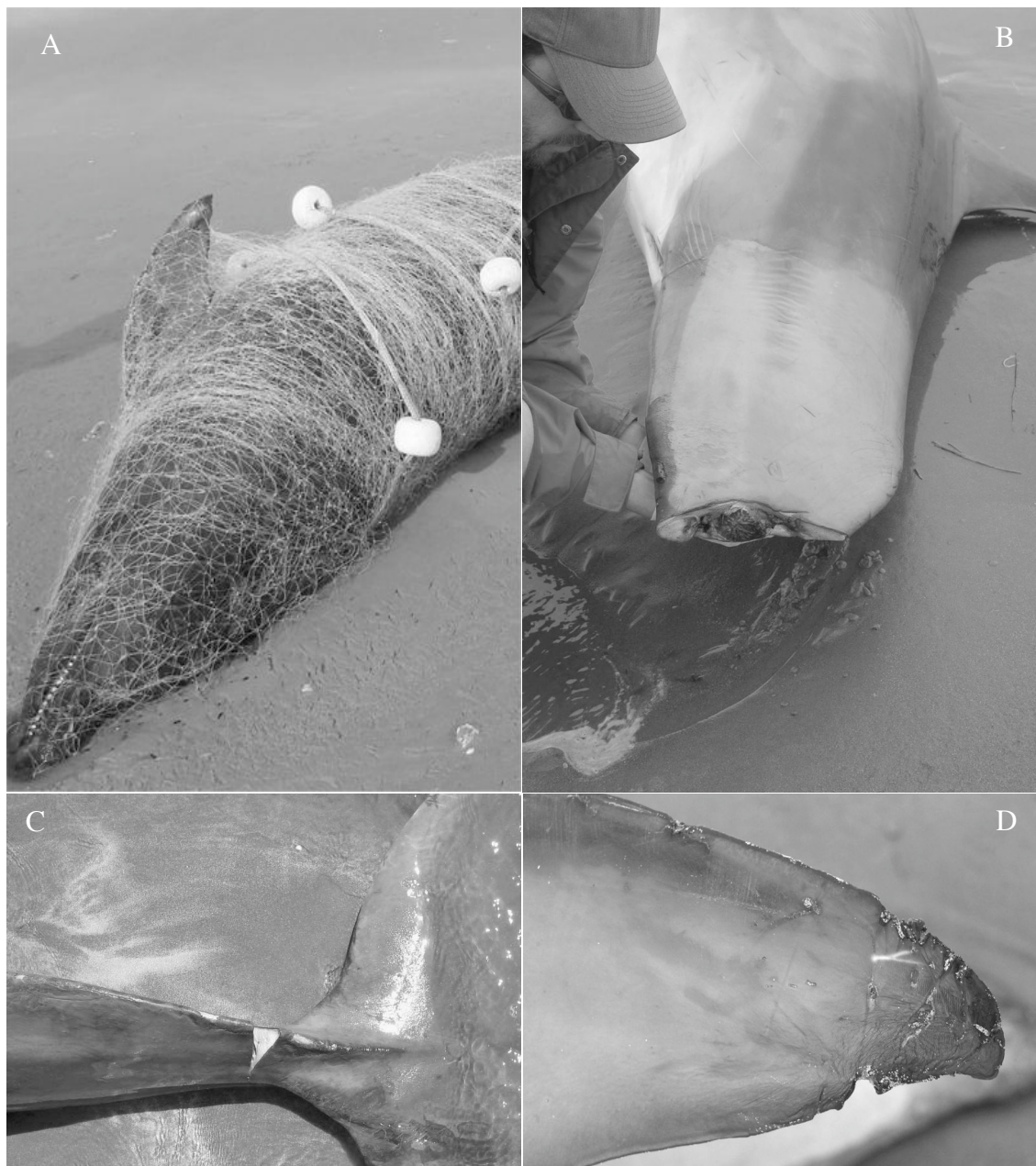


Figura 1.9. Exemplos de botos encalhados com evidências de terem sido capturados acidentalmente em redes de pesca. A) Rede de pesca associada à carcaça; B) Pedúnculo caudal amputado por corte de faca; C) Corte transversal profundo no pedúnculo caudal feito por faca; D) marcas e escoriações provocadas por rede de pesca na nadadeira peitoral.

Análise do Potencial Biológico de Remoção

Os diferentes cenários, os valores de seus respectivos parâmetros e os resultados obtidos estão listados na Tabela 1.3. A última coluna da Tabela 1.3 (PBR) representa o número máximo de botos que teoricamente podem ser removidos da população do estuário da Lagoa dos Patos por capturas acidentais. Mesmo considerando o cenário mais otimista (*i.e.* cenário 6, o qual assume uma taxa máxima líquida de recrutamento de 5% e um fator de correção, $R_f = 1$), o PBR é muito baixo para a população de botos que habita o estuário da Lagoa dos Patos, permitindo a retirada de 1,6 botos por ano da população por causas não-naturais (Tabela 1.3). Os números de capturas acidentais registradas excederam a estimativa do PBR em diferentes ordens de magnitude em todos os anos entre 2002-2006 (ver Tabela 1.2, página 30). No ano de 2005, no qual ocorreu o maior registro de capturas, considerando o cenário mais otimista, as capturas excederam em cinco vezes a estimativa do número máximo de mortalidade por pesca para manter a população em um nível sustentável conforme o seu potencial biológico.

Tabela 1.3. Cenários utilizados para calcular o Potencial Biológico de Remoção (PBR) da população de botos do estuário da Lagoa dos Patos sob diferentes cenários de R_{max} e R_f . PBR: Número máximo de indivíduos que podem ser retirados da população anualmente para mantê-la em um nível ótimo sustentável.

Cenário	N_{min}	R_{max}	F_r	PBR
1	64	0,04	0,1	0,128
2	64	0,04	0,5	0,64
3	64	0,04	1	1,28
4	64	0,05	0,1	0,16
5	64	0,05	0,5	0,8
6	64	0,05	1	1,6

Discussão

Diferenças na mortalidade por sexo e classe de tamanho

Os resultados encontrados mostraram que na área de estudo a mortalidade não age igualmente entre os sexos e os estágios de desenvolvimento. Assumindo um padrão de mortalidade natural de mamíferos, seria esperado encontrar uma curva de mortalidade em forma de “U”, ou seja, uma alta mortalidade em animais jovens, baixa em sub-adultos e novamente alta em animais mais velhos (Caughley, 1966; Ralls *et al.*, 1980). Porém, neste trabalho, isso não ocorre. Os resultados encontrados são muito similares aos de Stolen *et al.* (2007), no qual juvenis e adultos encalham com maior frequência do que filhotes e diferente do que foi encontrado por Barreto (1994) para os botos nesta região, o qual encontrou uma mortalidade maior de animais jovens (até 4 anos). Essa diferença encontrada provavelmente seja reflexo dos diferentes critérios adotados para a classificação dos estágios de vida. Barreto (1994, 2000) classificou os estágios de desenvolvimento a partir da leitura das idades dos botos encalhados, enquanto neste estudo a classificação foi baseada no comprimento total dos indivíduos.

A frequência de filhotes encontrada neste estudo (8,75%) é muito similar aos resultados encontrados por Mattson *et al.* (2006) (Golfo do México, frequência de filhotes estimada em 7%); porém, é baixa quando comparada à maioria de outros estudos (40,5%, Carolina do Sul [McFee & Hopkins-Murphy, 2002]; 25,8%, Indian River Lagoon, Flórida [Stolen *et al.*, 2007]; 18,9% taxa mínima estimada de mortalidade de filhotes do ano, população de Sarasota [Wells & Scott, 1990]. Considerando-se apenas as áreas 2 e 3 e os anos em que a premissa 1 foi cumprida a média anual de encalhes de filhotes é muito baixa (média= 0,58). O baixo valor encontrado pode ser reflexo de uma

alta taxa de sobrevivência dos mesmos até completarem um ano de vida para esta população. Contudo, menor tamanho da carcaça, decomposição mais acelerada e maior vulnerabilidade a predadores também podem contribuir para diminuir as chances em se detectar a mortalidade de neonatos (e.g., Stolen & Barlow, 2003), levando a uma subestimativa da mortalidade de filhotes. Embora esta possibilidade seja válida nos casos da toninha (Secchi, 2006), os monitoramentos rotineiramente realizados diminuem as chances de perder carcaças na praia. Em algumas regiões tem sido descrito para *Tursiops* sp. que fêmeas com filhotes tendem a freqüentar águas mais rasas e protegidas durante o desenvolvimento do filhote (e.g., Sarasota, Flórida; Wells *et al.*, 1980; Shark Bay, Austrália; Mann *et al.*, 2000). Caso isso esteja acontecendo na população do estuário da Lagoa dos Patos, a mortalidade de filhotes estaria ocorrendo em águas abrigadas do estuário, as quais não se tem acesso durante os monitoramentos.

Para explicar a maior mortalidade de juvenis/sub-adultos (classe II) observado neste estudo, causas relacionadas ao comportamento e estrutura social são prováveis. De acordo com Wells (2000), baseado em uma amostra de 134 filhotes de *T. truncatus*, 74% sobreviveram no primeiro ano de vida, 60% sobreviveram no mínimo três anos e apenas 47% foram identificados após a separação da mãe. A separação entre mãe e filhote geralmente ocorre entre 2 e 5 anos de idade (podendo variar entre 2-11 anos) dependendo do sexo do filhote e da condição reprodutiva da mãe (Wells, 2000). Como a separação da mãe representa o período de vida mais vulnerável, a mortalidade observada em juvenis e sub-adultos pode ser devido à inexperiência dos indivíduos (Stolen & Barlow, 2003), resultando em maiores riscos de colisões com embarcações (Wells & Scott, 1997) e capturas acidentais em redes de pesca.

Os resultados indicam existir uma diferença significativa no número total de encalhes entre machos e fêmeas. Os estágios de vida também parecem ser afetados em diferentes ordens de magnitude entre os sexos, com uma alta mortalidade agindo sob fêmeas maduras (classe III) e machos imaturos (classe II). Este resultado difere daqueles obtidos em estudos prévios realizados na mesma região no que tange as diferenças na proporção sexual encontrada (aproximadamente 1:1 [Pinedo, 1986; Barreto, 1994]), mas corrobora em relação a estrutura etária encontrada (Barreto, 2000). Embora muitos estudos indiquem uma proporção sexual aproximada de 1:1 para a espécie (e.g., Sergeant *et al.*, 1973; Tyack, 1986; Hersh *et al.*, 1990), outros apontam para uma mortalidade maior em relação aos machos (e.g., Wells *et al.*, 1987; Mattson *et al.*, 2006; Stolen *et al.*, 2007). Uma maior mortalidade dos machos pode estar relacionada a sua maior vulnerabilidade, se houver investimento materno diferenciado no cuidado dos filhotes. Na população de Sarasota, parece haver um maior investimento materno em filhotes fêmeas, com as mães tendendo a ficar um ano a mais com filhotes fêmeas do que com filhotes machos (Wells, 2000).

O grande número de indivíduos com sexo indeterminado na amostra (44%) pode interferir na proporção de sexos, uma vez que em animais encontrados em estado de decomposição avançado (como ocorre na maioria dos casos) a determinação do sexo dos machos é facilitada pela extroversão do pênis. Desta maneira, a diferença encontrada para os sexos nos encalhes pode estar sendo afeta por este viés. Porém, quando consideramos apenas carcaças relativamente frescas ($n= 28$), a razão aumenta de 1,8 para 2,5 machos para cada fêmea.

Tendências temporais na frequência dos encalhes

O número de botos encontrados mortos aumentou claramente após 2001 (Figura 1.4). Durante este mesmo período (2002-2006) 42% das carcaças encontradas na praia apresentaram evidências de interações com atividades pesqueiras. Assumindo-se uma taxa de sobrevivência natural constante, não seria esperado um marcado aumento no número encalhes na ausência de mortalidade por pesca ou catástrofe. Além disso, o padrão altamente sazonal nos encalhes (ver Figura 1.5), é uma outra evidência de que a alta mortalidade está sendo causada, pelo menos em parte, por fatores não-naturais. É importante ressaltar que, devido ao fato de que 26% das carcaças foram encontradas em estágio de decomposição avançada (o que impossibilita detectar sinais de interações com atividades pesqueiras, a não ser no caso de rede associada ao corpo ou mutilações), o número de botos registrados com evidências de capturas acidentais provavelmente está sub-estimado. Apesar do número de encalhes registrados no ano de 1983 ser relativamente alto, a conclusão de que existe uma tendência de aumento na mortalidade ao longo do período e um marcado aumento na mortalidade nos últimos cinco anos permanece válida. Esta mortalidade no ano de 1983 foi causado por um evento isolado de captura acidental em um lance de rede de pesca que tinha como alvo os tubarões (Pinedo, 1986). De fato, a mortalidade devido a interações com atividade pesqueiras não era um motivo de preocupação e acreditava-se desempenhar uma causa mínima na mortalidade do boto até recentemente (Barreto, 2000). A real causa para o abrupto aumento na mortalidade detectado provavelmente esteja relacionada com as mudanças na dinâmica das atividades de pesca. A pesca artesanal dentro da Lagoa dos Patos sofreu um colapso na produção na década de 80 devido à sobre-pesca e ao uso de redes não-seletivas (Reis, 1992), As capturas nas áreas estuarinas da Lagoa dos Patos

atingiram 40,000 t. em 1966, mas declinou para menos de 15,000 t. nos anos 80 devido ao esforço pesqueiro excessivo, poluição ambiental e pelo uso de redes não-seletivas. Em 1999, a captura total anual foi reduzida para aproximadamente 5,000 t. (CEPERG/IBAMA 1999). Como consequência, as atividades pesqueiras têm se intensificado nas áreas costeiras adjacentes, sobrepondo-se com a distribuição dos botos (Di Tullio *et al.*, 2007).

Distribuição espacial dos encalhes

A concentração de carcaças encalhadas nas proximidades da desembocadura do estuário (66,7% foram encontradas em uma distância máxima de 20km) fortalece a idéia de que os botos encalhados nas áreas 2 e 3 façam parte da população do estuário da Lagoa dos Patos. Trabalhos realizados nesta área indicam uma população residente (Castello & Pinedo, 1977; Möller, 1993; Dalla Rosa, 1999) e sugerem que os botos concentram-se na boca do estuário (Möller, 1993; Mattos, 2003) diminuindo a taxa de encontro de indivíduos a medida em que aumenta a distância da sua desembocadura (Di Tullio *et al.*, 2007). Contudo, isto não significa dizer que indivíduos oriundos de outras populações não possam estar misturadas na amostra dos encalhes. Sabe-se que os cetáceos possuem uma alta capacidade de deslocamento. Para *T. truncatus* existem registros de deslocamento de até aproximadamente 1340 km (Wells *et al.*, 1990). No sul do Brasil, mais precisamente, Möller *et al.*, (1994) registraram indivíduos foto-identificados na Lagoa dos Patos próximos a Barra de Tramandaí, compreendendo um deslocamento de aproximadamente 314 km. Entretanto, pouco se conhece a respeito da área de vida e padrões de deslocamentos dos botos no sul do Brasil, dificultando a interpretação mais precisa sobre os encalhes.

Sazonalidade dos encalhes

Embora os encalhes ocorreram durante todo o ano na área de estudo, a mortalidade foi significativamente maior na primavera/verão do que no outono/inverno, sendo que o pico de encalhes ocorreu em janeiro. A sazonalidade na mortalidade natural tem sido descrita para os botos em algumas regiões (e.g., Carolina do Sul: McFee & Hopkings-Murphy, 2002; Flórida: Hersh *et al.*, 1990; Stolen *et al.*, 2007), a qual tem sido atribuída a diferentes fatores. Entre os argumentos plausíveis destacam-se o aumento na abundância (devido a movimentos sazonais de outras populações durante meses específicos, coincidindo com os meses de maior registro de mortalidade) (McFee & Hopkings-Murphy, 2002) e às temperaturas extremas durante meses de verão causando estresse termorregulatório (Wells *et al.*, 2004; Stolen *et al.*, 2007). Baseado em estudos cranianos, genéticos (Barreto, 2000) e de dieta (Pinedo 1982, Mehse *et al.*, 2005), não se tem conhecimento de movimentos sazonais latitudinais ou entre costa-oceano de botos no litoral do Rio Grande do Sul. Dalla Rosa (1999), através de um estudo sistemático de foto-identificação, demonstrou não haver variação sazonal na abundância da população dos botos que habitam o estuário da Lagoa dos Patos. Sendo assim, a hipótese de que a mortalidade sazonal poderia ser reflexo da variação na abundância fica enfraquecida. Segundo Norman *et al.* (2004), encalhes são altamente dependentes das características oceanográficas que trazem as carcaças até a praia. Entretanto, durante saídas de campo realizadas para o estudo do uso do habitat dos botos no estuário da Lagoa dos Patos e áreas costeiras adjacentes jamais se registrou grupos de botos a uma distância superior a 2 km da costa (Di Tullio, com.pes.). Devido ao hábito extremamente costeiro dos botos, acredita-se que as características oceanográficas da costa não influenciam na deposição das carcaças a ponto de ser responsável pela

sazonalidade encontrada. Além disso, se esperaria um transporte maior para a costa quando os ventos sopram do quadrante sul, o que ocorre com maior frequência na área de estudo entre maio e outubro (Delaney, 1965).

A sazonalidade na mortalidade pode ser encarada como um indicador de capturas acidentais. As estações de pesca no estuário da Lagoa dos Patos e áreas costeiras são muito bem definidas, refletindo a variação sazonal na disponibilidade dos recursos: durante o final da primavera e verão os pescadores utilizam redes de malha de fundo para a captura de viola (*Rhinobatos horkelii*) e pescadinha (*Macrodon ancylodon*) (jan-fev) e de cação-anjo (*Squatina sp.*) e corvina (*Micropogonias furnieri*) (out-nov-dez-jan). O camarão-rosa (*Farfantepenaeus paulensis*) é o alvo no final do verão e início do outono (fev-mar-abril). A pesca no outono (mar-abril-maio) tem como alvo a tainha (*Mugil sp.*) e no inverno tem como espécies-alvo principalmente a enchova (*Pomatomus saltatrix*), pescada-olhuda (*Cynoscion guatucupa*) e a castanha (*Umbrina canosai*) (e.g. Klippel *et al.*, 2005). Embora a pesca artesanal ocorra durante todo o ano no estuário da Lagoa dos Patos e áreas costeiras adjacentes, um intenso esforço de pesca ocorre no final da primavera e durante todo o verão, enquanto entre os meses de abril e outubro o esforço pesqueiro é muito baixo nesta área (Di Tullio, com.pess.). As altas frequências de capturas acidentais registradas nos meses de verão, somadas a sobreposição sazonal encontrada entre a mortalidade e o esforço das atividades pesqueiras sugerem fortemente que a pesca direcionada a viola, pescadinha, cação-anjo e corvina seja o fator responsável pela sazonalidade na mortalidade dos botos. Além da variação no esforço pesqueiro, a mudança para o uso de redes de malha de fundo nos meses quentes (out-mar) contribuí para a captura dos botos.

Interações com a pesca

O número médio de botos encontrados mortos mostrando evidências de interações com atividades pesqueiras entre 2002-2006 foi alto (média= 3,4; DP= 1,6). A captura acidental foi responsável por, no mínimo, 42% da mortalidade dos botos durante este período.

Sabe-se que dados de encalhes sub-estimam a mortalidade total, pois nem todo animal que morre chega à praia e nem todo animal que encalha é encontrado (Burdett & McFee, 2004). Os monitoramentos de praia realizados são restritos à costa oceânica, não havendo esforço nas praias internas do estuário, onde carcaças de botos já foram registradas (Pinedo, 1986). Provavelmente, animais que morrem no interior do estuário nem cheguem às praias e acabam por encalhar nas margens de ilhas, em áreas de difícil acesso. No caso das capturas acidentais, a sub-estimativa deve ser ainda maior, uma vez que nem todo boto capturado na pesca apresenta sinais dessa interação (Cox *et al.*, 1998). As capturas acidentais aqui reportadas são oriundas somente de dados coletados durante monitoramentos de praia. Informações diretas sobre esforço de pesca (e.g. tipo de rede, tamanho de rede, época do ano, profundidade, espécie alvo, tamanho da frota atuante) e as capturas acidentais dos botos são inexistentes para a área de estudo. Recomenda-se que, em conjunto com os pescadores artesanais, seja estabelecido um programa de monitoramento da pesca objetivando obter as informações supracitadas.

Os machos parecem ser mais vulneráveis do que as fêmeas, uma vez que a proporção sexual encontrada nas capturas foi de 3,5 machos para cada fêmea e que o número de indivíduos sabidamente capturados que não tiveram seu sexo determinado é baixo (n=2;

14,2%). Estes resultados corroboram com outros descritos na literatura, os quais relatam diferenças de sexo e idade em capturas acidentais, sendo que na maioria dos casos machos imaturos são capturados (e.g., *Pontoporia blainvillei* [Secchi *et al.*, 2003a], *Tursiops truncatus* [Hersh *et al.*, 1990], *Cephalorhynchus hectori* [Slooten, 1991]). Segregação por sexo e idade são potenciais causas. Fatores sociais (e.g. composição de grupo e cuidado parental) e diferenças no uso do habitat também podem tornar um sexo mais vulnerável do que o outro as redes de pesca.

Embora a captura dos machos seja mais elevada, apenas 21,4% estavam maduros sexualmente, enquanto que para as fêmeas capturadas, 75% estavam maduras. Todavia, a alta proporção de adultos na amostra de fêmeas é preocupante sob o ponto de vista biológico. Assumindo que essa proporção é válida para o total de fêmeas capturadas e que uma sub-estimativa do número total de fêmeas capturadas é muito provável, a situação pode ser preocupante. Sabe-se que a mortalidade de fêmeas maduras, as quais participam ativamente na reprodução e já passaram pelos estágios mais vulneráveis a mortalidade-natural tem efeitos mais negativos do que a mortalidade de machos imaturos (Gearin *et al.*, 1994; Slooten *et al.*, 2000). Além disso, em uma população pequena (como é o caso da população do estuário da Lagoa dos Patos), a retirada anual de poucos indivíduos maduros da população por causas não-naturais provavelmente tenha forte impacto na sua taxa de crescimento, podendo levar ao declínio populacional rapidamente.

Potencial Biológico de Remoção

Considerando os cenários de um a cinco, o número médio de botos capturados acidentalmente em redes de pesca excede em, no mínimo, três vezes o PBR da população. Mesmo assumindo apenas o cenário mais otimista, o número mínimo de botos mortos anualmente nas redes de pesca está acima do PBR. Os níveis de capturas detectados nos últimos anos representam um elevado impacto da pesca na população e provavelmente insustentável, podendo causar declínio populacional. Nesse contexto é importante ressaltar que a estimativa do número de animais capturados acidentalmente nas redes de pesca provavelmente esteja subestimado e que o uso de R_f acima de 0,5 para esta população é questionável devido ao seu pequeno tamanho populacional e as incertezas sobre seus parâmetros.

O PBR estimado neste trabalho foi realizado com os melhores dados disponíveis sobre esta população. Embora simples este método é empregado por alguns países para regular as capturas de diferentes estoques (ou populações) de mamíferos marinhos. Por exemplo, a Marine Mammal Protection Act criada nos Estados Unidos, com o objetivo de prevenir redução dos estoques de mamíferos marinhos como resultado de fatores antropogênicos baseia-se no PBR para atingir suas metas (e.g. Waring *et al.*, 1999; Burdett & McFee, 2004). Outros países como Nova Zelândia (e.g., Sooten *et al.*, 2006), Austrália (e.g., Marsh *et al.*, 2004) e alguns países da Europa (e.g., Berggren *et al.*, 2002) também determinam seus critérios de sustentabilidade e manejo baseado no PBR. No Brasil, não existem critérios mensuráveis definidos para regulamentar o número máximo permissível de captura de indivíduos de populações selvagens que estejam sendo vítimas de interações com atividades pesqueiras. O Plano de Ação do IBAMA

(Instituto Brasileiro do Meio Ambiente) adota a classificação da IUCN como critério para definir apenas prioridades de pesquisa. Embora o PBR seja um índice limitado, assume-se neste trabalho que as suas estimativas são plausíveis do ponto de vista de sustentabilidade para esta população. Nesse contexto, os resultados encontrados sugerem que os níveis de capturas atuais são insustentáveis. Seria então aceitável, sob o ponto de vista de conservação, sugerir que os tomadores de decisão não esperem necessariamente pelo desenvolvimento de modelos mais complexos para implementarem uma ação de precaução visando à conservação desta população?

Com o aumento da popularidade do princípio da precaução, restrições a operações de pesca também cresceram em um esforço para proteger populações ameaçadas pelas capturas acidentais. Estas restrições, as quais acabam tendo grandes efeitos sócio-econômicos, geralmente ocorrem porque decisões de manejo são tomadas na falta de informações sobre os seus efeitos. Devido ao nosso incompleto conhecimento sobre o sistema biológico, a incerteza torna-se um componente integrado do manejo de populações ameaçadas e, para que seja consistente com o princípio da precaução, incertezas devem ser levadas em consideração nas análises destas populações para que decisões apropriadas sejam tomadas.

Ecólogos, conservacionistas e pessoas envolvidas diretamente com manejo e processo decisório estão cada vez mais apreciando a importância de lidar explicitamente com incertezas quando estão analisando processos ecológicos. Métodos Bayesianos de análise estatística servem bem a esse propósito porque fornecem as probabilidades de hipóteses alternativas, permitindo com que as pessoas formalmente atualizem suas

opiniões a partir de toda e qualquer nova evidência (Ellison 1996). Este processo permanente e dinâmico de atualização das incertezas é muito útil para a tomada de decisão em biologia da conservação e ecologia aplicada. Para isso dispõe-se do formalismo da Análise Bayesiana de Decisão (ABD): um processo racional para analisar, avaliar e comparar diversas opções práticas de manejo frente as incertezas (e.g. Morgan & Henrion 1990; Maguire & Boiney, 1994). Este processo vem sendo cada vez mais utilizado em análises decisórias de conservação e manejo (e.g. Andrade & Kinas, 2007) e na classificação de espécies ameaçadas (e.g. Taylor *et al.*, 1996). A flexibilidade e o enfoque pró-ativo de uma ABD é uma vantagem, principalmente em casos onde decisões necessitam ser tomadas quando há poucos dados e conflitos de interesses, como é o caso das capturas acidentais atuando na população de botos do estuário da Lagoa dos Patos. Lidar com incertezas e conflitos através de uma ABD é uma alternativa possível em futuros estudos, o que pode evitar a ausência de ação pela “permanente espera por melhores dados” fazendo com que planos de conservação sejam efetivamente implementados, caso necessário.

CAPÍTULO II

Abundância e reprodução do boto, *Tursiops truncatus*, no estuário da Lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil.

Resumo

Através da identificação individual e da aplicação de modelos de marcação-recaptura para população fechadas estimou-se em 56 (IC 95%: 54-64), 59 (IC 95%: 58-67) e 66 (IC 95%: 64-76) animais marcados na população de botos do estuário da Lagoa dos Patos para os anos de 2005, 2006 e 2007, respectivamente. O tamanho total da população, levando em consideração a proporção de animais marcados na população ($\hat{\theta}_{2005} = 0,6208$; $\hat{\theta}_{2006} = 0,6688$; $\hat{\theta}_{2007} = 0,7444$) foi estimado em 87 (IC 95% = 79-95), 88 (IC 95% = 79-97) e 89 (IC 95% = 81-98) indivíduos para aqueles anos, respectivamente. A taxa bruta de reprodução anual foi estimada em 0,07. Treze intervalos de nascimento foram registrados para nove fêmeas, variando entre 1 e 4 anos (média = 2,3). A fecundidade média anual foi estimada em 0,22. Os resultados obtidos a partir da estimativa da data de nascimento de 15 neonatos sugerem que população de botos do estuário da Lagoa dos Patos pode ser considerada como uma população de nascimentos em pulso, com uma sazonalidade reprodutiva bem definida com a maioria dos nascimentos (80%) ocorrendo entre o final da primavera e meados do verão.

Palavras chave: *Tursiops truncatus*, foto-identificação, abundância, reprodução, marcação-recaptura.

Introdução

O boto, *Tursiops truncatus*, está distribuído em águas tropicais e temperadas de todo o mundo, habitando áreas costeiras e oceânicas (Kenney, 1990). Sua ampla distribuição geográfica e sua presença comum em regiões costeiras abrigadas (e.g., baías e águas internas de estuários e rios) os tornaram acessíveis para estudos no ambiente natural. A espécie apresenta uma história de vida variada, a qual é atribuída a diferenças ambientais encontradas de um habitat para o outro (Wells & Scott, 2002). Embora muito do conhecimento sobre seus parâmetros demográficos sejam oriundos de observações de indivíduos em cativeiro (e.g., MacBride & Kritzler, 1951; Tavalga & Essapian, 1957; DeMaster & Drevenak, 1988) e de indivíduos encalhados ou capturados acidentalmente em redes de pesca (e.g., Sergeant *et al.*, 1973; Hohn, 1980; Cockcroft & Ross, 1990; Félix, 1994; Van Waerebeek *et al.*, 1997; Fernandez & Hohn, 1998), estudos realizados com populações costeiras de vida livre têm contribuído para o conhecimento sobre a história de vida da espécie (e.g., Sarasota, Flórida: Wells & Scott, 1990; Morey Firth, Escócia: Wilson, 1995; Carolina do Norte: Thayer *et al.*, 2003; Thayer, 2008; Doubtful Sound, Nova Zelândia: Haase & Schineider, 2001). Informações sobre a história de vida são necessárias para o entendimento da dinâmica e para realizar uma análise de viabilidade populacional (Barlow & Reeves, 2002). No Brasil, são raras as informações disponíveis. Somente existe uma estimativa de abundância realizada no estuário da Lagoa dos Patos (Dalla Rosa, 1999), uma estimativa de intervalo de nascimento para um pequeno grupo de botos que frequenta a barra do Rio Tramandaí (Hoffman, 2004) e um estudo sobre o desenvolvimento craniano e estrutura etária de indivíduos encalhados na região sul-sudeste do país (Barreto, 1994).

A população de botos que habita o estuário da Lagoa dos Patos e águas costeiras adjacentes é considerada residente e pequena (e.g. Castello & Pinedo, 1977; Dalla Rosa, 1999). Esta população tem sido alvo de estudos envolvendo a foto-identificação de indivíduos com marcas naturais desde 1976 (Castello & Pinedo, 1977). Alguns indivíduos foto-identificados naquele ano continuam sendo observados na área de estudo (Di Tullio *et al.*, 2007). A partir da técnica de foto-identificação de indivíduos com marcas naturais e da aplicação de modelos de marcação-recaptura estimou-se o tamanho da população em 83 botos (IC 95%: 79-88) para o ano de 1998 (Dalla Rosa, 1999). Existem evidências de que a população de botos do estuário da Lagoa dos Patos esteja sendo impactada por operações de pesca desde 2002 (ver capítulo I). Os resultados da análise de PBR (Potencial Biológico de Remoção) apresentados no capítulo I sugerem que o nível de mortalidade dos botos causados pelas capturas acidentais é insustentável. Porém, antes de propor intervenção por parte dos tomadores de decisão, torna-se necessário realizar uma análise mais refinada, a qual exige estimativas precisas dos parâmetros demográficos da população. Adquirindo tais informações um modelo populacional pode ser desenvolvido para modelar sua dinâmica e através de análises de viabilidade populacionais avaliar a necessidade da implementação de medidas para sua conservação.

Conhecer o tamanho de uma população é um pré-requisito essencial para conservá-la efetivamente (e.g. Seber, 1982), além do que, é indispensável para que outros parâmetros demográficos possam ser estimados (e.g. taxas reprodutivas). Sucessivas estimativas de abundância e de outros parâmetros demográficos permitem detectar mudanças na dinâmica da população em estudo ao longo do tempo. Obter estimativas

precisas de abundância de cetáceos é normalmente difícil, caro e requer tempo (Gerrodette, 1987; Taylor & Gerrodette, 1993). Estimativas relativamente precisas e sem vieses podem ser obtidas através de um desenho amostral cauteloso e cumprindo as premissas inerentes aos métodos utilizados (e.g. Seber, 1982; Buckland *et al.*, 1993). O uso da fotografia para a identificação individual de cetáceos através de suas marcas naturais está bem estabelecida para muitas espécies (e.g., baleia-franca-austral [*Eubalaena australis*], baleia-jubarte [*Megaptera novaeangliae*], orca [*Orcinus orca*], boto [*Tursiops truncatus*]). Dados coletados a partir desta técnica aplicados em modelos de marcação-recaptura vêm sendo utilizados com êxito para se estimar o tamanho das populações de algumas espécies de pequenos cetáceos costeiros (e.g., boto - *Tursiops truncatus* [e.g. Wilson *et al.*, 1999], golfinho-de-Hector - *Cephalorhynchus hectori* [Bejder & Dawson, 2001], golfinho-corcunda-indopacífico - *Sousa chinensis* [Parra *et al.*, 2006], golfinho-de-heinsohn - *Orcaella heinsohni* [e.g. Parra *et al.*, 2006], tucuxi - *Sotalia fluviatilis* [e.g. Pizzorno, 1999], golfinho-chileno - *Cephalorhynchus eutropia* e golfinho-de-Peale - *Lagenorhynchus australis* [Heinrich, 2006]). Além do tamanho populacional, a aplicação em médio/longo prazo da foto-identificação permite obter estimativas de outros parâmetros demográficos importantes da população. Por exemplo, repetidas avistagens de fêmeas identificadas ao longo dos anos permitem construir a sua história reprodutiva, disponibilizando informações que possibilitam estimar importantes parâmetros reprodutivos como fecundidade, intervalos de nascimentos e idade de primeira reprodução (e.g. Barlow, 1990; Wells & Scott, 1990; Herzog, 1997; Kogi *et al.*, 2004). Além disso, outros parâmetros da história de vida (e.g. sobrevivência, sazonalidade reprodutiva) também podem ser estimados (e.g. Olesiuk *et al.*, 1990; Wells & Scott, 1990; Thayer *et al.*, 2003). A população de botos que habita o estuário

da Lagoa dos Patos é apropriada para este tipo de estudo devido ao seu hábito costeiro/estuarino e seu tamanho populacional reduzido. Somente através do conhecimento de seus parâmetros demográficos será possível desenvolver um modelo apropriado para acessar o estado de conservação desta população.

Os objetivos deste capítulo são: 1) estimar o tamanho da população para os anos de 2005 a 2007; 2) determinar a sazonalidade reprodutiva; 3) estimar as taxas reprodutivas e intervalo de nascimento.

Material e Métodos

Área de estudo

O maior complexo lagunar do mundo, formado pela Lagoa dos Patos e Mirim, situa-se no Rio Grande do Sul. A água da chuva de cinco bacias hidrográficas de parte do Rio Grande do Sul e do Uruguai é conduzida pelos rios até essas duas lagoas, a qual chega ao Oceano Atlântico através de uma estreita barra (0,5-3 km de largura) no extremo sul da Lagoa dos Patos, conformando assim uma região estuarina de águas salobras (Seeliger *et al.*, 2004). Ainda que o ecossistema estuarino compreenda apenas 5% da área total da Lagoa dos Patos este ambiente possui muitos habitats incluindo marismas, pradarias submersas e baías rasas estuarinas, os quais fornecem habitats críticos para a criação e desenvolvimento de várias espécies de peixes comercialmente exploradas pela pesca costeira no sul do Brasil (Bonilha & Asmus, 1994; Costa *et al.*, 1997). Nessas áreas predominam grandes bancos com profundidades entre 1 e 5 metros, e a sua profundidade máxima (18 m) encontra-se associada ao canal que comunica a Lagoa com o oceano Atlântico (Calliari, 1980; Toldo, 1991). A pesca artesanal, que conta com aproximadamente 4.000 pescadores artesanais, ocorre durante todo ano dentro do estuário e nas áreas costeiras adjacentes (Reis & Rodrigues, 2003). A região é caracterizada por intensa atividade humana e risco permanente de acidentes ecológicos (Tagliani *et al.*, 2003). Entre elas destacam-se o contínuo tráfego de embarcações pesqueiras e mercantes, indústrias petroquímicas e de fertilizantes instaladas nas suas margens, atividades constantes de dragagem e, atualmente, o arremesso de rochas ao fundo do mar para a ampliação dos molhes na desembocadura do estuário. Além disso, dois terminais de dique-seco estão sendo instalados nas suas margens para a construção de navios mercantes de grande porte. Estudos recentes têm demonstrado contaminação

da água e dos sedimentos do estuário por matéria orgânica e metais pesados, causados por efluentes urbanos/pluviais e indústria de processamento de pescado e atividades portuárias (Niencheski & Baungartem, 1997; Baisch, 1997).

Coleta de dados

Entre dezembro de 2004 e março de 2008, realizaram-se saídas de campo mensais (sempre que possível) para foto-identificar os botos no estuário da Lagoa dos Patos. As saídas seguiam uma rota pré-definida, dentro de uma área de aproximadamente 40km² (Figura 2.1). O percurso adotado teve o intuito de cobrir uma área representativa da distribuição dos botos no estuário, visando diminuir a heterogeneidade nas probabilidades de foto-identificar os indivíduos caso existissem áreas preferenciais de ocupação. Todas as saídas iniciaram-se no trapiche do Museu Oceanográfico e estenderam-se até a boca da barra. Deslocamentos em zigue-zague (navegando com auxílio de GPS) eram efetuados ao longo da área de estudo a bordo de uma embarcação de alumínio de 5,3m equipado com um motor de popa de 60hp, a uma velocidade variando entre 18-22 km/h. Normalmente as saídas estendiam-se do início da manhã até o final da tarde. Condições meteorológicas desfavoráveis ocasionalmente alteraram este padrão, principalmente no inverno. Cada saída de campo tinha como objetivo durar aproximadamente 8-9 horas. Durante as saídas sempre estiveram presentes o piloto da embarcação e mais dois pesquisadores: o fotógrafo (sempre o mesmo) e uma pessoa encarregada de anotar os dados coletados durante a saída (“anotador”). Os dois pesquisadores, sem o auxílio de binóculos, procuravam pelos botos.

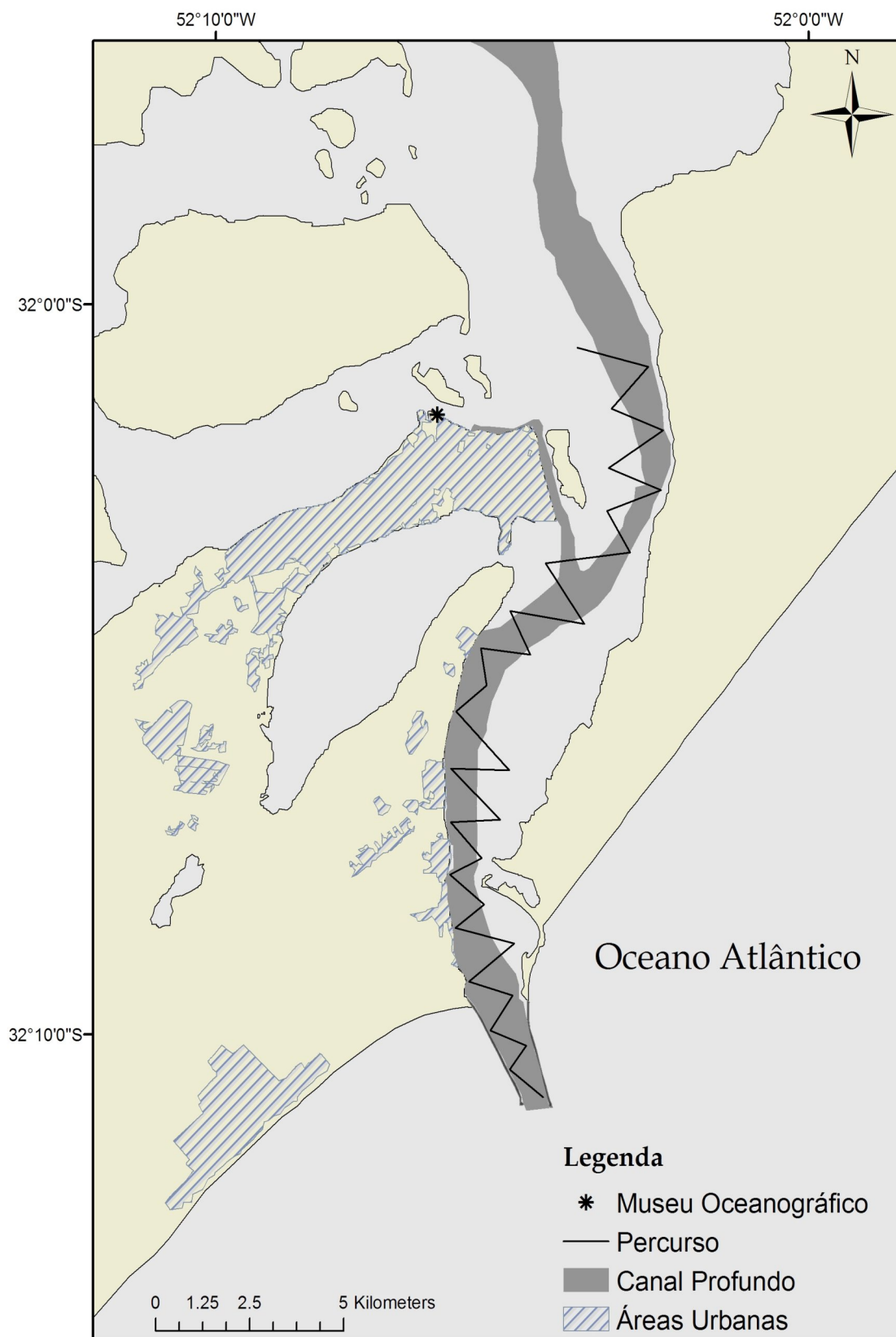


Figura 2.1. Percurso realizado durante as saídas de foto-identificação dos botos, *Tursiops truncatus*, no estuário da Lagoa dos Patos.

O termo “grupo” foi definido como um ou mais botos, distantes não mais do que 100m um do outro, e que estavam envolvidos na mesma atividade durante o período de observação (Karczmarski, 1999). Quando um grupo de botos era avistado, marcava-se a posição geográfica, abandonava-se o percurso, aproximava-se cuidadosamente, conduzindo o barco paralelamente ao grupo para dar início à foto-identificação, a qual seguiu a metodologia descrita por Wursig & Jefferson (1990). Para isso, utilizou-se uma máquina fotográfica digital Nikon D70s e uma lente de 300mm (f 2.1). A câmera foi programada para registrar as fotografias sob forma de um arquivo JPEG “fine” e resolução média (2240 x 1448). Procurou-se sempre manter o fotógrafo perpendicular aos animais e evitar estar contra a luz. Durante as amostragens, tentava-se tirar fotos aleatoriamente das nadadeiras dorsais de todos os animais do grupo. Procurou-se tirar o máximo de fotografias possível para aumentar a probabilidade de se obter ao menos uma foto de boa qualidade de cada membro do grupo. Após assegurar-se que um número suficiente de fotos de boa qualidade havia sido tirado, o grupo era abandonado, retornava-se para a rota, exatamente no ponto marcado previamente no GPS e dava-se continuidade a busca por novos grupos até cobrir todo o percurso. Após chegar ao destino final, a procura pelos botos dava-se de forma aleatória. Para cada grupo de botos encontrado registrou-se a hora e duração do encontro, posição geográfica (utilizando GPS Garmin E-TREX Legend), tamanho do grupo (mínimo, máximo e melhor) determinado por consenso entre os pesquisadores, comportamento e composição do grupo (número de filhotes, juvenis e/ou adultos). O tamanho e composição do grupo eram verificados através de várias contagens durante as saídas de campo e subsequentemente confirmado através das fotografias, seguindo os procedimentos descritos por Ballance (1990). Para cada saída realizada criou-se um

arquivo digital contendo as fotografias, os dados tomados pelo GPS (posição dos grupos e trilha percorrida) e a planilha de campo digitalizada com todas as informações coletadas.

Seleção de Fotografias e identificação individual

No laboratório, cada foto foi analisada de acordo com a sua qualidade. Os critérios básicos para a escolha das fotografias foram a nitidez (foco, contraste e distância), o ângulo em relação ao animal, a ausência de brilho ou espuma e a quantidade de superfície dorsal exposta (Hammond *et al.*, 1990). A fim de se realizar análises mais confiáveis, optou-se pela criação de 3 categorias de qualidade fotográfica: 1) fotografia de excelente/boa qualidade (focada, próxima, ausência de espuma, nadadeira dorsal completamente exposta e paralela ao fotógrafo); 2) fotografia de qualidade média (parcialmente focada, nadadeira dorsal um pouco distante, sem/pouca espuma, nadadeira dorsal exposta e levemente diagonal); 3) fotografia de baixa qualidade (fora de foco, distante, presença de espuma no quadro fotográfico, nadadeira dorsal pouco exposta e na diagonal) (ver exemplos de categorização de fotos na Figura 2.2). Somente fotos de qualidade 1 foram consideradas neste trabalho. Fotos de qualidade 2 e 3 foram excluídas. A aplicação destas restrições na série de dados analisada visou reduzir as chances de identificações incorretas (falsos positivos/negativos) (Friday *et al.*, 2000).



Figura 2.2. Exemplos das categorias criadas para a seleção de fotos a serem utilizadas nas análises. Categoria 1 (A); Categoria 2 (B); Categoria 3 (C).

A identificação individual dos botos foi realizada apenas através de marcas evidentes de longa duração, como cortes, arranhões profundos ou deformidades (Wursig & Wursig, 1977). Outros tipos de marca como a forma da nadadeira dorsal, padrões de coloração, arranhões, lesões e deformidades, foram utilizadas apenas para auxiliar na identificação de indivíduos com marcas de longa duração e para ajudar a diferenciar indivíduos considerados como “não marcados”.

Elaborou-se um catálogo de animais foto-identificados, onde cada boto recebeu um código exclusivo contendo a localidade, ano e seu número no catálogo (ex: LP05/001; LP= Lagoa dos Patos; ano de 2005; numeração no catálogo 001) (ver exemplos na Figura 2.3). Sempre que um indivíduo marcado era detectado, comparavam-se suas marcas com as dos botos previamente catalogados. Caso o boto marcado não houvesse sido fotografado anteriormente o indivíduo recebia um código e era adicionado ao catálogo. Caso contrário, era considerado como uma “re-captura” (re-avistagem).



Figura 2.3. Exemplo de marcas de longa-duração utilizadas para identificação individual dos botos no estuário da Lagoa dos Patos. Notar os exemplos de códigos utilizados na elaboração do catálogo.

Três estágios de desenvolvimento, baseados em aspectos comportamentais e visuais, foram considerados: neonato, juvenil e adulto. Foi definido como neonato todos os

indivíduos que apresentasse tamanho corporal menor ou igual a 50% do tamanho corporal do adulto que o acompanha (Cockcroft & Ross, 1990) e dobras fetais proeminentes (Mann & Smuts, 1999) (ver exemplos na Figura 2.4).



Figura 2.4. Exemplos de duas características morfológicas utilizadas para definir neonatos: dobras fetais evidentes e tamanho corporal menor ou igual a 50% do tamanho corporal do adulto que o acompanha.

Fêmeas adultas (possuindo marcas), nadando lado-a-lado com um neonato/filhote sem a presença de outros adultos próximos (i.e., que não estavam ao alcance visual dos observadores) e que foram fotografadas em duas ou mais ocasiões amostrais com o filhote no mesmo quadro fotográfico foram consideradas como mães. Indivíduos com tamanho corporal de aproximadamente $2/3$ de um adulto, visivelmente menos robusto do que um adulto, poucas marcas pelo corpo, coloração cinza-claro e frequentemente (mas não sempre) associado a um adulto foram classificados como juvenis. Os botos adultos distinguem-se dos demais pelo seu tamanho (entre 3-4 m) e corpo robusto.

Após a seleção de fotos, as saídas foram analisadas separadamente em duas planilhas específicas. A primeira planilha continha informações sobre cada grupo analisado, registrando-se os seguintes dados: identificação dos animais marcados (tomando como referência o catálogo), o número total de indivíduos fotografados no grupo, número de

animais marcados, número de animais sem marca conspícua, número total de fotografias, número de fotos de boa qualidade, número de fotos de animais marcados e número de fotos de animais sem marca conspícua. A segunda planilha foi desenvolvida para análise exclusiva de pares mães-filhote e continham as seguintes informações: número da avistagem na saída, número de botos estimado no grupo, número de botos fotografados, identificação da provável mãe, número de fotografias em que a provável mãe e filhote/ou recém-nascido apareciam no mesmo quadro fotográfico lado-a-lado.

Estimativas de abundância

Neste trabalho o termo “população” foi definido como o conjunto de indivíduos que freqüentam o estuário da Lagoa dos Patos. Portanto, as estimativas de abundância e de outros parâmetros estão restritas aos botos que utilizam a área monitorada e pode ser que representem apenas parte da “população biológica”.

Estimativa do número de animais marcados na população

Seleção de dados

Os dados utilizados para estimar a abundância foram selecionados cuidadosamente para diminuir os vieses nas estimativas. Dados coletados durante saídas sob condições desfavoráveis (*e.g.*, vento intenso, condições do mar ruim) foram excluídos das análises. Dados oriundos de saídas realizadas em dias consecutivos também foram excluídos das análises, pois podem introduzir vieses negativos nas estimativas (sub-estimativa). Isso decorre do fato de que em algumas ocasiões observaram-se os mesmos grupos de botos nas mesmas áreas em dias consecutivos, diminuindo a probabilidade de capturar outros indivíduos da população introduzindo dependência entre as

observações. Este fenômeno já foi observado e descrito em uma população de *T. truncatus* na Escócia e foi denominado pelos pesquisadores como “replicação” de saídas (Wilson *et al.*, 1999). Embora um número superior de saídas para cada ano estivesse disponível, somente as 18 melhores foram utilizadas. Isto se deve ao fato de o programa computacional “*Capture*”, utilizado para a estimativa do tamanho da população de animais marcados, suporta no máximo 18 ocasiões amostrais. Os critérios para selecionar as séries de dados a serem utilizadas foram baseados em:

1) *período de amostragem (saídas)*: o período de amostragem relativo à estimativa de abundância para cada ano foi determinado entre o período de nascimentos, ou seja, a partir da saída em que se registrou o último nascimento de uma estação reprodutiva e a saída que antecedeu o registro do primeiro nascimento da estação reprodutiva seguinte.

2) *número de fotos de boa/excelente qualidade (categoria 1) em cada saída*: as saídas de campo que apresentaram o maior número de fotografias de boa qualidade foram selecionadas.

3) *o intervalo de tempo entre as saídas*: a fim de evitar a “replicação de saídas”, selecionaram-se apenas saídas de campo que foram realizadas em um intervalo de tempo superior a cinco dias entre elas. Caso houvesse saídas realizadas em um intervalo inferior a cinco dias na série de dados selecionada, a saída com menor número de fotos entre elas era eliminada. Adicionava-se então outra saída, a qual havia sido eliminada anteriormente devido ao seu número inferior de fotos de boa qualidade.

Premissas para o uso de modelos para populações fechadas

Modelos convencionais de marcação-recaptura assumem premissas sobre a população em estudo e de como ela é amostrada. A violação destas premissas pode levar a estimativas viésadas (Seber, 1982). Dessa forma é muito importante que elas sejam examinadas e validadas ou então que se selecione um modelo apropriado que permita “relaxar” em alguma (s) premissa (s) que não seja(m) cumprida(s) (Begon, 1983). Análises de marcação-recaptura para populações fechadas normalmente assumem as seguintes premissas (Seber, 1982; Pollock *et al.*, 1990):

- (1) A população é fechada (eventos de nascimentos e mortes, imigração ou emigração não ocorrem durante o estudo);
- (2) Todos os animais têm a mesma probabilidade de serem capturados;
- (3) As marcas não são perdidas durante o estudo;
- (4) As marcas são corretamente identificadas nas re-capturas;
- (5) A captura dos animais para a marcação não influencia na sua probabilidade de re-captura.

A validade da suposição de fechamento populacional foi verificada através das curvas de descobrimento dos indivíduos foto-identificados e da porcentagem de re-avistagens entre os experimentos (Williams *et al.*, 1993).

Modelos de Marcação-Recaptura

As estimativas do número de animais com marcas de longa duração na população foram baseadas em dois modelos de marcação – recaptura para populações fechadas: o

estimador de Petersen com a modificação de Chapman sem reposição (CH) (Chapman, 1951), o qual considera somente duas ocasiões amostrais e considera que a probabilidade de captura de todos os indivíduos é igual na primeira ocasião; e o modelo M_{th} (Otis *et al.*, 1978; Chao *et al.*, 1992), o qual considera que as probabilidades de captura variam individualmente e no tempo. No primeiro caso, as primeiras nove saídas foram consideradas como período de marcação e as nove últimas como período de re-captura (para todos os anos). A modificação de Chapman para o estimador de Petersen é dada por:

$$\hat{N}_{CH} = \frac{(n_1 + 1)(n_2 + 1)}{(m_2 + 1)} - 1$$

Sua variância é dada por:

$$V(\hat{N}_{CH}) = \frac{(n_1 + 1)(n_2 + 1)(n_1 - m)(n_2 - m)}{(m_2 + 1)^2(m_2 + 2)}$$

onde,

n_1 é o número de indivíduos com marcas permanentes capturados na ocasião 1;

n_2 é o número de indivíduos com marcas permanentes capturados na ocasião 2;

m_2 é o número de indivíduos re-capturados na ocasião 2.

O intervalo de confiança de 95% foi construído através da aproximação normal, dada por $\hat{N}_{CH} \pm 1,96\sqrt{V(\hat{N}_{CH})}$. Dalla Rosa (1999) comparou o resultado entre diversos estimadores, não encontrando diferenças significativas no número de animais marcados na população de botos que habita o estuário da Lagoa dos Patos. A alta precisão das estimativas obtidas através deste modelo e sua simplicidade levaram o autor a sugerir sua utilização para estudos com essa população. Além disso, Calambokidis *et al.* (1990) recomendam a modificação de Chapman (sem reposição) para dados de foto-identificação, por ela parecer menos afetada pela heterogeneidade nas probabilidades de captura criada por repetidas avistagens do mesmo indivíduo, o que tende a sub-estimar o tamanho populacional.

No segundo caso, uma matriz X contendo o histórico de captura de cada indivíduo marcado durante o experimento foi inserido no programa computacional “*Capture*” (Rexstad & Burnham, 1991). Este incorpora três fontes de variação nas probabilidades de captura: temporal (M_t), comportamental (M_b) e individual (M_h). Esses três modelos, suas possíveis combinações (M_{tb} , M_{th} , M_{bh} , M_{tbh}) e mais o modelo que assume probabilidades de captura constante (M_0) constituem os oito modelos do programa (Otis *et al.*, 1978). A seleção do modelo mais apropriado (i.e., o modelo mais simples que se ajuste aos dados) é então realizada através de duas etapas: determinar os modelos que melhor se ajustem aos dados e depois selecionar o melhor modelo. Na primeira etapa o “*Capture*” realiza sete testes estatísticos para examinar o ajuste relativo dos dados entre os modelos. Os três primeiros testes têm o objetivo principal de estabelecer se o modelo mais geral (M_0) se ajusta melhor ou não aos dados do que modelos mais restritivos (M_0 versus M_t ; M_0 versus M_h ; M_0 versus M_b). Os outros quatro testam se os dados estão

adequados ao modelo (e.g., é testado o modelo M_t para verificar se a variação no tempo é a única fonte de variação nas probabilidades de captura dos dados). Na segunda etapa o programa realiza uma seqüência de testes usando uma função discriminante multivariada com o objetivo de selecionar o modelo mais apropriado e fornece um valor de ajuste para cada modelo (variando entre 0 e 1) que serve como critério de seleção. O modelo que resultar no escore 1,00 é selecionado como sendo o mais apropriado; contudo, modelos com escore igual ou maior do que 0,75 podem ser utilizados caso o modelo selecionado não possua estimador ou caso o pesquisador julgue como não apropriado (Otis *et al.*, 1978). A estimativa do número de animais marcados na população é então realizada utilizando o modelo selecionado. Neste trabalho, o modelo selecionado como o mais apropriado foi o modelo M_{tb} (para os anos de 2005 e 2007) e o modelo M_{th} (ano de 2006). Chapman (1980) e posteriormente Menkis e Anderson (1988) ressaltam que o processo de seleção do “*Capture*” dever ser utilizado com precaução, porque os testes não são independentes e geralmente tem pouco poder, principalmente para populações pequenas (Menkis & Anderson, 1988). Se possível informações biológicas devem ser usadas para reduzir o número de modelos considerados no estudo (Pollock *et al.*, 1990). A foto-identificação é um procedimento de marcação que não requer a manipulação dos animais e por isso a suposição de que não ocorrem respostas comportamentais em estudos envolvendo esta técnica tem sido consenso entre muitos pesquisadores (e.g. Hammond, 1986; Wilson *et al.*, 1999). Neste caso, o modelo M_{tb} , o qual envolve respostas comportamentais, parece não ser adequado. Optou-se por eliminar o modelo M_{tb} das análises e utilizar o modelo M_{th} para estimar a abundância para os anos de 2005 e 2007. Este modelo permite com que as probabilidades de captura variem no tempo e por indivíduo, o que parece ser

adequado sob o ponto de vista biológico em estudos envolvendo a foto-identificação de cetáceos. Chao *et al.* (1992) derivou um estimador não paramétrico para este modelo usando a idéia de cobertura amostral (C) (definido como fração relativa do total das probabilidades de captura dos indivíduos capturados) e uma expressão para sua variância assintótica a partir de uma série de Taylor expandida. A construção dos intervalos de confiança para todos os modelos do “*Capture*” é baseada na suposição de que o número de indivíduos na população não capturados é distribuído log-normalmente. Dessa maneira, o limite inferior do intervalo de confiança não pode ser menor que o número de animais distintos identificados, enquanto o limite superior tende a ser maior em relação a estimadores que assumem uma distribuição normal.

Estimativa do tamanho total da população ($\hat{N}_T$)

Os métodos de marcação-recaptura supracitados estimam apenas o número de animais com marcas de longa duração na população ($\hat{N}$) e necessita ser corrigido pela sua proporção em relação a parcela de não marcados (θ) para estimar o tamanho total da população (marcados e não marcados). Alguns pesquisadores estimam θ a partir da proporção do número de fotografias de animais com marcas permanentes durante o experimento (*e.g.* Williams *et al.*, 1993; Dalla Rosa, 1999). Contudo, neste estudo, θ foi estimado a partir das proporções de animais marcados registrados em cada grupo. A escolha por este método justifica-se por: 1) além da população apresentar uma alta porcentagem de animais marcados, muitos indivíduos apresentam outros tipos de marcas (como arranhões) e características que permitem distingui-los dos demais nas análises dos grupos; 2) possibilita maior controle sobre a estimativa da proporção de animais marcados estimada.

Com o objetivo de diminuir os erros nas estimativas de teta optou-se por excluir do seu cálculo tamanhos de grupo a partir do qual uma alta taxa de incerteza foi detectada na sua estimativa. O “fator de exclusão” foi calculado como:

$$FE = \frac{N_e}{N_o}$$

onde,

FE = fator de exclusão;

N_e = número de vezes em que grupo de tamanho (n) foi excluído das análises devido a incertezas;

N_o = número de vezes em que grupo de tamanho (n) foi observado.

Dessa maneira, decidiu-se arbitrariamente excluir das análises tamanhos de grupo a partir dos quais se obteve um fator de exclusão acima de 10%. Nesse caso, grupos compostos de 8 ou mais indivíduos foram eliminados. Filhotes foram tratados como botos não marcados (caso não apresentassem marcas) e foram incorporados na estimativa de teta (Wilson *et al.*, 1999). Estimativas de θ foram obtidas para cada ano independentemente. Assumindo iguais probabilidades de captura para botos marcados e não marcados, a proporção de animais marcados em cada grupo amostrado representa

uma estimativa não viesada da proporção de botos marcados na população ($\hat{\theta}$), a qual foi então calculada como sendo

$$\hat{\theta} = \frac{\sum_{i=1}^k \frac{I_i}{T_i}}{k}$$

com sua variância expressa como

$$\text{var}(\hat{\theta}) = \left(\sum_{i=1}^k \frac{\theta_i(1 - \theta_i)}{T_i} \right) / k^2$$

onde,

I_i é o número de botos com marcas permanentes no grupo i ;

T_i é o número total de botos fotografados no grupo i ;

k é o número de grupos fotografados.

O tamanho total da população (N_T) foi estimado pela razão

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

onde,

$\hat{N}$ é a estimativa do número de animais marcados na população calculado através dos métodos de marcação-recaptura;

$\hat{\theta}$ é a estimativa da proporção de animais com marcas de longa-duração na população, obtida através da média aritmética da proporção de animais marcados estimada para cada grupo durante cada experimento.

A variância de $\hat{N}_T$ foi calculada pelo “método delta” (Seber, 1982) como sendo

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

onde,

n é o número total de animais a partir do qual ($\hat{\theta}$) foi estimado;

$\hat{\theta}$ é a proporção de animais marcados na população;

O coeficiente de variação para o tamanho total da população $CV(\hat{N}_T)$ pode ser expresso como CV s de $\hat{N}$ e $\hat{\theta}$:

$$CV(N_T) = \sqrt{(CV(\hat{N}))^2 + (CV(\hat{\theta}))^2}$$

Burnham *et al.* (1987) recomendam a aproximação log-normal para a construção dos intervalos de confiança, uma vez que intervalos de confiança padrão (i.e., através de

aproximação normal) podem resultar em limites abaixo de zero. Assim, o limite inferior do intervalo de confiança é dado por $\hat{N}_l = \hat{N}/r$ e o limite superior por $\hat{N}_s = \hat{N} \times r$. Para um intervalo de 95%, r é calculado como:

$$r = \exp\{1,96\sqrt{\ln(1 + (CV(\hat{N}_T))^2)}\}$$

onde $((1 + (CV(\hat{N}_T))^2)$ é uma aproximação da $\text{var}(\ln \hat{N}_T)$.

Sazonalidade Reprodutiva

A sazonalidade reprodutiva foi investigada a partir da estimativa da data de nascimento de filhotes de fêmeas que possuíam marcas de longa duração na nadadeira dorsal. Utilizaram-se dados coletados sistematicamente entre dezembro de 2004 e março de 2008 para este propósito. O mês de nascimento dos filhotes foi estimado a partir do ponto médio entre a data da última vez em que a mãe foi fotografada sem o filhote e a data da primeira avistagem da mãe com o filhote, somente quando esse intervalo de tempo não excedesse 45 dias. Caso contrário, a data de nascimento estimada não foi incluída nas análises. Porém, para fêmeas que foram avistadas com filhotes que apresentassem características de recém-nascidos (e.g., dobras fetais, nadadeira dorsal flexível) e que seu último registro sem filhote fosse superior a 45 dias, o mês de nascimento foi considerado o mês da primeira avistagem da mãe com seu filhote. As estações do ano foram definidas como segue: primavera (outubro-dezembro), verão (janeiro-março), outono (abril-junho) e inverno (julho-setembro).

Intervalos de Nascimento e Fecundidade

O intervalo entre sucessivos nascimentos fornece uma medida da taxa de produção de filhotes na população (Olesiuk *et al.*, 1990). É possível calcular os intervalos de nascimentos (IN) quando o histórico reprodutivo de fêmeas conhecidas na população é registrado ao longo do tempo. Neste trabalho intervalos de nascimentos foram estimados a partir do histórico reprodutivo de fêmeas possuindo marcas de longa duração evidentes. Para estimar os intervalos de nascimento, dados de foto-identificação coletados sistematicamente entre dezembro de 2004 e março de 2008 foram utilizados, assim como dados oriundos de saídas oportunísticas realizadas entre 2002 e 2004. O intervalo de nascimento foi calculado para cada fêmea marcada através do número de anos entre sucessivos registros de nascimentos.

Em dinâmica populacional, entende-se por fecundidade o número de descendentes fêmeas produzidos por fêmeas em um determinado período. Duas técnicas foram utilizadas para a estimativa da fecundidade. A primeira consistiu em utilizar a foto-identificação para estimar o número mínimo de fêmeas maduras na população para os anos de 2005-2007. Considerou-se como madura toda fêmea com marcas de longa duração que durante o período de estudo foi registrada como mãe de filhotes. Além disso, também utilizou-se o histórico de dados de foto-identificação de trabalhos realizados no estuário da Lagoa dos Patos entre o período de 1976-2004 pelo Laboratório de Tartarugas e Mamíferos Marinhos – FURG. Assim, indivíduos fotografados entre 2005-2007 que não foram observados com filhotes, mas que em períodos anteriores haviam sido registrados como sendo “mães” foram incluídos na

população de fêmeas maduras para os anos em que foram fotografadas. Assim a fecundidade foi estimada como

$$\hat{F}_1 = \left(\frac{N_{\text{filhotes}}}{fm} \right) \div 2 \quad \text{onde,}$$

$\hat{F}_1$ é a estimativa da fecundidade anual da população;

fm é o número mínimo de fêmeas maduras na população em um determinado ano;

N_{filhotes} é o número total de filhotes produzidos em um determinado ano;

A segunda técnica empregada representa uma forma indireta de se calcular a fecundidade. A taxa anual de prenhes (TAP) representa a fração de fêmeas maduras prenhas na população, dividido pelo tempo de gestação (Perrin & Reilly, 1984), a qual é considerado como aproximadamente 1 ano para *T. truncatus* (Schroeder, 1990). Logo, uma forma aproximada de se obter a TAP é através da recíproca do intervalo de nascimento. Assumindo-se uma proporção sexual de 1:1 ao nascer, o qual é padrão para os vertebrados superiores (Caughley, 1977), divide-se TAP por dois para se obter a fecundidade. Assim, a fecundidade foi calculada como

$$\hat{F}_2 = \frac{1}{\hat{IN} \times 2}$$

onde,

$\hat{F}_2$ é a estimativa da fecundidade média da população;

$\hat{IN}$ é a estimativa média do intervalo de nascimento da população.

Taxa Bruta de Reprodução Anual (TBRA)

Existem dois tipos de taxas reprodutivas que são de interesse em avaliações populacionais: taxas brutas e taxas líquidas de reprodução anual, as quais diferem grosseiramente por levar em conta ou não a mortalidade natural anual, respectivamente (Perrin & Reilly, 1984). A dificuldade em se medir precisamente a mortalidade natural, principalmente em populações exploradas pela caça ou que sejam vítimas de capturas acidentais, restringe o uso das taxas líquidas de reprodução anual. Embora existam alguns métodos mais complexos e que, em teoria, seriam ideais para estimar as taxas brutas (e.g., modelos idade-específicos que levam em consideração a probabilidade de uma fêmea de idade x ter filhote a cada período de tempo e a proporção de fêmeas maduras de idade x que compõe a população, Keyfitz, 1977), neste trabalho a taxa bruta de reprodução anual foi calculada como:

$$TBRA = \frac{N_F}{\hat{N}_T}$$

onde,

TBRA é a estimativa da taxa bruta de reprodução anual;

N_F é o número de filhotes nascido durante um ano;

$\hat{N}_T$ é o tamanho estimado da população.

Os nascimentos na população foram contabilizados anualmente através da identificação individual das fêmeas com filhotes recém-nascidos durante a estação reprodutiva de cada ano. Marcas temporárias (e.g. arranhões) também foram utilizadas para auxiliar na identificação de fêmeas que não possuíam marca de longa duração.

Resultados

Foto-identificação

Entre dezembro de 2004 e março de 2008 foram realizadas 69 saídas de campo para foto-identificar os botos no estuário da Lagoa dos Patos, totalizando 470 horas e 41 minutos de esforço amostral. O número de saídas variou entre os meses a cada ano (Tabela 2.1). Em alguns meses não foi possível realizar saídas devido às condições ambientais adversas.

Tabela 2.1. Esforço de saídas de campo expresso em dias para cada mês/ano durante o período de estudo.

Ano	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ag	Set	Out	Nov	Dez	Total
2004	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
2005	1	2	2	2	-	1	-	4	3	3	3	1	22
2006	2	2	3	4	-	4	3	2	-	1	-	2	23
2007	2	1	2	2	1	2	3	-	-	2	2	2	19
2008	-	3	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4
Total	5	8	8	8	1	7	6	6	3	6	5	6	69

Os botos foram encontrados em todas as saídas e 589 grupos foram registrados (202 em 2005, 217 em 2006 e 170 em 2007). O número de botos foto-identificados por saída de campo foi muito similar entre os anos, variando de 5 a 31 (média =14,6; DP =6) em 2005, de 6 a 29 (média =16,7; DP =6,5) em 2006 e de 6 a 27 (média =18,5; DP = 6,5) em 2007 (Tabelas 2.2, 2.3 e 2.4). O tamanho de grupo variou entre 1 e 19 indivíduos (moda = 2; média = 4; DP = 3) (Figura 2.5). A composição dos grupos também variou bastante. Observaram-se indivíduos em todos os estágios de desenvolvimento (recém-nascidos, juvenis, sub-adultos e adultos). Aproximadamente 13.482 fotografias foram tiradas durante o estudo, das quais 8.489 (62,9 %) foram incluídas na categoria 1 de qualidade.

Tabela 2.2. Histórico acumulado das capturas dos botos foto-identificados em cada saída realizada durante o ano de 2005 e o esforço amostral correspondente.

Saída (t)	N Capturas (n _t)	N Recapturas (m _t)	N Novos Marcados (u _t)	N total identificado (M _t)	Esforço (h:min)
1	14	0	14	14	7:25
2	10	4	6	20	5:40
3	11	7	4	24	6:14
4	5	5	0	24	2:15
5	8	5	3	27	6:10
6	17	10	7	34	8:38
7	17	13	4	38	8:40
8	10	10	0	38	7:15
9	14	11	3	41	7:06
10	14	12	2	43	6:00
11	19	17	2	45	7:34
12	16	11	2	47	8:20
13	31	29	2	49	7:43
14	15	15	0	49	6:45
15	12	12	0	49	8:35
16	7	6	1	50	5:08
17	14	13	1	51	9:26
18	26	26	0	51	8:11
19	11	11	0	51	8:20
20	15	15	0	51	8:14
21	22	20	2	53	6:28
22	13	13	0	53	7:50
Total	321	265	53	53	157:57

Tabela 2.3. Histórico acumulado das capturas dos botos foto-identificados em cada saída realizada durante o ano de 2006 e o esforço amostral correspondente.

Saída (t)	N Capturas (n _t)	N Recapturas (m _t)	N Novos Marcados (u _t)	N total identificado (M _t)	Esforço (h:min)
23	11	0	11	11	5:39
24	19	7	12	23	9:25
25	13	7	6	29	5:56
26	6	5	1	30	7:00
27	24	18	6	36	8:58
28	22	17	5	41	9:45
29	8	7	1	42	5:20
30	24	21	3	45	8:40
31	17	14	3	48	9:39
32	8	6	2	50	7:11
33	11	11	0	50	7:00
34	11	10	1	51	6:30
35	18	16	2	53	8:04
36	24	23	1	54	7:07
37	17	17	0	54	5:47
38	15	14	1	55	7:27
39	14	14	0	55	5:20
40	12	12	0	55	6:58
41	29	28	1	56	8:06
42	20	19	1	57	8:31
43	20	20	0	57	5:57
44	23	23	0	57	8:48
45	8	8	0	57	9:27
Total	374	317	57	57	172:35

Tabela 2.4. Histórico acumulado das capturas dos botos foto-identificados em cada saída realizada durante o ano de 2007 e o esforço amostral correspondente.

Saída (t)	N Capturas (n_t)	N Recapturas (m_t)	N Novos Marcados (u_t)	N total identificado (M_t)	Esforço (h:min)
46	20	0	20	20	7:33
47	27	11	16	36	9:27
48	19	13	6	42	9:10
49	27	25	4	46	10:12
50	25	22	2	48	8:35
51	25	25	3	51	8:22
52	23	23	0	51	6:57
53	7	7	0	51	3:04
54	18	18	0	51	8:05
55	23	19	4	55	7:57
56	7	7	0	55	8:00
57	18	13	5	60	5:39
58	14	14	0	60	7:35
59	16	16	0	60	4:15
60	20	19	1	61	6:56
61	24	24	0	61	8:52
62	14	13	1	62	6:46
63	6	6	0	62	4:59
64	18	18	0	62	7:45
Total	351	293	62	62	140:09

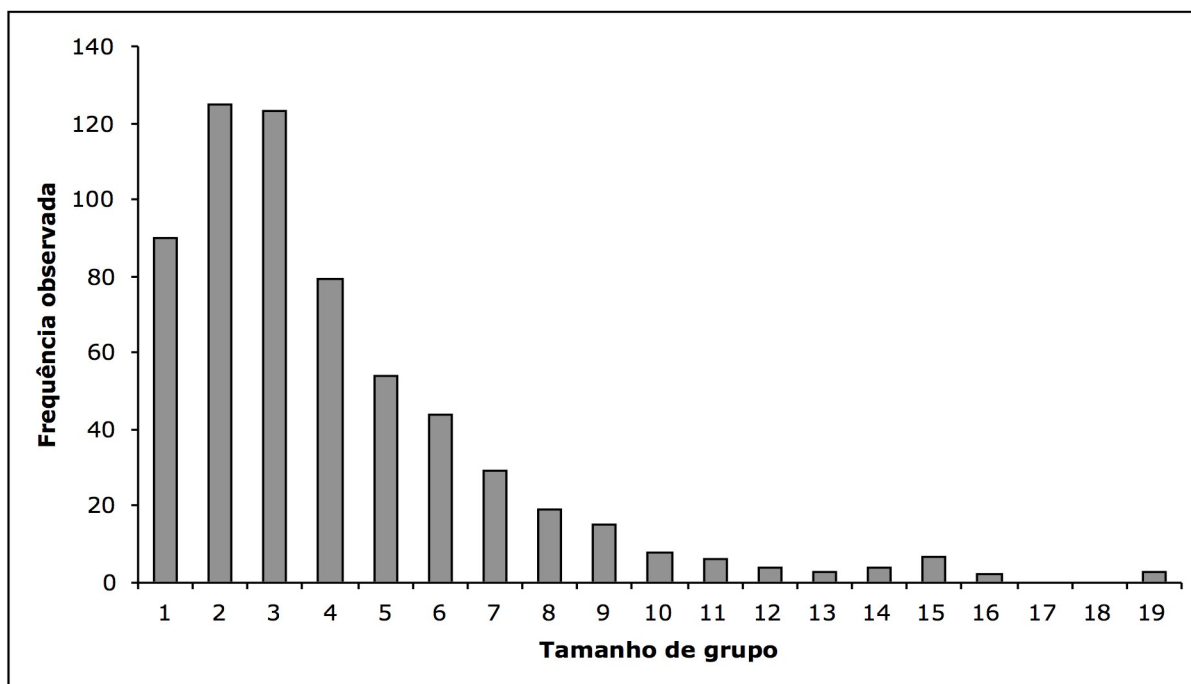


Figura 2.5. Distribuição de frequência de tamanho de grupo dos botos entre 2005-2007.

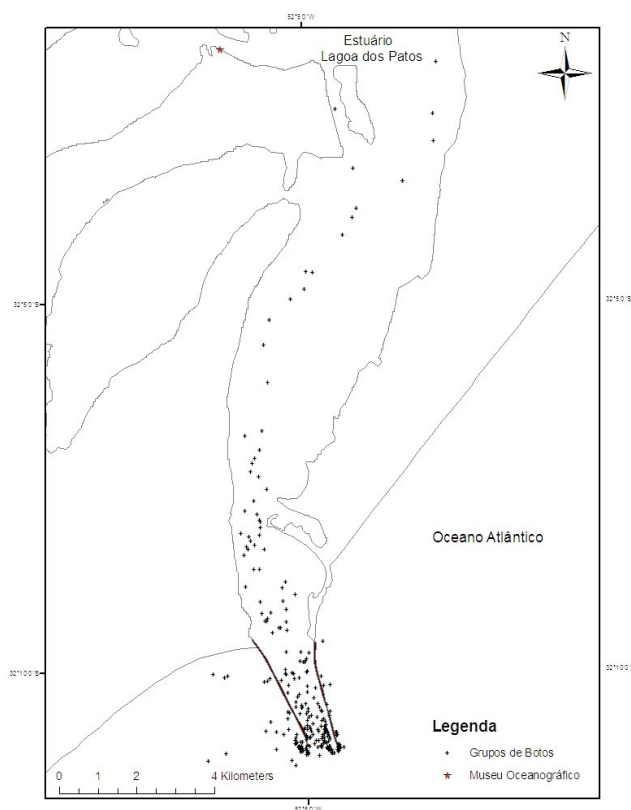


Figura 2.6. Distribuição dos grupos de botos observados ao longo do período de estudo no estuário da Lagoa dos Patos.

Embora em algumas ocasiões os botos tenham sido avistados adentrando o estuário, os encontros foram concentrados próximos à boca do estuário (Figura 2.6).

Entre 2005 e 2007, 66 botos foram foto-identificados, sendo 53 em 2005, 57 em 2006 e 62 em 2007. Durante 2006-2007 treze indivíduos foram adicionados ao catálogo (seis em 2006 e sete em 2007). Destes, a maioria

(76,9%; $n=10$) já vinha sendo

identificado através de riscos e arranhões na dorsal desde 2005 e acabaram ganhando marca de longa duração de um ano para o outro. Apenas 3 possuíam a nadadeira dorsal muito marcada e nunca haviam sido fotografados no estuário. Não há evidências de que estes botos ganharam marca nova durante o experimento, pois suas marcas não eram marcas frescas. Dois foram fotografados em apenas uma ocasião e o outro em apenas duas (uma em 2006 e outra em 2007).

O número de ocasiões em que cada boto “marcado” foi “capturado” durante todo o período de estudo (somando todas as saídas, $n=64$) variou entre 1-36 vezes (média =16,7; D.P =9,8) (Figura 2.7). Apenas quatro indivíduos (6%) dos 66 “marcados” foram

fotografados somente uma vez na área de estudo. As taxas de re-avistagens [*i.e.* o número de botos foto-identificados no tempo (*t*) e que foram fotografados novamente no tempo (*t*+1)] foram altas entre 2005 e 2006 (n=51; 96,2%), 2006 e 2007 (n=56; 98,2%) e 2005 e 2007 (n=50; 94,3%).

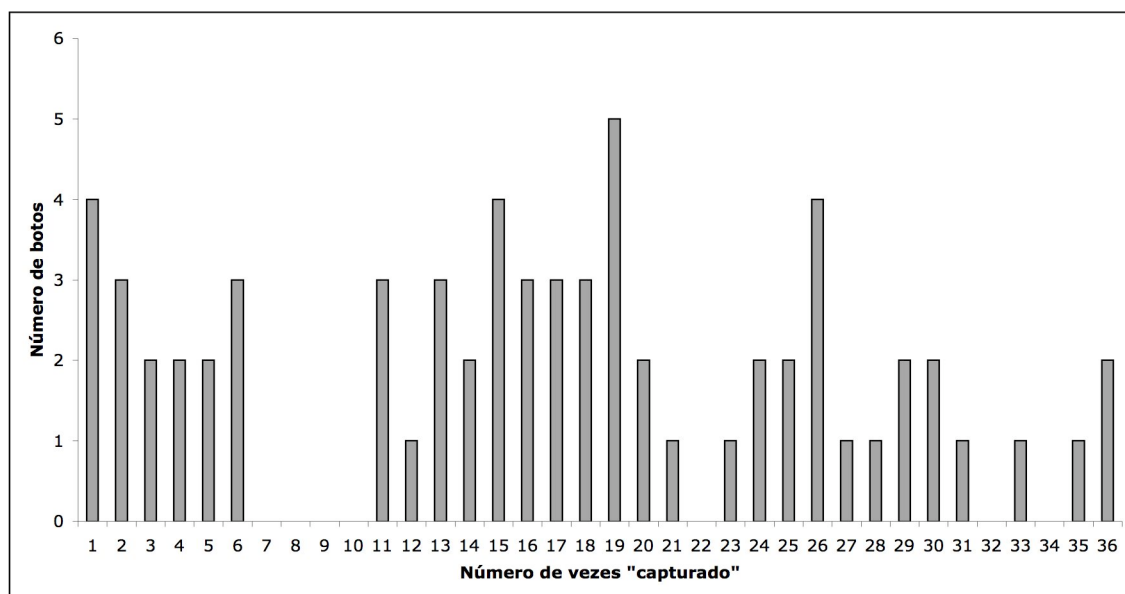


Figura 2.7. Frequências das avistagens dos botos foto-identificados durante as saídas de campo realizadas entre 2005-2007 (n=64).

Estimativas de Abundância

Estimativas do número de animais marcados na população

As estimativas do número de animais marcados $\hat{N}$ na população para os modelos M_{th} e Chapman estão mostrados nas Tabelas 2.5 e 2.6, respectivamente. A partir dos resultados alcançados observa-se que as estimativas foram muito similares entre os anos e entre os dois modelos utilizados. Para todas as estimativas, o modelo M_{th} forneceu intervalos de confiança mais amplos e nunca abaixo do número mínimo de botos foto-identificados. O estimador de Chapman, exceto pela estimativa de 2007, forneceu o limite inferior dos seus intervalos de confiança abaixo do número mínimo de animais

foto-identificados nos experimentos, o que indica que o método empregado para a construção do intervalo de confiança para este modelo é inadequado.

Tabela 2.5. Resultados do programa *Capture* para as estimativas do número de animais marcados na população de botos, *Tursiops truncatus*, do estuário da Lagoa dos Patos.

Ano	Ocasões	M_{t+1}	Modelo	$\hat{N}$	IC (95%)	$\bar{p}$	EP ($\hat{N}$)	CV ($\hat{N}$)
2005	18	53	M_{th}	56	54-64	0,27	2,36	0,0422
2006	18	57	M_{th}	59	58-67	0,29	2,03	0,0345
2007	18	62	M_{th}	66	64-76	0,29	2,85	0,0432

M_{t+1} = número total de animais distintos marcados durante o experimento; ($\hat{N}$)= estimativa do número de botos marcados na população; IC (95%)= intervalo de confiança de 95% para as estimativas; $\bar{p}$ = probabilidade média de captura dos animais; EP ($\hat{N}$)= erro padrão; CV ($\hat{N}$)= coeficiente de variação.

Tabela 2.6. Resultados das estimativas do número de animais marcados na população ($\hat{N}$) de botos, *Tursiops truncatus*, do estuário da Lagoa dos Patos a partir das modificações de Chapman para o estimador de Petersen.

Ano	Ocasões	M_{t+1}	n_1	n_2	m_2	$\hat{N}$	IC (95%)	EP ($\hat{N}$)	CV($\hat{N}$)
2005	18	53	48	45	40	54	52-56	1,13	0,0421
2006	18	57	53	51	47	57	55-59	0,77	0,0344
2007	18	62	51	54	43	65	62-68	1,69	0,0431

M_{t+1} = número total de animais distintos marcados durante o experimento; n_1 = número de animais marcados na primeira ocasião; n_2 = número de animais marcados na segunda ocasião; m_2 = número de animais recapturados na segunda ocasião; IC (95%)= intervalo de confiança de 95% para as estimativas; Var ($\hat{N}$)= variância; EP ($\hat{N}$)= erro padrão; CV ($\hat{N}$)= coeficiente de variação.

As curvas de descobrimento dos indivíduos com marcas de longa apresentaram padrões muito similares, com a taxa de identificação de novos botos diminuindo a cada saída, representada pelo grau de inclinação da curva (Figura 2.8). Durante cada ano, o platô (definido como o ponto onde se observou 95% de todos botos foto-identificados para cada período) foi alcançado entre a 12^a e a 16^a saída de campo. Os padrões (ou a tendência à estabilidade) das curvas de descobrimento sugerem que a população se manteve fechada durante as estimativas de abundância realizadas.

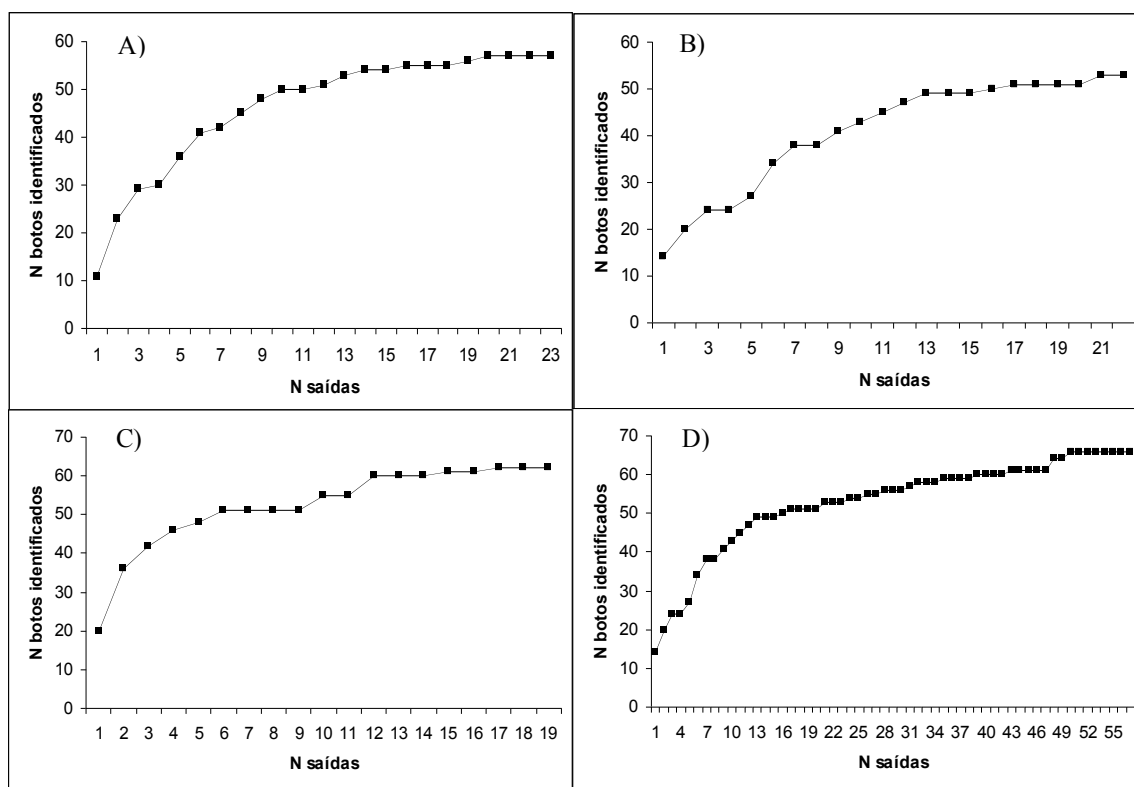


Figura 2.8. Curvas cumulativas de descobrimento dos botos, *Tursiops truncatus*, foto-identificados anualmente no estuário da Lagoa dos Patos através de suas marcas naturais de longa duração. (A) 2005; (B) 2006; (C) 2007; (D) todo período de estudo (2005-2007).

Estimativas do tamanho total da população

A estimativa da proporção de animais possuindo marcas de longa duração na população ($\hat{\theta}$) variou entre 62% e 74%, dependendo do período para o qual foi estimada. A proporção de animais marcados aumentou ao longo do estudo (Tabela 2.7).

Tabela 2.7. Estimativa da proporção de botos, *Tursiops truncatus*, possuindo marcas de longa duração na população do estuário da Lagoa dos Patos.

Ano	n	$\hat{\theta}$	EP($\hat{\theta}$)
2005	516	0,6208	0,01
2006	626	0,6688	0,02
2007	537	0,7444	0,03

n = número de indivíduos a partir do qual θ foi estimado; $\hat{\theta}$ = estimativa da proporção de botos marcados na população; $\text{Var}(\hat{N})$ = variância; EP($\hat{N}$) = erro padrão.

A estimativa do tamanho total da população que utiliza a área de estudo, levando em consideração a proporção de indivíduos marcados, foi muito similar entre os anos e entre os estimadores, não ultrapassando 89 indivíduos (Tabela 2.8). O tamanho populacional máximo estimado foi de 88 botos (95% IC =81-95) para o ano de 2006. Mesmo assumindo o limite superior do intervalo de confiança para o ano de 2006, o qual representa a maior estimativa, o tamanho populacional não ultrapassa 97 indivíduos.

Tabela 2.8. Resultados das estimativas de abundância ($\hat{N}_T$) para os anos de 2005-2007. As estimativas de animais com marcas de longa duração ($\hat{N}$), estimados pelos modelos de Chapman e Mth, e da proporção de animais marcados na população ($\hat{\theta}$) também são mostrados na tabela.

	Estimador	$\hat{N}$	EP ($\hat{N}$)	CV	IC (95%)	$\hat{\theta}$	($\hat{N}_T$)	CV ($\hat{N}_T$)	IC (95%)
2005	Chapman	54	1,13	0,0209	52-56	0,6208	87	0,0487	79-96
	Mth	54	1,33	0,0246	54-61	0,6208	87	0,0488	79-95
2006	Chapman	57	0,77	0,0356	55-59	0,6688	85	0,0518	77-94
	Mth	59	2,03	0,0346	58-67	0,6688	88	0,0519	79-97
2007	Chapman	65	1,69	2,60	62-68	0,7444	87	0,0487	79-96
	Mth	66	2,85	2,61	64-76	0,7444	89	0,0473	81-98

$EP(\hat{N})$ = Erro padrão da estimativa do número de animais marcados na população; CV(%) = coeficiente de variação; IC (95%) = intervalo de confiança de 95% para as estimativas.

Sazonalidade Reprodutiva

Foi possível estimar a data de nascimento para 15 neonatos a partir de 14 fêmeas (a data de nascimento foi estimada para dois neonatos da fêmea LP007). Oito nascimentos tiveram sua data estimada a partir do ponto médio entre a última avistagem da fêmea sem o filhote e a primeira avistagem com filhote. O número médio de dias entre as sucessivas avistagens foi 30 (DP= 12 dias). Sete nascimentos foram estimados pela data da primeira avistagem da mãe com o neonato. Foi encontrada uma distribuição uni-

modal nos nascimentos da população do estuário da Lagoa dos Patos, ocorrendo entre os meses de novembro e abril (Figura 2.9). Contudo, a maioria dos nascimentos (80%, n=12) ocorreu entre o final da primavera (dezembro) e meados do verão (janeiro/fevereiro). A fêmea LP007 teve o nascimento de ambos os neonatos estimado para o mês de dezembro (um em 2005 e outro em 2007).

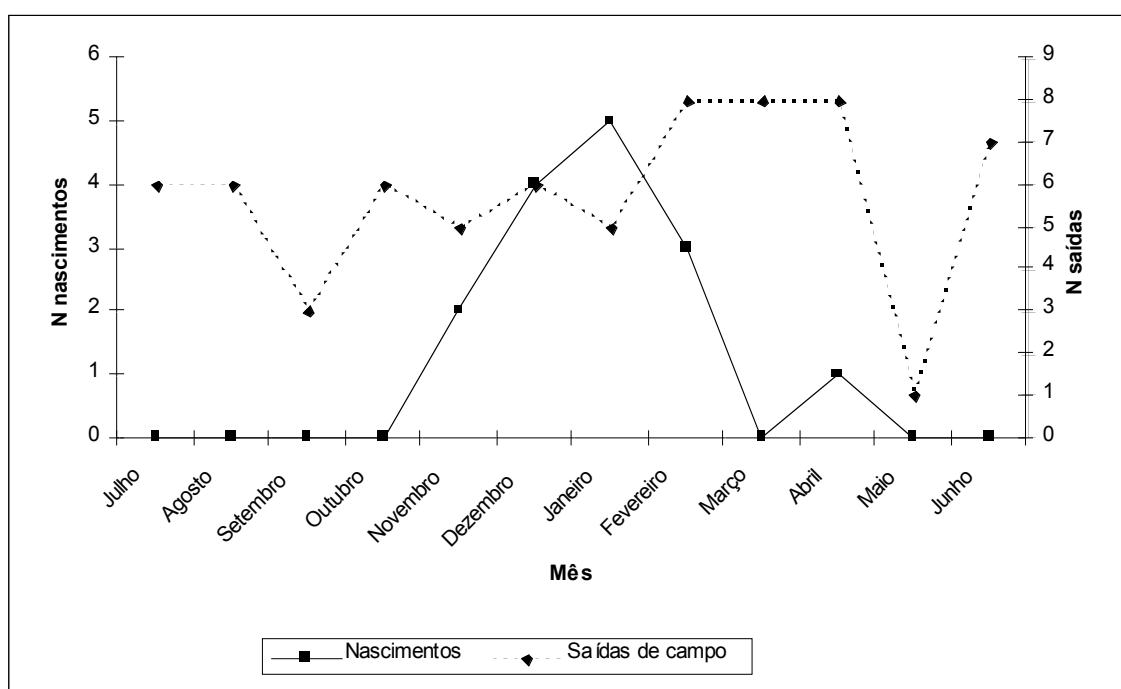


Figura 2.9. Sazonalidade reprodutiva da população de botos, *Tursiops truncatus*, no estuário da Lagoa dos Patos. A sazonalidade está representada pelo número absoluto de nascimentos estimados para cada mês com o esforço amostral correspondente (representado pelo número de saídas/mês).

Intervalos de Nascimento e Fecundidade

Foi possível estimar o intervalo de nascimento para nove fêmeas foto-identificadas, totalizando o registro de 13 intervalos de nascimentos (Figura 2.10, Tabela 2.9). Para uma das fêmeas, LP009, registrou-se o nascimento de quatro filhotes (três intervalos de nascimento) enquanto que para as outras apenas um intervalo de nascimento foi registrado. O intervalo de nascimento variou de 1 a 4 anos (média=2,3; DP= 0,94). Duas fêmeas, LP009 e LP047 tiveram filhotes em anos consecutivos.

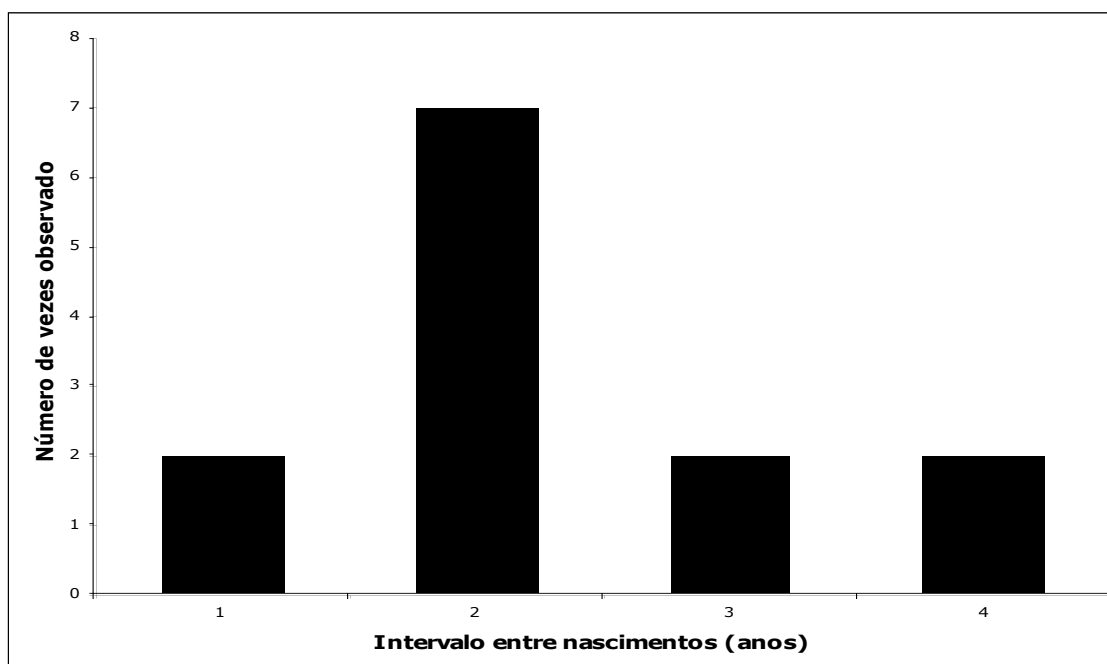


Figura 2.10. Intervalos de nascimento estimados para a população de botos, *Tursiops truncatus*, no estuário da Lagoa dos Patos.

Tabela 2.9. Histórico reprodutivo das fêmeas possuindo marcas de longa duração utilizadas no cálculo dos intervalos de nascimentos da população de botos, *Tursiops truncatus*, no estuário da Lagoa dos Patos. X= ano de nascimento do filhote; IN = intervalo de nascimento (número de anos entre sucessivos nascimentos registrados para uma determinada fêmea; * assinala os anos em que as mães foram avistadas com seus filhotes; ND= informação não disponível; - assinala os anos em que as mães foram avistadas sem os filhotes; () é utilizado para referir-se a sucessivos intervalos de nascimento estimados para uma mesma fêmea; DP= desvio padrão).

Identificação	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	IN (anos)
LP007				x		x		2
LP008			x		x			2
LP009	x		x		x	x		(2) (2) (1)
LP023			x			x		3
LP028		x		x				2
LP031			x		x		x	(2)(2)
LP042				x			x	3
LP043			x				x	4
LP047				x	x			1
LP056			x				x	4
Média								2,3
DP								0,94

No total estimou-se que, no mínimo, 23 fêmeas maduras compunham a população em estudo no ano de 2005 e 26 em 2006 e 2007. A fecundidade média estimada levando em consideração estas estimativas foi de 0,13 (13%) (Tabela 2.10). A partir da média

estimada para o intervalo de nascimento, calculou-se que a taxa de prenhes da população seria de aproximadamente 0,43 e a taxa de fecundidade 0,22.

Tabela 2.10. Resumo das taxas reprodutivas da população de botos, *Tursiops truncatus*, do estuário da Lagoa dos Patos. TBRA é o número de nascimentos registrados pelo tamanho populacional estimado. Fecundidade é o número de filhotes fêmeas pelo número de fêmeas maduras estimadas na população. Fecundidade* foi calculada através da recíproca do intervalo de nascimento estimado dividido por dois (assumindo razão sexual de 1:1 ao nascer).

	2005	2006	2007	Média	DP
Estimativa populacional	87	88	87		
Número total de nascimentos	7	7	6	6,6	0,57
TBRA	0,08	0,08	0,07	0,07	0,01
Número mínimo de Fêmeas maduras	23	26	26		
Fecundidade	0,15	0,13	0,11	0,13	0,02
Fecundidade*	-	-	-	0,22	-

Taxas Brutas de Reprodução Anual (TBRA)

Vinte neonatos foram observados durante o período de estudo (2005-2007). O número de filhotes produzidos foi muito similar entre os anos. Sete nascimentos foram registrados entre 2005-2006 e seis em 2007, resultando em uma taxa bruta de reprodução anual média estimada em 0,07 (7%) (Tabela 2.10).

Discussão

Estimativas de abundância

Os resultados deste trabalho são muito similares aos de Dalla Rosa (1999), o qual estimou a população em torno de 83 botos (IC 95%= 78-88) (modelo Mth) e 82 botos (IC 95%= 79-84; modelo de Petersen, modificação de Chapman) para o ano de 1998, confirmando que a população de botos que habita o estuário da Lagoa dos Patos é pequena. Os baixos coeficientes de variação demonstraram que as estimativas foram precisas. Além disso, a similaridade dos resultados obtidos a partir dos dois diferentes estimadores reforçam a robustez da estimativa do tamanho real da população (Seber, 1982). Encontram-se também dentro da amplitude de valores registrados para populações costeiras de *T. truncatus* em diversas localidades no mundo (e.g. 66 indivíduos em Doubtful Sound, Nova Zelândia: Haase & Schneider, 2001; 129 indivíduos em Moray Firth, Escócia: Wilson *et al.*, 1999; 100 indivíduos, Sarasota, Flórida: Wells & Scott, 1990; 286 indivíduos, Sanibel: Shane, 1987), o que confirma o padrão de distribuição da espécie nessas regiões caracterizada pela formação de pequenas populações (ou sub-populações) associadas a rios, estuários, baías e fiordes.

Espécies costeiras com altos graus de residência são vulneráveis ao declínio populacional devido principalmente à perda e degradação do habitat, particularmente quando essas espécies ocupam habitats relativamente restritos (Warkentin & Hernandez, 1996). À medida que o tamanho populacional decresce, o risco de extinção aumenta devido à perda de diversidade genética causada pelo endocruzamento, assim como devido a efeitos estocásticos ambientais e demográficos (e.g. Caughley & Gunn, 1996; Fowler & Baker, 1991). Análises de viabilidade populacional de espécies

costeiras bem estudadas (*T. truncatus* e *Cephalorhynchus hectori*) indicam que populações constituídas por menos de 100 animais possuem altas probabilidades de extinção mesmo quando as taxas de mortalidade não-natural são baixas (Thompson *et al.*, 2000; Burkhart & Slooten, 2003; Slooten, 2007).

Devido às altas taxas de mortalidade detectadas entre 2002 e 2005 esperar-se-ia um declínio no tamanho da população entre 1998 (o ano da primeira estimativa de abundância – ver Dalla Rosa, 1999) e 2005. Porém, a similaridade encontrada entre as estimativas de abundância deste trabalho com os resultados obtidos em 1998 (Dalla Rosa, 1999) sugere que este declínio não ocorreu e que a população encontra-se estável. Wilson *et al.* (1999), através de simulações, estimou em 15 anos o tempo necessário para se detectar um declínio populacional através de estimativas de abundâncias realizadas a cada cinco anos em uma população que sofra uma taxa anual de 5% de declínio. Assumindo que a mortalidade por pesca tenha afetado a população apenas durante 4 dos 7 anos (capítulo I) que separam as duas primeiras estimativas de abundância (1998/2005), o declínio seria detectado apenas caso a taxa anual de declínio fosse alta.

As premissas dos modelos de marcação-recaptura parecem ter sido satisfeitas neste trabalho. A curva cumulativa de descobrimento tem sido muito utilizada como critério para inferir fechamento populacional (e.g., Willians *et al.*, 1993; Dalla Rosa, 1999; Wilson *et al.*, 1999) e calcular taxas de imigração (Wells, 1986). As altas taxas de recaptura anuais e interanuais (variando de 94,3 a 98,2%) somadas aos padrões das curvas cumulativas de descobrimento de animais foto-identificados para cada período,

sugerem fortemente que a população manteve-se fechada durante o estudo (premissa 1). Além disso, pode-se justificar a validade do fechamento populacional pela seleção de períodos de tempo relativamente curtos para as saídas de campo e evitando os períodos de nascimentos, que se sobrepõe com a maior ocorrência de mortalidade da espécie na área de estudo (ver capítulo 1).

A premissa 2, que assume igual probabilidade de captura entre ocasiões e indivíduos dificilmente é satisfeita em estudo de populações animais (*e.g.* Otis *et al.*, 1978; Hammond *et al.*, 1990). Ao utilizar o modelo M_{th} , o qual leva em consideração essas variações temporais e individuais, e o modelo de Chapman (sem reposição), o qual tende a diminuir os efeitos causados pela heterogeneidade individual (Calambokidis *et al.*, 1990), é possível relaxar o cumprimento desta premissa. Link (2003) demonstrou que o uso de diferentes modelos que se ajustam igualmente bem aos dados pode levar a estimativas de abundância muito diferentes quando as probabilidades de captura são baixas. As altas probabilidades médias de captura encontradas neste estudo indicam que não se corre este risco no presente estudo.

Violação da premissa de que as marcas não são perdidas durante o experimento (premissa 3) leva a super-estimação do tamanho populacional. A perda de marca pode ser devido a aquisição de uma nova marca durante o experimento, descaracterizando a marca antiga. A alta taxa de re-avistagens dos indivíduos marcados sugere que ao considerar como marcados apenas indivíduos possuindo marcas conspícuas de longa duração a premissa 3 foi cumprida.

Identificações incorretas (premissa 4) podem ocorrer caso marcas muito sutis e/ou fotografias de baixa qualidade sejam utilizadas. De acordo com Stevick *et al.* (2001), os vieses introduzidos por identificações incorretas podem ser reduzidos removendo fotografias de baixa qualidade. Os autores também ressaltam que a qualidade fotográfica é o determinante mais importante nas taxas de erros de identificações. Utilizando somente fotos de boa ou excelente qualidade, indivíduos com marcas de longa duração proeminentes e saídas de campo concentradas em um curto espaço de tempo, a probabilidade de violar as premissas 3 e 4 foi reduzida. A utilização da fotografia para o reconhecimento individual garante o cumprimento da premissa 5.

A análise de grupos grandes para estimar θ pode ser problemática, a medida em que o número de indivíduos “não marcados” aumenta no grupo. Eliminar grupos grandes apenas quando o número de indivíduos não marcados fosse alto introduziria um viés na sua estimativa, aumentando a proporção de marcados e sub-estimando o tamanho populacional. Por isso optou-se pela exclusão de grupos contendo mais de 7 indivíduos. A frequência observada de grupos com mais de sete botos foi baixa (7,8% do total de grupos amostrados), sendo o tamanho médio de grupo estimado em 3,8 botos (DP= 2,6).

Sazonalidade reprodutiva

A estimativa da data de nascimentos a partir de foto-identificação parece ser o método mais confiável para determinar a sazonalidade reprodutiva em populações selvagens de cetáceos e tem sido aplicada com sucesso para estimar o intervalo de nascimento para

algumas espécies (e.g., Baker *et al.*, 1987; Olesiuk *et al.*, 1990; Herzing, 1997; Santos *et al.*, 2001; Haase & Schneider, 2001; Thayer *et al.*, 2003).

Sazonalidade reprodutiva bem definida já foi descrito para muitas outras populações de odontocetos (e.g. *Phocoena phocoena*, Read, 1990; *Delphinus delphis*, Westgate & Read, 2007; *Pontoporia blainvillei*, Danilewicz, 2003; população costeira de *Sousa chinensis* na África do Sul, Karczmarski, 1999). No geral, *T. truncatus* parece não seguir um padrão na reprodução determinado pela latitude ou temperatura, mas sim por adaptações as condições locais dos ambientes (Urian *et al.*, 1996). Embora alguns autores tenham descrito para muitas populações de *T. truncatus* uma sazonalidade reprodutiva bem marcada, com os nascimentos ocorrendo durante o final da primavera e verão (e.g., população de Sarasota, Wells *et al.*, 1987; Doubtfull; Sound-Nova Zelândia, Haase & Schneider, 2001; Carolina do Norte, Thayer *et al.*, 2003) uma distribuição bi-modal nos nascimentos parece ocorrer em algumas populações de latitudes semelhantes (Urian *et al.*, 1996), embora os métodos de amostragens (avistagens de animais em vida livre *versus* encalhes de neonatos e crescimento fetal) possam influenciar nestas diferenças (Mann *et al.*, 2000). Os nascimentos na população de botos que habita o estuário da Lagoa dos Patos são claramente sazonais, uni-modal, ocorrendo em um curto período de tempo (quatro meses) entre final da primavera e verão. Esse padrão coincide com um aumento na frequência de comportamento social observado durante os meses de verão na área de estudo (Mattos, 2003).

A reprodução sazonal é pronunciada em muitas espécies de pequenos odontocetos (Barlow, 1984). Padrões pronunciados são mais evidentes em espécies que ocorrem em

altas latitudes e parecem estar intimamente relacionados a alguns fatores ambientais (e.g. temperatura da água e disponibilidade de recursos), tornando-se mais acentuados quando as diferenças sazonais nestes fatores aumentam (Wells *et al.*, 1987; Cockcroft & Ross, 1990; Read, 1990). Possivelmente a sazonalidade na reprodução seja resultado de uma interação de fatores cujo resultado final seja um aumento na sobrevivência dos filhotes. Latitude, foto-período, temperatura, diferenças sazonais na disponibilidade e qualidade de presa e pressão imposta pela ação de predadores têm sido descritos na literatura como os principais prováveis fatores determinantes na sincronia e sazonalidade na reprodução (e.g. Rutberg, 1987; Bronson, 1989). A sazonalidade reprodutiva bem marcada da população de botos do estuário da Lagoa dos Patos parece ser delineada por dois fatores principais: temperatura da água e variação sazonal na disponibilidade de presas. A temperatura da água na área de estudo varia consideravelmente o longo do ano, com a temperatura mínima oscilando entre 10°C e 12°C no inverno e a máxima entre 24°C e 25°C durante o verão (Laboratório de Mamíferos Marinhos-FURG, dados não publicados). A maioria das espécies de peixes que utilizam as zonas rasas dos estuários do Rio Grande do Sul e que são presas dos botos tem seu pico de reprodução e abundância associado aos meses de primavera e verão (Sinque & Muelbert, 1998; Vieira *et al.*, 1998) havendo uma redução drástica na abundância durante o inverno (Ramos & Vieira, 2001). Sabe-se que a demanda nutritiva das mães é maior durante o final da gestação e no início da lactação, portanto a época de nascimento deve maximizar a oportunidade da fêmea de explorar níveis ótimos de recursos durante este período (e.g. Rutberg, 1987; Gaillard *et al.*, 1993). O custo energético de manter a temperatura corporal é menor durante os meses quentes, exigindo menor gasto energético do neonato e aumentando as suas chances de

sobrevivência. Isto parece corroborar com a hipótese de que os neonatos podem aumentar sua sobrevivência caso nasçam quando a temperatura da água é quente e a disponibilidade de recursos é adequada para as mães lactantes (Wells *et al.*, 1987; Mann *et al.*, 2000). Reforça esta teoria o fato de que a toninha, *Pontoporia blainvillei*, uma espécie simpátrica, no Rio Grande do Sul, segue um padrão muito similar ao dos botos na sazonalidade reprodutiva, com os nascimentos ocorrendo entre outubro e fevereiro (Danilewicz, 2003). Outra população dessa mesma espécie que habita as águas costeiras do Rio de Janeiro e Espírito Santo se reproduzem o ano todo (Di Benedetto & Ramos, 2001). Nesse sentido, parece que a época de nascimento bem marcada tanto dos botos quanto das toninhas no RS é, pelo menos em parte, uma resposta adaptativa a pronunciada variabilidade sazonal na temperatura da água e/ou disponibilidade das presas, como mencionado por Danilewicz (2003).

Intervalos de Nascimento e Fecundidade

A gestação tem duração aproximada de 12 meses em *T. truncatus* (Schroeder, 1990), com período de lactação variado. Estudos com botos em cativeiro reportam 18 meses de período de lactação (Tavolga, 1966; Cockcroft & Ross, 1990), enquanto estudos realizados com populações selvagens descrevem o dobro deste tempo (e.g., Wells *et al.*, 1987; Mann *et al.*, 2000; Wells, 2000). O intervalo de nascimento médio de 2,25 anos encontrados neste estudo está abaixo do valores reportados para populações selvagens de *Tursiops* sp. em outras regiões: 3 anos na costa leste da África do Sul (Cockcroft & Ross), 4,3 anos (moda= 5) na população de Sarasota, Flórida (Wells, 2000), 3,4 anos para a população na costa do Japão (Kogi *et al.*, 2004), 4,5 anos (moda= 4) para uma população em Shark Bay, Austrália (Mann *et al.*, 2000), 3,8 anos (moda= 3) para um

população estuarina em Port River, Adelaide, sul da Austrália (Steiner & Bossley, 2008) e 2,9 anos para os botos na Carolina do Norte, Estado Unidos (Thayer, 2008). Nessas populações curtos intervalos de nascimento normalmente estão associados à perda do filhote durante seu primeiro ano de vida (e.g. Grallier *et al.*, 2003). Neste estudo não foi registrada a morte de nenhum filhote das fêmeas utilizadas para estimar os intervalos de nascimento até que os mesmos completassem um ano de vida. Os filhotes foram sempre vistos ao lado das mães até que um novo filhote nascesse. Após o novo nascimento, os filhotes foram avistados ao lado das mães apenas ocasionalmente. A mesma constatação aplica-se para as duas mães que tiveram filhotes em anos consecutivos. É a primeira vez que intervalos de nascimento de 1 ano são descritos para a espécie sem haver indução reprodutiva por perda de filhote.

A taxa reprodutiva das fêmeas está muitas vezes relacionada à idade dos indivíduos (Wells, 2000). De acordo com este autor, fêmeas com idade entre 20-30 anos tendem a produzir filhotes em intervalos de tempo mais curtos, enquanto fêmeas mais jovens e mais velhas parecem apresentar intervalos reprodutivos mais longos. Embora o intervalo de nascimento médio provavelmente esteja sub-estimado devido à curta série de dados temporais utilizadas (Barlow & Clapham, 1997), é importante ressaltar que intervalos de nascimento de dois anos (58,3 % dos intervalos) parecem ser comuns na população. Esta constatação indica que algumas fêmeas tendem a investir mais energia na produção de filhotes do que no cuidado parental. Possíveis explicações podem estar relacionadas à falta de uma pressão predatória e a experiência das mães em ensinar com rapidez e eficiência aos seus filhotes os comportamentos necessários para a sua sobrevivência.

Os métodos empregados para estimar a fecundidade forneceram resultados bem diferentes. A fecundidade estimada através da recíproca do intervalo de nascimento (22%) é considerada relativamente alta para esta espécie. O intervalo de nascimento provavelmente esteja sub-estimado e a fecundidade sobre-estimada, o que pode explicar o alto valor encontrado. Contudo, a fecundidade média estimada (14%) através do número de filhotes fêmeas dividido pelo número de fêmeas maduras estimadas na população assemelha-se ao estimado para a população de botos de Sarasota (7,2%*; Wells & Scott, 1990), para a população de *Tursiops aduncus* no Japão (11,9%*; Kogi *et al.*, 2004) e para população de *Stenella frontalis* nas Bahamas (11,5%*; Herzing, 1997), as quais foram estimadas pelo mesmo método empregado neste trabalho. A estimativa do número de fêmeas maduras é mínimo, uma vez que fêmeas maduras sem filhotes não foram contabilizadas, sobre-estimando o valor encontrado. Essa diferença de valores encontrados entre os dois métodos utilizados provavelmente seja reflexo do tamanho amostral e curto período de tempo de amostragem.

Taxas Brutas de Reprodução Anual

Baseado na proporção do número de nascimentos em relação ao tamanho populacional, a média da taxa bruta de reprodução anual da população foi calculada em 7%. Este valor provavelmente esteja sub-estimado, uma vez que filhotes podem ter nascido e morrido antes mesmo de serem registrados (e.g., Wells & Scott, 1990). As taxas brutas de reprodução anuais estimadas neste trabalho estão dentro da amplitude de valores registrados para *Tursiops* sp.. Wells & Scott (1990) encontraram uma taxa reprodutiva

* Valores encontrados ao dividir por dois os valores originais disponíveis nas respectivas referências.

média de 5,5% na população de Sarasota, variando entre 1,1% e 10,4%. Wilson *et al.*, (1999) estimaram uma taxa média anual entre 5-6% para a população de botos de Morey Firth (Escócia). Haase & Schneider (2001) registraram uma taxa média de 6,9%, variando entre 4,3% e 13,8% na população de Doubtful Sound, Nova Zelândia. Outras espécies também apresentam taxas similares, como no caso da população de *T. aduncus* no Japão (entre 3-12%; média= 7%) (Kogi *et al.*, 2004) e a população de golfinhos pintado do Atlântico (*Stenella frontalis*) nas Bahamas (6-14%, média= 8%) (Herzing, 1997).

Em suma, as taxas reprodutivas variam entre as populações e dentro de uma mesma população ao longo dos anos. Embora os resultados encontrados indiquem que a população possui uma alta capacidade de reprodução, comparativamente a outras populações da mesma espécie, é necessário conhecer outros parâmetros que permitam estimar a sua taxa anual de crescimento. Este relativo elevado potencial reprodutivo pode ser reflexo de uma série de fatores ambientais atuando em conjunto. Mudanças ambientais que afetem o habitat e a disponibilidade de recursos podem diminuir a fecundidade e, conseqüentemente, a aptidão reprodutiva (Whitehead & Mann, 2000). Nesse sentido, é plausível supor que o ambiente habitado pela população do estuário da Lagoa dos Patos propicie condições ótimas de alimento e proteção contra possíveis predadores, permitindo as fêmeas otimizarem sua energia na reprodução. Outro fator possível para explicar a alta taxa reprodutiva pode estar relacionada a retirada de indivíduos da população pelas capturas acidentais. Sabe-se que muitas populações de cetáceos exibem respostas de denso-dependência à mudanças naturais na abundância, como decréscimo na idade de maturação sexual e um aumento nas suas taxas

reprodutivas à medida em que a população decresce (e.g. golfinho-listrado [*Stenella coeruleoalba*] e o golfinho- pintado-pantropical [*Stenella attenuata*], Kasuaya, 1985). Porém, a população do estuário da Lagoa dos Patos vem sendo impactada pela capturas acidentais a pouco tempo (desde 2002) e dificilmente os altos valores encontrados nas suas taxa reprodutivas sejam respostas imediatas de denso-dependência. Somente a partir de uma série maior de dados temporais será possível entender como a população responde a flutuações naturais ou antropogênicas (e.g. sobre-exploração de estoque pesqueiro) no ambiente e na retirada de indivíduos da população por causas não-naturais.

No que diz respeito à conservação, é importante lembrar que Rio Grande é a principal cidade localizada às margens do estuário da Lagoa dos Patos. Investimentos em infraestrutura e projetos de desenvolvimento que estão ocorrendo na região trarão profundas mudanças no cenário social e ambiental no futuro próximo (Tagliani *et al.*, 2003). O aumento nas atividades humanas diretamente relacionadas ao estuário da Lagoa dos Patos constroem um futuro incerto para a população de botos e alertam para a necessidade de monitorá-la sistemática e continuamente para que seja possível detectar possíveis alterações na sua dinâmica devido a tais atividades.

CAPÍTULO III

**Análise de viabilidade da população de botos,
Tursiops truncatus, do estuário da Lagoa dos
Patos, RS, Brasil.**

Resumo

Um modelo determinístico estruturado por estágios foi utilizado para investigar a dinâmica e viabilidade da população de botos, *Tursiops truncatus*, do estuário da Lagoa dos Patos perante diferentes cenários de impactos da pesca e incertezas nos parâmetros. Os resultados sugerem uma taxa média de crescimento anual negativa de -0,003 na ausência de esforço pesqueiro. Todas as simulações de análise de viabilidade populacional sob diferentes cenários de impactos da pesca resultaram em altas probabilidades de declínio. Sob níveis atuais de captura, mesmo o cenário mais otimista resulta em uma probabilidade de 75,5% da população declinar e de 65% de declinar 30% abaixo do tamanho inicial em 25 anos. Mesmo uma redução de 50% no esforço pesqueiro artesanal parece não ser suficiente para evitar o declínio populacional. Os resultados das projeções mostraram-se pouco sensíveis à amplitude de valores no tamanho inicial da população (baseado no intervalo de confiança da estimativa de abundância) e na idade de primeira reprodução (considerando valores possíveis para a espécie). Sugere-se, por precaução, que medidas de manejo sejam adotadas até que mais informações específicas desta população sejam obtidas para re-avaliar seu status de conservação.

Palavras-chave: capturas acidentais, análise de viabilidade populacional, conservação, *Tursiops truncatus*, boto.

Introdução

O tema central da biologia da conservação é entender os processos de extinção e, através disso, elucidar os requerimentos necessários para a persistência das espécies (Shaffer, 1990). Avaliar corretamente o status de conservação de populações é crítico para detectar declínio populacional (Staples *et al.*, 2005). Modelos de dinâmica e análises de viabilidade populacionais são ferramentas muito utilizadas na biologia da conservação e no processo de tomada de decisão de manejo de populações ameaçadas (e.g. Morris & Doak, 2003).

Análise de viabilidade populacional (AVP) é um processo que projeta a população para o futuro com base em modelos de dinâmica populacional, permitindo incorporar uma série de fatores que podem afetar o crescimento e persistência de populações, incluindo estocasticidade ambiental e demográfica, catástrofes, pressões determinísticas (e.g., cotas anuais de caça, queimadas sazonais de áreas determinadas), incertezas nas estimativas dos parâmetros e nos modelos de dinâmica populacionais e variáveis de controle que representem estratégias de conservação (e.g. Gilpin & Soulé, 1986; Morris & Doak, 2003; Possingham *et al.*, 1993). Provavelmente o uso mais importante desses modelos está na investigação da probabilidade de extinção de populações dentro de períodos pré-determinados e sob circunstâncias particulares (e.g. Possingham *et al.*, 1993). Além disso, modelos de AVP, através de análises de sensibilidade e elasticidade, permitem medir a magnitude com que as variações associadas aos parâmetros vitais estimados (sobrevivência, crescimento e parâmetros reprodutivos) afetam os resultados do modelo. Essas informações podem ser utilizadas para identificar prioridades de pesquisa bem como guiar ações de conservação e manejo para proteger populações

ameaçadas (e.g. Possingham *et al.*, 1993).

O boto, *Tursiops truncatus*, é amplamente distribuído nas águas tropicais e temperadas de todo o mundo, ocupando uma variedade de habitats marinhos incluindo a zona litoral, lagunas e baías costeiras, assim como águas oceânicas (e.g. Wells & Scott 1999). Ao longo da distribuição da espécie muitas populações são impactadas, principalmente, pelas capturas acidentais em águas costeiras (e.g. Van Waerebeek *et al.*, 1997; Cockcroft & Ross, 1990; Read & Wade, 2000; Burdett & McFee, 2004) e a viabilidade destas populações dependem, em parte, de um manejo adequado baseado no conhecimento da sua história de vida e dos fatores impactantes (Cockcroft & Ross, 1990).

Embora seja uma das espécies de catáceos mais bem estudadas no mundo, *T. truncatus* é classificado como “Dados Insuficientes” pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) (IUCN, 2007). No Rio Grande do Sul, sul do Brasil, a espécie forma pequenas populações (ou “sub-populações”) associadas a desembocaduras de estuários e rios (e.g. Simões-Lopes, 1995). O grau de isolamento, área de vida e os movimentos entre indivíduos dessas sub-populações ainda permanecem pouco conhecidos. Provavelmente a maior sub-população de botos concentra-se no estuário da Lagoa dos Patos e áreas costeiras adjacentes. Estudos recentes realizados nesta área utilizando a foto-identificação de indivíduos com marcas de longa duração sustentam a hipótese de uma população residente e relativamente pequena nesta área (e.g. Dalla Rosa, 1999; Di Tullio *et al.*, 2007; capítulo II).

Apesar dos botos serem capturados acidentalmente em redes de pesca desde os anos 70 no litoral sul do Rio Grande do Sul (Pinedo, 1986), os níveis de captura acidental registrados nunca representou um risco para a população do estuário da Lagoa dos Patos. Entretanto, os resultados apresentados no capítulo I mostraram que houve um aumento significativo na mortalidade da espécie nas áreas próximas ao estuário desde 2002, com alguns animais apresentando evidências de terem sido capturados em redes de pesca. As taxas de capturas detectadas nos últimos anos parecem representar um elevado impacto sobre a população e provavelmente estejam acima da sua capacidade de reposição. Uma análise do Potencial Biológico de Remoção sugeriu um nível de mortalidade insustentável, mesmo considerando o cenário mais otimista (ver Tabela 1.3 nos resultados do capítulo I). Contudo, uma avaliação mais rigorosa e precisa do impacto da pesca deve ser realizada para verificar se ações de manejo para mitigar os efeitos das capturas nessa população são realmente necessárias (e.g. exclusão de pesca em determinadas áreas ou épocas do ano).

História de vida da espécie e alguns parâmetros populacionais estimados para os botos do estuário da Lagoa dos Patos

Tursiops spp. apresenta uma história de vida variada, a qual é atribuída a diferenças ambientais encontradas nos diversos habitats ao longo de sua distribuição (Wells & Scott, 2002), mas, no geral, a espécie apresenta maturação sexual tardia e baixa capacidade de reprodução, o que parece ser compensado por uma alta taxa de sobrevivência de adultos. A idade de maturação sexual varia entre os sexos e as populações, com os machos podendo atingir a maturidade sexual entre 8-12 anos em

Sarasota, Flórida (Wells, 2000), entre 12-15 anos na África do Sul (Cockcroft & Ross, 1990) e as fêmeas tornando-se maduras sexualmente entre 12-15 anos (média= 12,83) em Shark Bay, Austrália (Mann *et al.*, 2000), 6-13 anos (média= 9) em Sarasota, Flórida (Wells, 2000), 7-14 anos de idade (média= 10,64) na Carolina do Norte (Mead & Potter, 1990) e entre 9-11 anos de idade na África do Sul (Cockcroft & Ross, 1990). O período de gestação é de aproximadamente 12 meses (Schroeder, 1990). As fêmeas dão a luz a apenas um filhote por ciclo reprodutivo. Os intervalos médios de nascimentos também sofrem variações inter-populacionais. Haase & Schneider (2001) estimaram entre 2-5 anos (média= 3), enquanto Wells (2000) constatou intervalos de nascimento entre 3-6 (média= 4 anos) e Mann *et al.*, (2000) estimaram intervalos de nascimento entre 3-6,2 (média= 4,55). A sazonalidade reprodutiva também varia entre populações, sendo que a latitude, parece desempenhar um papel fundamental na reprodução. Embora não seja uma regra, populações em latitudes mais altas tendem a reproduzirem-se em pulso durante curtos intervalos de tempo (e.g. Haase & Schneider, 2001; Steiner & Bossley, 2008), enquanto os nascimentos em populações de baixas latitudes normalmente acontecem continuamente ao longo de todo ano (e.g. Urian *et al.*, 1996). Mesmo sendo uma espécie bem estudada, pouco se conhece sobre suas taxas de sobrevivência no ambiente natural. A maioria dos trabalhos disponíveis na literatura relata baixas taxas de sobrevivência de filhotes (variando entre 71% [Mann *et al.*, 2000] e 80% [Wells & Scott, 1990]), e uma alta sobrevivência de adultos no ambiente selvagem (96,1%, considerando como adulto todos indivíduos com idade acima de 1 ano [Wells & Scott, 1990]). Na população do sistema lagunar Indian River, na Flórida, poucas fêmeas parecem ultrapassar a idade de 35 anos, enquanto que poucos machos ultrapassam os 30 anos. As fêmeas parecem viver mais do que os machos. A idade

máxima reportada para as fêmeas da população de Sarasota, Flórida, é de aproximadamente 52 anos; para os machos, 44 anos (Hohn *et al.*, 1989). Cockcroft & Ross (1990) reportam idade máxima de 42 anos para os machos e 43 anos para as fêmeas em Natal, África do Sul.

A população de botos que habita o estuário da Lagoa dos Patos e áreas adjacentes vêm sendo monitorada sistematicamente desde 2004. Dados de foto-identificação de curto prazo têm revelado uma população relativamente pequena e estável nos últimos quatro anos, com estimativas populacionais flutuando entre 87-89 indivíduos e com no mínimo, 27 fêmeas maduras compondo a população. Parece não haver variações sazonais significativas na abundância desta população (Dalla Rosa, 1999), com muitos indivíduos vistos na área o ano inteiro e durante muitos anos (e.g. Dalla Rosa, 1999; Di Tullio *et al.*, 2007). Aproximadamente 7 filhotes são produzidos a cada ano, resultando em uma taxa bruta média de reprodução anual estimada em 7%. Os nascimentos ocorrem em um curto intervalo de tempo, com a maioria (80%) ocorrendo entre novembro e fevereiro. Curtos intervalos de nascimento (dois anos) parecem ser freqüentes na população (média= 2,3 anos; DP= 0,94), a qual possui uma fecundidade média estimada em 0,14 (DP=0,02) [calculada como o número de filhotes fêmeas dividido pelo número de fêmeas maduras na população] e 0,22 [calculado a partir da recíproca do intervalo de nascimento dividido por dois, assumindo proporção sexual de 1:1 ao nascer]. Barreto (1994), através de um estudo de leitura de anéis de crescimento (GLG) de indivíduos encalhados no litoral do Rio Grande do Sul obteve a idade máxima observada de 26 anos para um exemplar macho e 21 anos para uma fêmea. Contudo, estes resultados estão sub-estimados, pois através da foto-identificação sabe-

se que alguns indivíduos já ultrapassaram os 30 anos de idade na população do estuário da Lagoa dos Patos (LTMM-MORG/FURG, dados não publicados).

Dados históricos de monitoramentos de praia referem-se às capturas acidentais em redes de pesca como o principal fator agindo na mortalidade não-natural na espécie no litoral do Rio Grande do Sul (e.g. Pinedo, 1986; Barreto, 2000; Fruet *et al.*, 2005, capítulo I). Um aumento significativo na mortalidade de *T. truncatus* foi detectado nos últimos anos, com muitos indivíduos apresentando evidências de terem sido vítimas de captura accidental. O número médio de botos comprovadamente capturados acidentalmente a cada ano durante este período foi estimado em 3,4 animais (DP= 1,6). Os machos parecem ser mais vulneráveis às capturas, com uma proporção estimada em 3,5 machos para cada fêmea capturada. Contudo, dentre as fêmeas capturadas, 75% estavam maduras sexualmente [assumindo que fêmeas com comprimentos acima de 278 cm estão maduras sexualmente; para maiores detalhes ver capítulo I], enquanto que os machos imaturos representaram a maior parte da amostra de indivíduos capturados. Outras fontes de mortalidade não foram investigadas até o momento e assume-se apenas a captura accidental como fonte de mortalidade não-natural. Embora tenham havido avanços sobre os aspectos demográficos desta população, muitas questões relevantes a sua biologia permanecem desconhecidas (e.g. idade média de primeira maturação sexual, sobrevivência e longevidade), devido ao curto período de pesquisa.

Os objetivos deste capítulo são: a) propor um modelo para descrever a dinâmica da população de botos do estuário da Lagoa dos Patos. Com base nesse modelo: b) estimar a sua taxa de crescimento potencial intrínseca; c) estimar o risco de declínio e extinção

frente à diferentes cenários de impacto das capturas acidentais e incertezas nos parâmetros.

Material e Métodos

O Modelo

O modelo determinístico utilizado assume que a população é fechada a processos de imigração e emigração. Como uma regra geral para populações com razão sexual de 1:1, consideraram-se no modelo apenas as fêmeas. Para investigar a viabilidade e descrever a dinâmica populacional das fêmeas dos botos do estuário da Lagoa dos Patos, adaptou-se uma Matriz de Leslie de projeção determinística estruturada por estágio (e.g. Caswell, 2001) a partir de um modelo desenvolvido para investigar a viabilidade dos estoques de toninha (*Pontoporia blainvillei*) e golfinhos de Hector (*Cephalorhynchus hectori*) (Secchi, 2006). Modelos estruturados por estágios agrupam as idades em categorias significativas como tamanho do corpo ou estágios relacionados à história de vida (e.g. Crouse *et al.*, 1987). Três estágios foram considerados no modelo desenvolvido: estágio 1, representado por filhotes (0 ano de idade), estágio 2, por juvenis (todos os indivíduos imaturos não-filhotes [com idades entre 1-8 anos]), e estágio 3 por adultos (indivíduos maduros [acima de 8 anos de idade]). Cada coluna no vetor representa a mesma classe na matriz de projeção. Por exemplo, caso o número de indivíduos seja 10, 40 e 50 nos estágios 1 2 e 3, respectivamente, a estrutura da população no censo t pode ser resumida pelo vetor

$$\mathbf{n}(t) = \begin{bmatrix} 10 \\ 40 \\ 50 \end{bmatrix} \quad (\text{eq. 1})$$

A abundância projetada para todos os estágios para o próximo período $\mathbf{n}(t+1)$ pode ser obtida pela equação de projeção

$$\mathbf{n}(t+1) = \mathbf{A}(t) \mathbf{n}(t) \quad (\text{eq. 2})$$

onde o maior autovalor da matriz $\mathbf{A}$ define a taxa de crescimento populacional (λ).

$$\begin{bmatrix} n_1(t+1) \\ n_2(t+1) \\ n_3(t+1) \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} a_{11}(t) & a_{12}(t) & a_{13}(t) \\ a_{21}(t) & a_{22}(t) & a_{23}(t) \\ a_{31}(t) & a_{32}(t) & a_{33}(t) \end{bmatrix} \begin{bmatrix} n_1(t) \\ n_2(t) \\ n_3(t) \end{bmatrix} \quad (\text{eq. 3})$$

onde, $n_i(t+1)$ representa o número de indivíduos na classe i no tempo $t+1$, e o t na notação $a_{11}(t)$ indica que os elementos na projeção da matriz $\mathbf{A}(t)$ talvez mudem de ano para ano. Assim, o cálculo de $\mathbf{n}(t+1)$ é obtido por:

$$\mathbf{n}(t+1) = \begin{bmatrix} n_1(t+1) \\ n_2(t+1) \\ n_3(t+1) \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} a_{11}(t)n_1(t) & a_{12}(t)n_2(t) & a_{13}(t)n_3(t) \\ a_{21}(t)n_1(t) & a_{22}(t)n_2(t) & a_{23}(t)n_3(t) \\ a_{31}(t)n_1(t) & a_{32}(t)n_2(t) & a_{33}(t)n_3(t) \end{bmatrix} \quad (\text{eq. 4})$$

Um gráfico do ciclo de vida (Figura 3.1) foi construído antes da elaboração do modelo formal, para representar os principais aspectos da dinâmica da espécie.

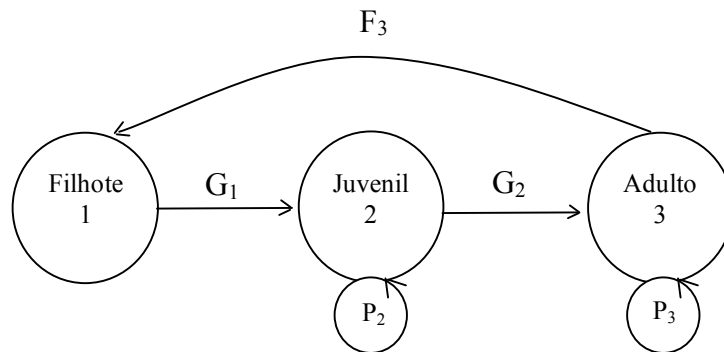


Figura 3.1. Gráfico básico do ciclo de vida utilizado neste estudo.

Caso os elementos da matriz **A** sejam substituídos por parâmetros biológicos presentes no gráfico do ciclo de vida, a equação 3 pode ser re-escrita como:

$$\begin{bmatrix} n_1(t+1) \\ n_2(t+1) \\ n_3(t+1) \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 0 & 0 & F_3 \\ G_1 & P_2 & 0 \\ 0 & G_2 & P_3 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} n_1(t) \\ n_2(t) \\ n_3(t) \end{bmatrix} \quad (\text{eq. 5})$$

onde:

P_i é a probabilidade de sobreviver e permanecer no estágio i ;

G_i é a probabilidade de sobreviver e mover-se para o estágio $i+1$; e

F_i é o número de filhotes fêmeas no tempo $t+1$ por fêmeas adultas no tempo t .

A população de botos do estuário da Lagoa dos Patos apresenta uma dinâmica de nascimentos em pulso com os nascimentos ocorrendo entre novembro e abril (ver secção 3.3, capítulo II). Neste caso, o modelo irá representar o censo pós-nascimentos (ver definições em Caswell, 2001).

$$P_i = \sigma_i (1 - \gamma_i) \quad i = 2, 3 \quad \gamma_3 = 0$$

$$G_i = \sigma_i \gamma_i \quad i = 1, 2$$

$$F_3 = P_3 m_3$$

onde, para o estágio i :

σ_i é a probabilidade de sobrevivência estágio-específica;

γ_i é probabilidade de transição ou probabilidade de crescimento; e

m_i é a contribuição reprodutiva média das fêmeas (ver Brault & Caswell, 1993; Caswell, 2001: p.171-173).

Assim, para uma população de três estágios de desenvolvimento e com nascimentos em pulso:

$$F_3 = \sigma_3 m_3$$

$$G_1 = \sigma_1$$

$$G_2 = \gamma_2 \sigma_2$$

$$P_1 = 0$$

$$P_2 = (1-\gamma_2) \sigma_2$$

$$P_3 = \sigma_3$$

Finalmente a equação 5 pode ser escrita como

$$\begin{bmatrix} n_1(t+1) \\ n_2(t+1) \\ n_3(t+1) \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 0 & 0 & (\sigma_3 m_3) \\ \sigma_1 & \sigma_2(1-\gamma_2) & 0 \\ 0 & \sigma_2 \gamma_2 & \sigma_3 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} n_1(t) \\ n_2(t) \\ n_3(t) \end{bmatrix} \quad (\text{eq. 6})$$

Equação 6 depende de λ , o maior autovalor na matriz **A**, do qual as entradas estão sendo estimadas e não pode ser calculado antes que a estimativa esteja calculada. Pode ser feito por uma aproximação iterativa que requeira um valor inicial para λ (para detalhes, ver Caswell, 2001, p. 164). Para estimar a probabilidade da transição foi utilizado "uma duração fixa do estágio" (T_i) (Caswell, 2001; p. 160-161).

$$\gamma_i \approx \left(\frac{1}{T_i} \right) \quad (\text{eq. 7})$$

onde,

(eq. 8)

$\overline{T}_i$ é a média de duração do estágio.

Incorporando no modelo o efeito das capturas acidentais

Seguindo-se a adaptação feita por Secchi (2006), incluiu-se diretamente na matriz **A** os níveis de esforço pesqueiro (f) e taxas estágio-específicas de mortalidade por captura acidental (c_i). Assim, a expressão $(1 - f * c_i)$ representa a probabilidade de sobrevivência estágio-específica as capturas acidentais de acordo com o esforço pesqueiro.

$$\mathbf{A} = \begin{bmatrix} 0 & 0 & F_3 * (1 - f * c_3) \\ G_1 * (1 - f * c_1) & P_2 * (1 - f * c_2) & 0 \\ 0 & G_2 * (1 - f * c_2) & P_3 * (1 - f * c_3) \end{bmatrix}$$

Níveis de esforço de pesca (f) foram especificados em relação aos níveis atuais. Por exemplo, para avaliar o efeito do aumento ou diminuição do esforço de pesca em 50% do nível atual sobre crescimento da população, considerar-se-ia $f = 1,5$ e $f = 0,5$, respectivamente (Secchi, 2006). A taxa de mortalidade por captura acidental foi estimada através da razão entre o número de botos mortos anualmente e o tamanho da população estimado para cada ano.

Visto que existem diferenças na vulnerabilidade ao emalhamento entre os três estágios de desenvolvimento, a taxa de captura acidental utilizada está relativamente representada de acordo com a distribuição de frequência de cada estágio i na amostra das fêmeas capturadas acidentalmente (Secchi, 2006). Distribuições de frequências de

cada classe e composição sexual das capturas acidentais foram extraídas dos resultados do capítulo I desta dissertação (ver item “*capturas acidentais*” nos resultados do capítulo I).

Expressando incertezas nos parâmetros de entrada do modelo

Incertezas nas estimativas dos parâmetros foram incorporadas através de procedimentos de Monte Carlo (e.g. Manly, 1997; Caswell *et al.*, 1998; Secchi, 2006). Isso foi feito rodando o modelo 1000 vezes, e, a cada vez, selecionando-se aleatoriamente valores dos parâmetros a partir de distribuições que representam incertezas sobre a sua estimativa. Quando dados específicos desta população estavam disponíveis, estes eram usados para fornecer as distribuições dos parâmetros de interesse. Se poucos dados estavam disponíveis, uma distribuição triangular foi usada para representar uma amplitude plausível de valores para o parâmetro de interesse, sendo o valor mais provável (ou a moda) o pico da distribuição. Quando dados não estavam disponíveis, informações de outras populações de *T. truncatus* foram utilizadas. Da mesma forma, quando apenas dados de baixa qualidade estimados para a população da Lagoa dos Patos estavam disponíveis, uma distribuição uniforme foi escolhida para representar a incerteza sobre o parâmetro (e.g. Secchi, 2006). Exceto para a idade de primeira maturação sexual e abundância, para os quais assumiram-se valores fixos (para simplificação da modelagem), incertezas foram incorporadas às estimativas de todos os outros parâmetros do modelo.

O tamanho inicial da população foi baseado na estimativa de abundância realizada em 2005, a qual foi obtida através da combinação da estimativa do número de animais

marcados (modelo M_{th} ; programa “*Capture*” [Rexstead & Burnham, 1991] e da sua proporção na população (para maiores detalhes ver secção 3.2.2, capítulo II). Além destes parâmetros, os valores de fecundidade utilizados foram estimados através de dados coletados na população de botos do estuário da Lagoa dos Patos. Outros parâmetros do modelo foram obtidos da literatura. As taxas de sobrevivência estágio-específico foram calculadas a partir da tabela-de-vida (separada por sexo) disponibilizada no trabalho de Stolen & Barlow (2003). Selecionaram-se os valores das taxas de sobrevivência idade-específica das fêmeas, agruparam-se os valores relativos a cada estágio determinado neste trabalho e calculou-se a média geométrica da taxa de sobrevivência estágio-específica como :

$$\sigma_1 = \left(\prod_{x=q}^r \sigma_x \right)^{\frac{1}{(r-q+1)}} \quad \text{onde,}$$

σ_x é a taxa de sobrevivência na idade x ;

q é a primeira idade no estágio i ;

r é a idade final no estágio i ($r - q + 1 = T$, a duração do estágio)

Após criteriosa revisão bibliográfica a respeito da idade de primeira maturação sexual da espécie para diferentes populações (i.e., investigação sobre número amostral utilizado na estimativa, método, limitações), optou-se por assumir a idade média de primeira reprodução da população de botos de Sarasota Bay, Flórida, a qual foi estimada em 9 anos através do acompanhamento de 13 fêmeas conhecidas desde o seu nascimento até sua primeira reprodução (Wells, 2000). Esta população, além de provavelmente ser a população de botos mais bem estudada no mundo, o que dá confiabilidade aos dados, possui semelhanças biológicas com a população do estuário

da Lagoa dos Patos (e.g., pequena população estuarina e com nascimentos em pulso; semelhança no número de filhotes produzidos anualmente), o que é desejável quando é necessário utilizar informações de outras populações/espécies para conduzir uma análise de viabilidade populacional (Caswell *et al.*, 1998). As estimativas dos parâmetros e suas respectivas distribuições, as quais representam as incertezas associadas à cada parâmetro, estão sumarizadas na Tabela 3.1.

Tabela 3.1. Parâmetros de entrada do modelo usado nas análises demográficas. A tabela inclui: estimativas dos parâmetros, suas variações, o nível de incerteza (representado pela distribuição) e a fonte. IPR = Idade de primeira reprodução.

Parâmetros/variáveis	Estimativa	Variação	Distribuição	Fonte
Abundância	87	-	-	a
IPR (anos)	9	-	-	b
Fecundidade (m_3)	0,217	IC 95% = 0,124 – 0,50	Triangular	a
Sobrevivência filhotes (σ_1)	0,87	SE=0,043	Beta	c
Sobrevivência juvenis (σ_2)	0,93	SE=0,046	Beta	c
Sobrevivência adultos (σ_3)	0,86	SE=0,043	Beta	c
Captura acidental de filhotes (c_1)	15,4%	0 – 0,77	Uniforme	d
Captura acidental de juvenis (c_2)	34,6%	0 – 1,73	Uniforme	d
Captura acidental de adultos (c_3)	50%	0 – 2,5	Uniforme	d

Fonte: a) Capítulo II desta dissertação;

b) Wells, 2000;

c) Estimado a partir dos valores retirados da tabela de vida disponibilizada por Stolen & Barlow (2003);

d) Estimado a partir dos resultados do capítulo I desta dissertação.

Cenários simulados para avaliação de risco

Os cenários usados nesse estudo foram:

- *Cenário 1*: Sem efeitos da pesca;
- *Cenário 2*: Níveis atuais de esforço pesqueiro;
- *Cenário 3*: Aumento de 25% no esforço pesqueiro;
- *Cenário 4*: Aumento de 50% no esforço pesqueiro;
- *Cenário 5*: Aumento de 100% no esforço pesqueiro;
- *Cenário 6*: Redução de 25% no esforço pesqueiro;
- *Cenário 7*: Redução de 50% no esforço pesqueiro.

Para modelar os efeitos de mudanças no esforço de pesca, a taxa de captura foi assumida como constante de forma que o efeito da variação no esforço corresponde a uma variação linear na taxa de captura (c) na equação mostrada no item 6.2.1. Por exemplo, caso em um dado cenário fosse considerado uma diminuição em 50% no esforço, então, f seria 0.5 e todos os c_i seriam reduzidos proporcionalmente. Baseados em dados coletados durante os monitoramentos de praia entre os anos de 2002-2006, estimou-se que o número médio de botos capturados acidentalmente a cada ano foi de 3,4 animais (DP= 1,6), sendo estimada uma proporção de 3,5 botos machos para cada fêmea capturada. Isto representa o mínimo de botos capturados acidentalmente em redes de pesca, pois apenas indivíduos com claras evidências de terem sido capturados foram utilizados nas análises. Uma vez que a mortalidade registrada neste período foi claramente sazonal, sobrepondo-se exatamente com a época de maior esforço pesqueiro com rede de emalhe no estuário e, principalmente, áreas adjacentes, suspeita-se que a

maior parte dos indivíduos encontrados mortos durante a primavera/ verão entre 2002-2006 sejam provenientes de capturas acidentais. Quando os animais são encontrados em estado de decomposição avançado (como ocorre na maioria dos casos) a determinação do sexo das fêmeas através de análise externa torna-se mais difícil do que nos machos, os quais têm a sexagem facilitada pela extroversão do pênis. Desta maneira, é aceitável supor que muitos dos indivíduos com sexo indeterminado sejam fêmeas. Pensando nessas possibilidades, adotou-se uma posição mais conservativa para avaliar os efeitos das capturas acidentais na população.

Assumiu-se que todos indivíduos encontrados mortos entre a primavera e verão (independente de apresentarem ou não marcas de interação) foram capturados acidentalmente em redes de pesca. Também se incluiu na amostra aqueles indivíduos que foram encontrados mortos durante o inverno e outono e que apresentaram marcas evidentes de interação. Foi assumido que 50% dos indivíduos encontrados mortos que não tiveram seu sexo determinado eram fêmeas. Uma distribuição uniforme foi utilizada para incorporar as incertezas nas taxas de capturas acidentais, com seu limite inferior representado pelo número mínimo de fêmeas apresentando claras evidências de terem sido capturadas em um determinado ano entre o período 2002-2006. O limite superior da distribuição foi limitado pelo número máximo de fêmeas encontradas mortas (independentemente de terem apresentado indícios de captura acidental) em um determinado ano no período supracitado (Tabela 3.2).

Tabela 3.2. Dados de mortalidade utilizados para incorporar as capturas acidentais no modelo.

	2002	2003	2004	2005	2006	Total
N total	6	11	8	13	4	42
N fêmeas	0	1	2	4	1	8
N sexo indet.	1	5	1	2	1	10
N ca**	4	3	2	9	3	21
N ca (fêmeas)	0	0	0	3	1	4
N ca (sexo indet.)	0	2	0	1	0	3

** = estes números podem ser diferentes daqueles apresentados no capítulo I, pois neste caso a análise de dados não está restrita ao estado de decomposição do animal; ca = captura accidental; N sexo indet = número de indivíduos que não tiveram seu sexo determinado.

A proporção de cada estágio de vida afetada pela captura accidental foi estimada através da proporção de indivíduos em cada estágio de vida para todos os botos considerados fêmeas, baseado na premissa de que existe uma relação entre comprimento total e maturidade sexual para as fêmeas (ver detalhes no capítulo I). A partir da proporção acima calculada, estimou-se o número de botos representados em cada estágio para cada um dos valores mínimos e máximos da distribuição. Dividiram-se os resultados encontrados pela estimativa do número de fêmeas na população, e obteve-se a taxa de captura accidental estágio-específica nos limites da distribuição. Ao incorporar a captura accidental no modelo, nesse caso, considerou-se que 15,4% dos indivíduos supostamente capturados eram filhotes, 34,6% eram juvenis e 50% estavam maduros sexualmente (Tabela 3.3).

Tabela 3.3. Proporção de indivíduos nos diferentes estágios de vida e os limites máximos e mínimos da distribuição uniforme utilizada para representar os números possíveis de botos capturados acidentalmente a cada ano nas simulações de diferentes níveis de capturas acidentais.

N fêmeas*	Filhotes (%)	Juvenis (%)	Adultos (%)	Distribuição	Limite inferior	Limite superior
13	15,4	34,6	50	Uniforme	0	5

N fêmeas* = soma do número de indivíduos determinados como fêmeas por análise externa em saídas de campo e do número de indivíduos com sexo indeterminado assumidos como fêmeas.

O modelo e todas as simulações foram elaborados utilizando o *software* Matlab 7.6 (The Math Works, Inc., Natick, Massachusetts).

Crêterios e Cenários utilizados para avaliação de Risco

O risco foi avaliado através da probabilidade da população declinar abaixo de particulares tamanhos dentro de um período pré-determinado (Ginzburg *et al.*, 1982). Decidiu-se utilizar o período de 25 anos nas projeções por representar um tempo razoável sob o ponto de vista de manejo (Secchi, 2006). Para cada corrida do modelo calculou-se a taxa de crescimento populacional λ , que é obtida pelo autovalor da matriz. A taxa de crescimento λ está relacionada com a taxa intrínseca de crescimento r obtida a partir da equação de Lotka: $\lambda = e^r$ ou $r = \ln \lambda$ (Caswell, 2001). Os riscos foram todos quantificados a partir de cenários criados para representarem diferentes níveis de impactos das capturas acidentais na população.

Análise de Sensibilidade

Uma análise de sensibilidade foi utilizada para investigar os efeitos em assumir valores fixos para a idade de primeira reprodução, tamanho inicial da população e no coeficiente de variação nas taxas estágio-específicas de sobrevivência. Para isso, criaram-se diferentes cenários onde, para cada um deles, fixaram-se os valores de todos os parâmetros do modelo, alterando-se apenas os valores do parâmetro de interesse. Para cada valor alterado, uma nova matriz foi gerada e recalculou-se a taxa de crescimento. Baseado na literatura, os efeitos associados à idade de primeira reprodução foram medidos assumindo-se como valores médios prováveis idades entre 7 e 12 anos (e.g. Sergeant *et al.*, 1973; Cockcroft & Ross, 1990; Mead & Potter, 1990; Mann *et al.*,

2000; Wells, 2000). Para investigar os efeitos das incertezas na abundância, assumiu-se o esforço atual de pesca (cenário 2). Alternaram-se os valores da estimativa e do intervalo de confiança da abundância de 2005.

Resultados

Taxa anual de crescimento populacional (r)

A Tabela 3.4 apresenta os resultados gerais das estimativas das taxas de crescimento (r) obtidas através das simulações para os diferentes cenários. Levando em conta as premissas impostas pelo modelo e as incertezas nas estimativas dos parâmetros, os resultados sugerem uma taxa de crescimento anual variando entre -0,0830 a 0,0577 considerando a ausência de esforço pesqueiro. Todas as simulações resultaram em taxas médias de crescimento negativas (Tabela 3.4). Os resultados encontrados, mesmo desconsiderando efeitos de capturas acidentais, apontam para uma taxa de crescimento próxima a zero (cenário 1, Tabela 3.4). Sob os efeitos da taxas atuais de captura acidental, a taxa média de crescimento anual da população foi estimada em -2.67% (Tabela 3.4), sugerindo um nível de captura insustentável.

Tabela 3.4. Resultados das simulações para estimar a taxa de crescimento anual da população e sua viabilidade sob diferentes cenários de capturas acidentais. Média (r), erro padrão (EP) e limite inferior e superior do intervalo de confiança da taxa de crescimento. As probabilidades de declínio e crescimento populacional são proporcionais ao número de corridas do modelo ($n=1000$ simulações).

Cenário	r	EP	Limite inferior	Limite superior	p declínio (%)	p -30%	p -50%	p -80%	p +10%
1. Sem pesca	-0.0037	0.0347	-0.083	0.0577	51.2	35.1	22	4.8	44.1
2. Esforço atual	-0.0267	0.0361	-0.1037	0.0383	75.5	61.1	46.6	14.6	20.9
3. +25%	-0.0312	0.0373	-0.1126	0.0345	77.2	64.6	51.9	15.9	19
4. +50%	-0.0363	0.0381	-0.1169	0.0313	81.9	69.4	54.7	23.1	15.5
5. +100%	-0.0476	0.0416	-0.1389	0.0252	86.9	76.8	65.2	33.9	10.9
6. -25%	-0.0207	0.0363	-0.1029	0.0422	69	53.2	39.7	12	27.5
7. -50%	-0.0176	0.0346	-0.0937	0.0402	66.7	49.2	36.4	9.8	29.5

As incertezas nas estimativas das taxas de crescimento populacional frente aos diferentes níveis de capturas acidentais estão ilustradas na Figura 3.2.

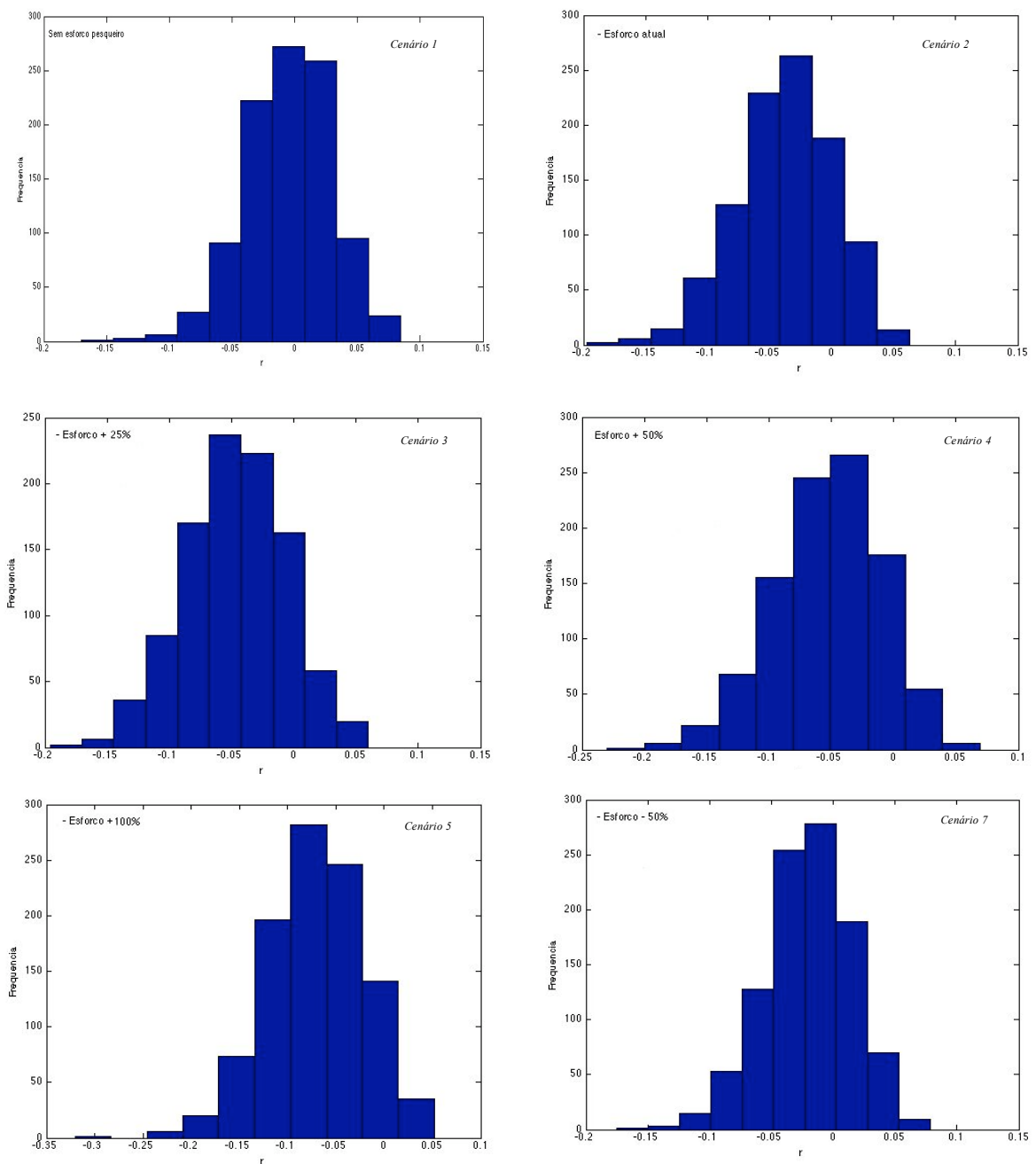


Figura 3.2. Incertezas nas estimativas determinísticas da taxa de crescimento populacional (r) sob diferentes cenários de capturas acidentais ($n=1000$ corridas).

Análise de Viabilidade Populacional

As simulações da análise de viabilidade populacional sob diferentes cenários de impactos da pesca resultaram em altas probabilidades de declínio e baixas probabilidades de crescimento no tamanho populacional. Caso os níveis atuais de captura continuem agindo sob a população, mesmo o cenário mais otimista (cenário 2)

aponta para uma probabilidade de 75,5% da população declinar abaixo do tamanho inicial e de 65% de declinar 30% abaixo do tamanho inicial em 25 anos, o que é preocupante se tratando de uma população pequena. A situação piora ao simular possíveis aumentos no esforço pesqueiro. A redução de 50% do esforço pesqueiro parece não ser suficiente para evitar um rápido declínio populacional. Mesmo sem os efeitos das capturas acidentais, o modelo estima uma alta probabilidade de declínio; porém, também estima uma alta probabilidade de crescer 10% em 25 anos. A Figura 3.3 apresenta as projeções do tamanho populacional para o período de 25 anos sem efeitos das capturas e considerando diferentes cenários de capturas acidentais.

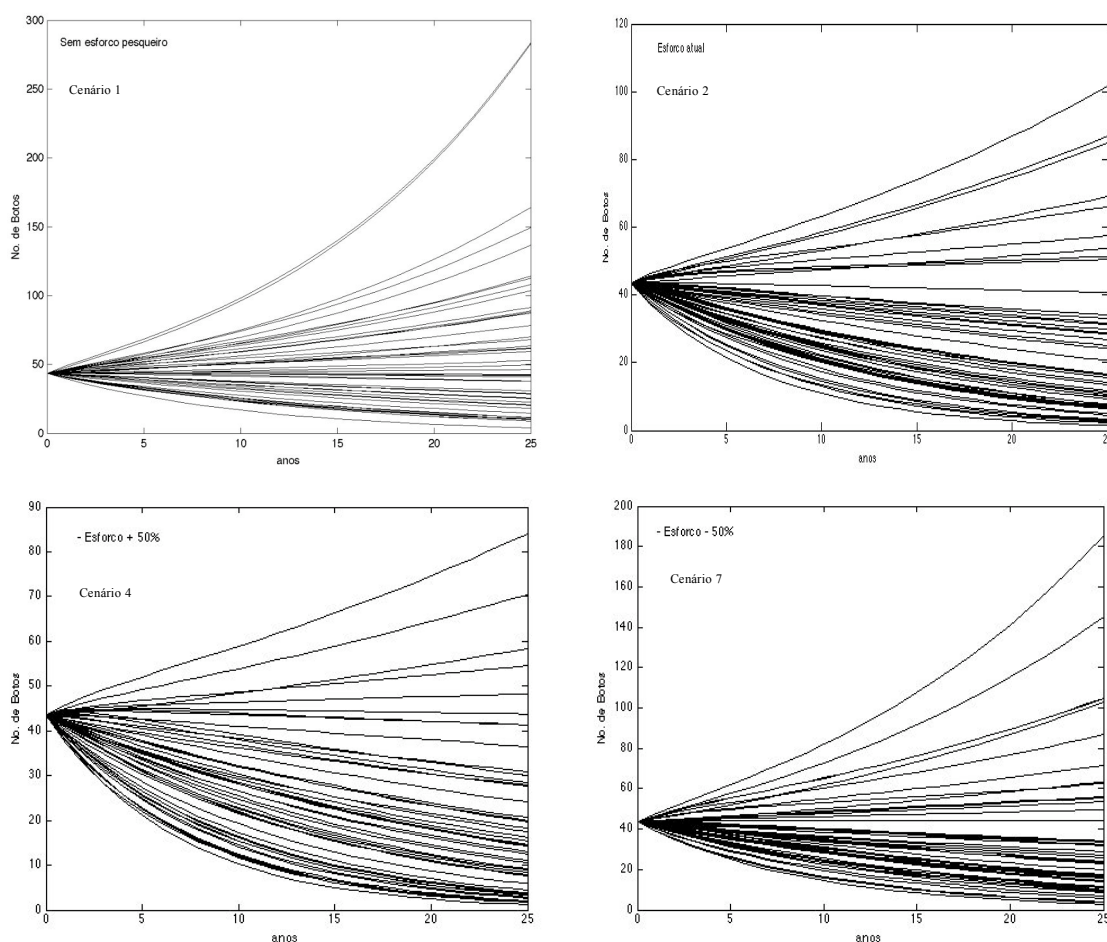


Figura 3.3. Amostras ($n=50$) das 1000 projeções do tamanho populacional para um período de 25 anos considerando incertezas nos parâmetros no modelo determinístico. A figura mostra as projeções sem considerar efeitos das capturas e sob diferentes cenários de taxas de capturas acidentais na população.

Análise de Sensibilidade

A taxa de crescimento populacional mostrou-se pouco sensível as variações na idade de primeira reprodução considerando a magnitude das variações nos valores do parâmetro e as diferenças encontradas nos seus resultados. Embora a taxa de crescimento diminua a medida em que a idade de primeira reprodução aumente, pequenas diferenças nas chances de declínio populacional são detectadas nas projeções, principalmente, quando os valores extremos (menos prováveis, 7 e 12) são excluídos da análise (variando entre 51,2% e 59,2%) (Tabela 3.5).

Tabela 3.5. Sensibilidade da taxa de crescimento populacional (r) a diferentes valores de idade de primeira reprodução (IPR) utilizados como parâmetro de entrada no modelo utilizado. Média (r), erro padrão (EP) e limite inferior e superior do intervalo de confiança da taxa de crescimento. As probabilidades de declínio e crescimento populacional são proporcionais ao número de corridas do modelo ($n= 1000$ corridas).

IPR	r	EP	Limite inferior	Limite superior	p declínio
7	-0,0025	0,0367	-0,0796	0,0619	49,6
8	-0,0037	0,0347	-0,083	0,0577	51,2
9	-0,0074	0,0336	-0,0806	0,0509	56,6
10	-0,0082	0,0326	-0,0797	0,0489	55,4
11	-0,0113	0,0323	-0,0862	0,0457	59,2
12	-0,0129	0,0326	-0,0825	0,043	61,7

Os valores de coeficientes de variação simulados também pouco afetaram as estimativas da taxa de crescimento populacional e as projeções (Tabela 3.6). Isto indica que, na falta de dados, o uso de um valor de coeficiente de variação arbitrário, variando entre 20% e 40%, é uma opção viável visando incorporar incertezas nas estimativas das taxas de sobrevivência estágio-específica.

Tabela 3.6. Sensibilidade da taxa de crescimento populacional (r) a diferentes valores de coeficientes de variação (CV) assumidos nas taxas de sobrevivência estágio-específica. Média (r), erro padrão (EP) e limite inferior e superior do intervalo de confiança da taxa de crescimento. As probabilidades de declínio e crescimento populacional são proporcionais ao número de corridas do modelo (n= 1000 corridas).

CV	IPR	r	EP	Limite inferior	Limite superior	p declínio
20%	8	-0,0037	0,0347	-0,0830	0,0577	51,2
30%	8	-0,0046	0,0258	-0,0565	0,0443	56,1
40%	8	-0,0065	0,0243	-0,0579	0,0363	57,6

As simulações de risco utilizando a estimativa e os limites inferior e superior do tamanho inicial da população (baseado na estimativa populacional de 2005), teve um efeito muito pequeno nas projeções sob os efeitos das capturas acidentais nos níveis atuais (Tabela 3.7), justificando fixar o valor deste parâmetro nas projeções.

Tabela 3.7. Efeitos das incertezas no tamanho inicial da população nas projeções de viabilidade sob efeito das atuais taxas de capturas acidentais. IPR = idade de primeira reprodução. Média (r), erro padrão (EP) e limite inferior e superior do intervalo de confiança da taxa de crescimento. As probabilidades de declínio e crescimento populacional são proporcionais ao número de corridas do modelo (n= 1000 corridas).

População Inicial	IPR	r	EP	Limite inferior	Limite superior	p declínio	p -30%	p -50%	p -80%	p +10%
79/2	8	-0,0307	0,0379	-0,1106	0,0338	77,8	62	49,2	18,2	19,2
87/2	8	-0,0267	0,0361	-0,1037	0,0383	75,5	61,1	46,6	14,6	20,9
95/2	8	-0,0234	0,036	-0,1012	0,0394	71,6	57,3	41,4	12,2	24,7

Discussão

Taxa anual de crescimento da população

De acordo com os resultados obtidos, a população de botos que habita o estuário da Lagoa dos Patos apresenta uma baixa taxa de crescimento anual e, na ausência de esforço pesqueiro esta taxa média encontra-se próxima a zero. Este resultado, embora seja similar ao encontrado para a população de botos de Sarasota, a qual encontra-se estável nos últimos 20 anos (Wells & Scott, 1999), está abaixo de muitas estimativas de taxas de crescimento para outras espécies de odontocetos. Stolen & Barlow (2003) estimam que uma população de botos na costa leste da Flórida pode crescer até 4,6% anualmente. Todavia, este resultado deve ser analisado com precaução, uma vez que foi baseado em dados de encalhes envolvendo uma série de premissas na sua estimativa. A taxa anual de crescimento da população de orca, *Orcinus orca*, na costa oeste do Canadá foi estimada em aproximadamente 3% (Brault & Caswell, 1993). Secchi (2006) estimou uma taxa de crescimento anual entre 0,8% e 3,8% para a toninha, variando de acordo com a população estudada. As taxas anuais de crescimento dos golfinhos-de-Hector foram estimadas em aproximadamente 0,4% (Secchi, 2006); contudo, o autor destaca que o valor está sub-estimado devido a provável sub-estimativa das taxas de sobrevivência.

Embora limites mínimos e máximos sejam calculados na estimativa da taxa de crescimento (representados pelas combinações de valores extremos das distribuições de probabilidade dos parâmetros de entrada), esses valores parecem não possuir validade sob o ponto de vista biológico, uma vez que caso uma população pequena como a do estuário da Lagoa dos Patos possua uma taxa de crescimento anual negativa de - 0,083

(ver limite inferior do intervalo de confiança, cenário 1, Tabela 3.4), a mesma estaria condenada à extinção natural em poucos anos. Soma-se a isso que o limite superior do intervalo de confiança está acima dos limites mais prováveis de taxa de crescimento populacional de pequenos cetáceos, a qual estima-se atingir no máximo 0,04 (Reilly & Barlow, 1986). Todavia, os valores mais prováveis encontrados (próximos a zero) neste trabalho indicam uma população estável na ausência capturas acidentais ou outras pressões determinísticas, o que é aceitável sob o ponto de vista biológico. Isto significa que mesmo baixas taxas de mortalidade não-natural podem levar esta população a declinar.

Parece ser geralmente aceito o princípio de que a sobrevivência de fêmeas adultas é o parâmetro ao qual os modelos de dinâmica populacional são mais sensíveis tratando-se de espécies de vida longa e reprodução lenta (e.g. Crouse *et al.*, 1987; Brault & Caswell, 1993; Slooten *et al.*, 2000; Caswell, 2001; Morris & Doak, 2003). Os valores de sobrevivência utilizados na modelagem deste trabalho não são específicos da população em estudo e isto deve ser levado em consideração. Existem evidências de que os parâmetros vitais podem variar mesmo entre populações de pequenos cetáceos de áreas geográficas adjacentes (e.g. Secchi, 2006). Ainda que alguns tipos de incertezas tenham sido incorporadas no modelo, os valores das taxas de sobrevivência assumidas neste trabalho encontram-se abaixo dos 0,95 esperados para fêmeas adultas de populações de vertebrados de vida longa que sofram pouco com impactos antrópicos (Eberhardt, 2002). Provavelmente isto seja o fator chave que resultou na baixa taxa de crescimento estimada. Pequenas alterações nos seus valores médios podem acarretar mudanças significativas nos resultados obtidos. Até o momento não existe publicado

para *T. truncatus* uma estimativa de taxas de sobrevivência por marcação-recaptura que envolva mais de dois estágios de vida e somente o trabalho de Stolen & Barlow (2003), o qual é baseado em uma tabela de vida, forneceu dados suficientes para estimar as taxas estágio-específicas da espécie. Isto significa dizer que, mesmo que esta taxa esteja sub estimada, faz mais sentido utilizá-la do que obter valores a partir de outras espécies. Além disso, também é importante ressaltar que os valores de fecundidade incorporados no modelo provavelmente estejam superestimados devido à provável sub-estimativa dos intervalos de nascimento (a fecundidade foi estimada pelo inverso do intervalo de nascimento). O curto período de pesquisa empregado ainda não permitiu detectar intervalos de nascimentos superiores a quatro anos (ver capítulo II).

Análise de viabilidade populacional

Os resultados dos cenários simulados indicam que caso as taxas de captura mantenham-se nos níveis atuais existe um alto risco da população declinar abaixo de 30% do seu tamanho inicial num prazo de 25 anos. As projeções de viabilidade mostraram que, mesmo no cenário mais otimista, os níveis atuais de capturas acidentais são insustentáveis, visto que o risco de declínio foi estimado em 75,5% das simulações. Para um aumento de 50% no esforço pesqueiro, a probabilidade de declínio aumenta para 64,4%. Na atual conjuntura, um aumento no esforço pesqueiro não pode ser desconsiderado. No caso da pesca costeira de emalhe industrial, o esforço triplicou nos últimos 10 anos (Secchi *et al.*, 1997; Secchi, 2006). Essa tendência pode também ocorrer na pesca de emalhe de pequena escala, que é a principal responsável pelas capturas acidentais de botos. Programas recentes do governo, tanto em nível federal (Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar - PRONAF) quanto

estadual (RS/PESCA), oferecem vantagens para financiamentos de construção, aquisição e modernização de embarcações e petrechos de pesca, atingindo desde associações de pescadores até grandes empresas de pesca. Porém, a diminuição no esforço de pesca, ainda que improvável, também não pode ser ignorada. Mesmo uma redução de 50% no esforço não seria suficiente para evitar um possível declínio populacional.

A possibilidade de que nem todos os botos encontrados mortos nas adjacências da área de estudo façam parte da população de botos da Lagoa dos Patos não deve ser descartada. Segregação espacial entre botos “costeiros” e “estuarinos” tem sido observado em algumas regiões (e.g. Möller *et al.*, 2007: *Tursiops aduncus*, Austrália). Durante saídas recentes realizadas nas áreas costeiras adjacentes ao estuário, registrou-se indivíduos com marcas de longa-duração que nunca foram fotografados na área interna do estuário. Caso estes animais estejam misturados na amostra de indivíduos encalhados, isto implicaria em superestimar a mortalidade por pesca e o risco de declínio da população de botos. Por outro lado, é importante lembrar que ao considerar apenas a mortalidade nas áreas próximas ao estuário, também existe a possibilidade de estar desconsiderando a mortalidade de indivíduos que façam parte da população do estuário da Lagoa dos Patos e que morreram em áreas mais distantes. Excluir a possibilidade de movimentos entre a população de botos do estuário da Lagoa dos Patos e as populações adjacentes também pode acarretar em conclusões pessimistas. Contudo, eventos de imigração e emigração parecem ser pouco frequentes na população estuarina de *T. truncatus* bem estudada de Sarasota (Wells & Scott, 1990). As altas taxas de recaptura interanual de indivíduos foto-identificados também sugere que emigração, se existir, é mínima na população do estuário da Lagoa dos Patos (capítulo II).

Por outro lado, as limitações do uso de modelos determinísticos também devem ser levadas em conta na análise dos resultados. Quando comparados a modelos estocásticos, modelos determinísticos tendem a sub-estimar a probabilidade de declínio e aumentar as chances de sobrevivência no futuro (e.g. Burgman *et al.*, 1993; Secchi, 2006), uma vez que não levam em conta variações anuais (sejam elas demográficas ou ambientais) na estimativa dos parâmetros de entrada. Nestes modelos, uma população que está crescendo no início da projeção crescerá indefinidamente (e.g. Secchi, 2006). Ao contrário, modelos estocásticos permitem uma análise mais fidedigna, incorporando tanto a variabilidade ambiental como demográfica dos parâmetros usados no modelo (e.g. Slooten *et al.*, 2000; Caswell, 2001; Secchi, 2006), resultando em cenários mais pessimistas quando comparados a modelos determinísticos. No caso de populações pequenas (como é o caso dos botos da Lagoa dos Patos) a estocasticidade demográfica provavelmente teria influência nos resultados da modelagem. Porém, o uso de modelos mais refinados (como no caso de modelos estocásticos) necessita de uma coleta de dados por períodos mais longos, o que permite detectar as variações anuais nos seus parâmetros vitais. Além disso, neste trabalho, efeitos de denso-dependência não foram incorporados nos modelos, o que resultou em projeções muito improváveis do tamanho populacional em 25 anos. Também é importante ressaltar que outras fontes de mortalidade natural (e.g. catástrofes) e potenciais impactos devido a atividade humanas na área (e.g. atividades de dragagem no canal de acesso do estuário da Lagoa dos Patos, obras de ampliação dos molhes, morte por colisão com embarcações e contaminação) também não foram consideradas nas análises.

Análise de Sensibilidade

De um modo geral, as análises de sensibilidade realizadas pressupõe que não há interação entre os fatores (Tabelas 3.5, 3.6 e 3.7), demonstrando que a taxa de crescimento populacional é pouco afetada pelas variações individuais nos parâmetros testados. A taxa de crescimento parece ser pouco sensível às variações nos tamanhos iniciais da população considerados neste estudo, pois ao considerarmos os limites superior e inferior do intervalo de confiança (95%) do tamanho populacional, o que representa uma diferença de 20% na abundância, essas taxas são afetadas em apenas 0,7%. Dentre os parâmetros testados, o modelo mostrou-se mais sensível a amplitude de valores da idade de primeira reprodução, com a taxa de crescimento podendo variar de -0,0025 (para a idade 7) à -0,0129 (para a idade 12). Esta foi a máxima diferença (aproximadamente 1%) encontrada nas taxas de crescimento estimada nas análises de sensibilidade, resultado de uma variação de 71,4% no parâmetro. Contudo, a diminuição na taxa de crescimento não ocorreu linearmente ao aumento na idade de primeira reprodução, sugerindo que a as incertezas sobre outros parâmetros aos quais o modelo é mais sensível é tão grande que as variações na idade de primeira reprodução não compromete os resultados deste trabalho. Este mesmo argumento é válido para justificar o uso do coeficiente de variação arbitrário de 0,2. Aumentar o coeficiente de variação em 100%, foi responsável pelo aumento de apenas 0,3% na taxa de crescimento.

Mesmo com as limitações acima discutidas, acredita-se que esta AVP forneceu uma válida perspectiva da dinâmica e do futuro desta população. Conclui-se, baseado no nível de conhecimento atual e levando em conta as incertezas nas estimativas dos

parâmetros, que as capturas acidentais em redes de emalhe é insustentável para a população de botos do estuário da Lagoa dos Patos nos níveis atuais de esforço da pesca artesanal costeira. Logicamente que, ao analisar estes resultados, deve se considerar a possibilidade de alteração de suas projeções para cenários mais otimistas ao utilizar taxas de sobrevivência mais altas. Contudo, é importante deixar claro que predições baseadas em AVPs são geralmente consideradas otimistas a não ser que todas as ameaças em potencial à espécie ou população sejam incluídas no modelo (Lacy, 1993; Young, 1994; Ralls & Taylor, 1997). Nesse sentido, como destacado acima, nenhuma ameaça em potencial foi incluída nas análises. Mesmo sabendo que AVPs são puramente especulativos e que suas predições são apenas probabilísticas (Shaffer, 1990), não respostas de sim e não (Caswell *et al.*, 1998), acredita-se os resultados deste trabalho tenham fornecido suficientes argumentos para que sejam tomadas atitudes visando garantir a permanência desta população no futuro. À medida que informações adicionais específicas para esta população forem sendo conhecidas, novas análises devem ser realizadas para se re-avaliar o status de conservação. Como destacado por Caswell *et al.* (1998) “é um erro óbvio ignorar incertezas em uma estimativa, especialmente se esta estimativa possui implicações de manejo; porém, é igualmente errado utilizar a mera existência da incerteza como uma desculpa para evitar ações de manejo”.

Manejo Adaptativo

O manejo adaptativo é um processo formal e estruturado de manejo experimental, integrando o conhecimento existente e informações científicas em modelos dinâmicos utilizados para fazer predições sobre os impactos de diferentes práticas de manejo, as

quais são re-avaliadas e ajustadas de acordo com novas informações obtidas a partir do plano de manejo adotado inicialmente (e.g. Holling, 1978; Walters, 1997). Este processo contínuo de re-avaliação e modificação, o qual inclui a participação de diversos atores sociais, permite implementar planos de manejo em situações onde inicialmente não se tem o “conhecimento científico necessário”. Os principais passos para sua implementação são: determinar as suas metas e objetivos; avaliar a melhor estratégia; implementar o plano; monitorar; avaliar (metas alcançadas, falhas e etc...) e, a partir disso, determinar novamente seus objetivos e metas. O manejo adaptativo pode ser implementado em vários níveis (e.g. manejo de reação, manejo passivo e manejo ativo) (Walters, 1986), sendo o manejo passivo uma opção para lidar com problemas de conservação que afetam ambientes restritos (Walters, 1986; Hilborn, 1992) ou pequenas populações ameaçadas (e.g. Boyce, 1993). Este conceito de manejo envolve monitoramento a longo prazo e aprendizado, a partir de uma evolução gradual da estratégia de manejo, sem a necessidade de replicar o experimento e monitorar a variabilidade do ambiente antes da intervenção, o que é imprescindível para o manejo ativo adaptativo. A intervenção a partir de um plano de manejo adaptativo passivo (Holling, 1978; Walters, 1986) surge como uma boa alternativa para lidar com as incertezas e evitar com que a demora da implementação de um plano “ideal” de manejo acarrete efeitos ecológicos difíceis de serem revertidos na população de botos do estuário da Lagoa dos Patos.

Prioridades de Pesquisa

Considerando o limitado conhecimento sobre alguns parâmetros de entrada relevantes para os modelos de viabilidade populacional, recomenda-se a obtenção de dados adicionais para melhorar as estimativas dos seus parâmetros vitais como taxas de reprodução e sobrevivência estágio-específicas e suas variabilidades. Felizmente, o uso de métodos convencionais e bem estabelecidos como os de marcação-recaptura para estimar estes parâmetros (White & Burnham, 1999) são passíveis de aplicação na população do estuário da Lagoa dos Patos. Além disso, é crucial obter informações idade-específica dos botos capturados acidentalmente assim como, para aqueles indivíduos de sexo indeterminado e que possuam amostras biológicas, determinar o sexo através de análise molecular. Expandir a área de amostragem de foto-identificação para a zona costeira é crucial para permitir um melhor entendimento sobre a dinâmica desta população. Caso se verifique a existência de indivíduos que não utilize o estuário mas que frequentemente sejam observados na região costeira próxima ao estuário, uma nova estimativa de abundância é necessária para realizar outra análise de viabilidade populacional e re-avaliar o status de conservação da população.

Referências Bibliográficas:

- ANDRADE, H. A. & P. G. KINAS. 2007. Decision analysis on the introduction of a new fishing fleet for skipjack tuna in the Southwest Atlantic. *Pan-America Journal of Aquatic Sciences* 2:131-148.
- BAISCH, P. 1997. Geoquímica. *In* Tagliani, P. R. A. & Asmus, M. L, Coordenador. Estudo de Impacto Ambiental do Porto de Rio Grande. FURG. Documento Técnico.
- BAKER, C. S., A. PERRY & LOUIS M. H. 1987. Reproductive histories of female humpback whales *Megaptera novaeangliae* in the North Pacific. *Marine Ecology Progress Series* 41:103-114.
- BALLANCE, L. T. 1990. Residence patterns, group organization, and surfacing associations of bottlenose dolphins in Kino Bay, Gulf of California, Mexico. Páginas 267-283 *in* Leatherwood, S. & R. R. Reeves, Eds. Academic Press, New York.
- BARACHO, C., S. CIPOLOTTI, E. MARCOVALDI, M. APOLINÁRIO & M. B. SILVA. The occurrence of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the biological reserve of Atol das Rocas in north-eastern Brazil. *JMBA* 2 – Biodiversity Records. Published on-line.

- BARLOW, J. 1984. Reproductive seasonality in pelagic dolphins (*Stenella* sp.): implications for measuring rates. Reports of the International Whaling Commission (Special Issue 6): 191-198.
- BARLOW, J. 1990. A birth-interval model for estimating cetacean reproductive rates from resighting data. Páginas 155-160 in P. S. HAMMOND, S. A. MIZROCH & G. P. DONOVAN (Eds.). Individual recognition of cetaceans: Use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters. Reports of the International Whaling Commission (Special Issue 12).
- BARLOW, J. & P. J. CLAPHAM. 1997. A new birth-interval approach to estimating demographic parameters of humpback whales. *Ecology* 78:535-546.
- BARLOW, J. & R. R. REEVES. 2002. Population status and trends. Páginas 979-982 in W. F. Perrin, B. Wursig & J. G. M. Thewissen, eds. *Encyclopedia of Marine Mammals*. Academic Press, San Diego, CA.
- BARRETO, A. S. 1994. Idade e desenvolvimento craniano de *Tursiops truncatus* (Delphinidae, Cetacea) no litoral sul-sudeste do Brasil. Dissertação de Mestrado. Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, RS, Brasil. 50p.
- BARRETO, A. S. 2000. Variação craniana e genética de *Tursiops truncatus* (Cetacea, Delphinidae) na costa Atlântica da América do Sul. Tese de Doutorado. Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, RS, Brasil. 112p.

- BASTIDA, R., D. RODRÍGUEZ, E. SECCHI & V. M. F. DA SILVA. 2007. Mamíferos acuáticos de Sudamérica y Antártida. Vazquez Mazzini (eds), Buenos Aires, Argentina.
- BEARZI, G., N. DI SCIARA & E. POLITI. 1997. Social ecology of bottlenose dolphins in the Kvarneric (northern Adriatic Sea). *Marine Mammal Science* 13:650-668.
- BEGON, M. 1983. Abuses of mathematical techniques in ecology: applications of Jolly's capture-recapture method. *Oikos* 40:155-158.
- BEJDER, L. & S. DAWSON. 2001. Abundance, residency, and habitat utilization of Hector's dolphins (*Cephalorhynchus hectori*) in Porpoise Bay, New Zeland. *New Zeland Journal of Marine and Freshwater Research* 35:277-287.
- BERGGREN, P., P. R. WADE, J. CARLSTROM & A. J. READ. 2002. Potential limits to anthropogenic mortality for harbour porpoises in the Baltic region. *Biological Conservation* 103:313-322.
- BERNARDI, L. R. 2000. Estudo ecológico e comportamental do boto-da-tainha, *Tursiops truncatus* Montagu, 1821 (Cetacea, Delphinidae) na foz do rio Mampituba, Torres, RS. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil. 103p.

- BONILHA, L., & M. ASMUS. 1994. Modelo ecológico do fitoplâncton e zooplâncton do estuário da Lagoa dos Patos, RS. Academia de Ciências do Estado de São Paulo 87:347–362.
- BOYCE, M. S. 1992. Population viability analysis. Annual Review of Ecology and Systematics 23:481-506.
- BOYCE, M. S. 1993. Population viability analysis: adaptive management for threatened and endangered species. Transactions of the 58th North American Wildlife and Natural Resources Conference 58:520-527.
- BRAULT, S. & H. CASWELL. 1993. Pod-specific demography of Killer whales (*Orcinus orca*). Ecology 74:1444-1454.
- BRONSON, F. H. 1989. Mammalian reproductive biology. The University of Chicago Press, Chicago, IL.
- BUCKLAND, S. T., ANDERSON, D. R., BURNHAM, K. P. & LAAKE, J. L. 1993. Distance sampling: Estimating abundance of biological populations. Chapman and Hall, Londres. 446p.
- BURDETT, L. G. & W. E. MCFEE. 2004. Bycatch of bottlenose dolphins in South Carolina, USA, and an evaluation of the Atlantic blue crab fishery categorisation. The Journal of Cetacean Research and Management 6:231-240.

- BURGMAN, M. A., S. FERNON & H. R. AKÇAKAYA. 1993. Risk assessment in conservation biology. Chapman & Hall, New York. USA.
- BURKHART, S. M. & E. SLOOTEN. 2003. Population viability analysis for Hector's dolphin (*Cephalorhynchus hectori*): a stochastic population model for local populations. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 37:553–566.
- BURNHAM, K. P., D. R. ANDERSON, G. C. WHITE, C. BROWNIE & K. H. POLLOCK. 1987. Design and analysis methods for fish survival experiments based on release-recapture. American Fisheries Society Monograph 5.
- CALAMBOKIDIS, J., J. C. CUBBAGE, G. H. STEIGER, K. C. BALCOMB & P. BLOEDEL. 1990. Population estimates of humpback whales in the Gulf of the Farallones, California. Páginas 325-333 in P. S. HAMMOND, S. A. MIZROCH & G. P. DONOVAN (Eds.). Individual recognition of cetaceans: Use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters. Reports of the International Whaling Commission (Special Issue 12).
- CALLIARI, L. J. 1980. Aspectos sedimentológicos e ambientais da região sul da Lagoa dos Patos. Tese de Mestrado, Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 190 p.

- CAON, G. & P. H. OTT. 2004. Populações oceânicas do golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*): foto-identificação e fidelidade no Arquipélago de São Pedro e São Paulo, nordeste do Brasil. Página 48 in 11º Reunión de Trabajo de Especialistas en Mamíferos Acuáticos de América del Sur y 5º Congreso de la Sociedad Latinoamericana de Especialistas em Mamíferos Acuáticos. Quito, Ecuador.
- CASTELLO, H. P & M. C. PINEDO. 1977. Botos na Lagoa dos Patos. Natureza em Revista 12:46-49.
- CASWELL, H. 1989. Matrix Population Models. Sinauer Associates, Sunderland.
- CASWELL, H. 2001. Matrix Population Models: Construction, Analysis and Interpretation. 2nd Edition. Sinauer Associates, Inc. Sunderland, USA.
- CASWELL, H., S. BRAULT, A. J. READ & T. D. SMITH. 1998. Harbor porpoise and fisheries: An uncertainty analysis of incidental mortality. Ecological Applications 8:1226-1238.
- CAUGHLEY, G. 1966. Mortality patterns in mammals. Ecology 47:906-918.
- CAUGHLEY, G. 1977. Analysis of vertebrate populations. Wiley, New York .234 p.

CAUGHLEY, G. & A. GUNN. 1996. Conservation biology in theory and practice. Blackwell Science, Oxford, England. 445p.

CEPERG/IBAMA. 1999. Desembarque de pescado no Rio Grande do Sul. 1996–1998. Ministério do Meio Ambiente, Publicação Especial, Rio Grande, Brasil.

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

CHAPMAN, D. G. 1951. Some properties of the hypergeometric distribution with applications to zoological censuses. *University of California Publications in Statistical* 1:131-160.

CHAPMAN, D. G. 1980. Book review of statistical inference from capture data on closed animal populations. *Biometrics* 36:362.

CHIVERS, S. J. 2002. Cetacean life history. Páginas 221-225 in W.F. Perrin, B. Wursig & J.G.M Thewissen, eds. *Encyclopedia of Marine Mammals*. Academic Press, San Diego, CA.

COCKCROFT, V. G., & G. J. B. ROSS. 1990. Age, growth, and reproduction of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* from the east coast of Southern Africa. *Fishery Bulletin* 88:289-302.

- COSTA, C. S. B., U. SEELIGER, C. P. L OLIVEIRA & A. M. M. MAZO. 1997. Distribuição, funções e valores das marismas e pradarias submersas no estuário da Lagoa dos Patos (RS, Brasil). *Atlântica* 19:65–83.
- COX, T. M., A. J. READ, S. G. BARCO, J. EVANS, D. P. GANNON, H. N. KOOPMAN, W. A. MCLELLAN, K. MURRAY, J. NICOLAS, D. A. PABST, C. W. POTTER, W. M. SWINGLE, V. G. THAYER, K. M. TOUHEY & A. J. WESTGATE. 1998. Documenting the bycatch of harbour porpoises, *Phocoena phocoena*, in coastal gillnet fisheries from stranded carcasses. *Fishery Bulletin* 96:727-734.
- CRESPO, E. A., S. N. PEDRAZA, S. L. DANS, M. KOEN ALONSO, L. M. REYES, N. A. GARCÍA, M. COSCARELLA & A. C. M. SCHIAVINI. 1997. Direct and indirect effects of the highseas fisheries on the marine mammal populations in the northern and central Patagonian coast. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science* 22:189-207.
- CROUSE, D. T., L. B. CROWDER & H. CASWELL. 1987. A stage-based population model for loggerhead sea turtle and implications for conservation. *Ecology* 68: 1412-1423.
- D'AGROSA, C. E. 1995. Mortalidad incidental de la vaquita (*Phocoena sinus*) en actividades pesqueras del Alto Golfo de California, México, 1993-94.

Dissertação de Mestrado, Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, Campus Gaymas, México. 122p.

DA SILVA, V. M. F. & R. C. BEST. 1996. Freshwater dolphin/fisheries interaction in the central Amazon (Brazil). *Amazoniana* 14:165-175.

DALLA ROSA, L. 1998. New information on the occurrence of small cetaceans off southern Brazil. Página 60 *in* 8ª Reunião de Trabalhos de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul. Olinda, Pernambuco, Brasil.

DALLA ROSA, L. 1999. Estimativa do tamanho da população de botos, *Tursiops truncatus*, do estuário da Lagoa dos Patos, RS, a partir da foto-identificação de indivíduos com marcas naturais e da aplicação de modelos de marcação-recaptura. Dissertação de Mestrado. Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, RS, Brasil. 104 p.

DALLA ROSA, L. & E. R. SECCHI. 2007. Killer whale (*Orcinus orca*) interactions with the tuna and swordfish longline fishery off southern and south-eastern Brazil: a comparison with shark interactions. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 87:135-140.

DANILEWICZ, D. 2003. Reproduction of female franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in the Rio Grande do Sul, Southern Brazil. *The Latin American Journal of Aquatic Mammals* 2:67-78.

- DANS, S. L., M. KOEN ALONSO, S. PEDRAZA & E. A. CRESPO. 2003. Incidental catch of dolphins in trawling fisheries off Patagonia, Argentina: can populations persist? *Ecological Applications* 13:754-762.
- DELANEY, P. J. P. 1965. Fisiografia e geologia da superfície da planície costeira do Rio Grande do Sul. Publicação Especial da Escola de Geologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre 6:1-63.
- DEMASTER, D. P. & J. K. DREVENAK. 1988. Survivorship patterns in three species of captive cetaceans. *Marine Mammal Science* 4:297-311.
- DI BENEDITTO, A. P. M. 2003. Interactions between gillnet fisheries and small cetaceans in northern Rio de Janeiro, Brazil: 2001-2002. *The Latin American Journal of Aquatic Mammals* 2:79-86.
- DI BENEDITTO, A. P. M. & R. M. A. RAMOS. 2001. Biology and conservation of the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in the north of Rio de Janeiro State, Brazil. *Journal of Cetacean Research and Management* 3:185-192.
- DI TULLIO, J. C. 2005. Zoogeografia e sazonalidade de baleias-bicuda (Cetacea: Ziphiidae) no Atlântico Sul Ocidental. Monografia de Graduação. Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, RS, Brasil. 19p.

DI TULLIO, J. C., P. F. FRUET, L. DALLA ROSA, L. MÖLLER & E. R. SECCHI.

2007. Temporal and spatial habitat use of bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, inhabiting the Patos Lagoon estuary, southern Brazil. In 7th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, Cape Town, South Africa.

EBERHARDT, L. L. 2002. A paradigm for population analysis of long-lived vertebrates. Ecology 83: 2841-2854.

ELLISON, A. M. 1996. An introduction to Bayesian inference for ecological research and environmental decision-making. Ecological Applications 6:1036-1046.

FELIX, F. 1994. Ecology of the bottlenose dolphin in the Gulf of Guayaquil. Investigations on Cetacea 25: 235-256.

FERNANDEZ, S. & A. A. HOHN. 1998. Age structure, growth, and calving season of bottlenose dolphins stranded along the coast of Texas. Fishery Bulletin 96:357-365.

FLORES, P. A. & N. F. FONTOURA. 2006. Ecology of marine tucuxi, *Sotalia guianensis*, and bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, in Baía Norte, Santa Catarina state, southern Brazil. Latin American Journal of Aquatic Mammals 5:105-115.

FLORES, P. A., M. BAZZALO, L. ZAGO & R. S. WELLS. (no prelo). Evidência de

residência individual e ocorrência de lesões epidérmicas em golfinhos *Tursiops truncatus* na Baía Norte, SC, Brasil.

FOWLER, C. W. & J. D. BAKER. 1991. A review of animal population dynamics at extremely reduced population levels. Report of the International Whaling Commission 41:545-554.

FRIDAY, N., T. SMITH, P. STEVICK, & J. ALLEN. 2000. Measurement of photographic quality and individual distinctiveness for the photographic identification of humpback whales, *Megaptera novaeangliae*. Marine Mammal Science 16:355-374.

FRUET, P. F. 2004. Caracterização genética da região controladora do DNAm da população de botos (*Tursiops truncatus*) do estuário da Lagoa dos Patos e sua aplicação para o estudo da mortalidade da espécie no litoral do Rio Grande do Sul, Brasil. Monografia de Graduação, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, RS, Brasil. 38p.

FRUET, P. F., K. G. SILVA, E. R. SECCHI, R. B. MENEZES, J. C. DI TULLIO, D. S. MONTEIRO, M. MEHSEN & S. C. ESTIMA. 2005. Temporal trend in the bycatch of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, from a small resident population in southern Brazil. Artigo SC/57/SM8 apresentado durante a reunião da CBI. Ulsan, South Korea, Maio/Junho.

- GAILLARD, J. M., D. DELORME, J. M. JULLIEN & D. TATIN. 1993. Timing and synchrony of births in roe deer. *Journal of Mammalogy* 74:738-744.
- GEARIN, P. J., S. R. MELIN, R. L. DELONG, H. KAJIMURA & M. A. JOHNSON. 1994. Harbour porpoise interaction with chinook salmon set-net fishery in Washington State. Páginas 427-438 *in* Perrin, W. F., G. P. Donovan & J. Barlow (Eds.). Gillnets and cetaceans. International Whaling Commission (Special Issue 15).
- GERACI, J. R. & V. L. LOUNSBURY. 2005. *Marine Mammals Ashore: A Field guide for strandings* (second edition). National Aquarium in Baltimore, Inc., Baltimore, MD.
- GERRODETTE, T. 1987. A power analysis for detect trends. *Ecology* 68:1364-1372.
- GILPIN, M. E. & M. E. SOULÉ. 1986. Minimum viable populations: process of species extinction. Páginas 19-34 *in* M.E. Soulé (ed.). *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, USA.
- GINZBURG, L. R., L. B. SLOBODKIN, K. JOHNSON & A. G. BINDMAN. 1982. Quasi-extinction probabilities as a measure of impact on population growth. *Risk Analysis* 2:171-181.

- GRELLIER, K., P. S. HAMMOND, B. WILSON, C. A. SANDERS-REED & P. M. THOMPSON. 2003. Use of photo-identification data to quantify mother-calf association patterns in bottlenose dolphins. *Canadian Journal of Zoology* 81:1421-1427.
- HAASE, P. A. & K. SCHNEIDER. 2001. Birth demographics of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in Doubtful Sound, Fjordland, New Zealand: preliminary findings. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 35:675-680.
- HALL, M. A. 1998. An ecological view of the tuna-dolphin problem: impacts and trade-offs. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 8:1-34.
- HAMMOND, P. S. 1986. Estimating the size of naturally marked whale populations using capture-recapture techniques. *Reports of the International Whaling Commission (Special Issue 8)*:253-282.
- HAMMOND, P. S., S. A. MIZROCH, & G. F. DONOVAN (eds.). 1990. Individual recognition of cetaceans: Use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters. *Reports of the International Whaling Commission (Special Issue 12)*.
- HEINRICH, S. 2006. Ecology of Chileans dolphin and Peale's dolphins at Isla Chiloé, southern Chile. Tese de Doutorado. School of biology, University of St Andrews, UK. 239p.

- HERSH, S. & D. DUFFIELD. 1990. Distinction between northwest Atlantic offshore and coastal bottlenose dolphins based on hemoglobin profile and morphometry. Páginas 129-139 in *The Bottlenose Dolphin*. San Diego, Academic Press.
- HERSH, S. L., D. K. ODELL & E. D. ASPER. 1990. Bottlenose dolphin mortality patterns in the Indian/Banana River system of Florida. Páginas 155-164 in S. Leatherwood, & R. R. Reeves (Eds.). *The bottlenose dolphin*. Academic Press, Inc., San Diego, CA.
- HERSHKOVITZ, P. 1966. Catalog of living whales. United States National Museum Bulletin 246:1-257.
- HERZING, D. L. 1997. The life history of free-ranging Atlantic spotted dolphins (*Stenella frontalis*): Age classes, color phases, and female reproduction. *Marine Mammal Science* 13:576-595.
- HILBORN, R. 1992. Can fisheries agencies learn from experience? *Fisheries* 17:6-14.
- HOELZEL, A. R., C. W. POTTER & P. B. BEST. 1998. Genetic differentiation between parapatric 'nearshore' and 'offshore' populations of the bottlenose dolphin. *Proceedings of the Royal Society of London B* 265:1177-1183.
- HOFFMAN, L. S. 1997. Padrões de associação, ocupação do habitat e aspectos ecológicos de *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821) (Cetacea, Delphinidae) no

sul do Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Porto Alegre, Porto Alegre, RS. Brasil. 85p.

HOFFMAN, L. S. 2004. Um estudo de longa duração de um grupo costeiro de golfinhos *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821) (Cetacea, Delphinidae) no sul do Brasil: Aspectos de sua biologia e bioacústica. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS. Brasil. 273 p.

HOHN, A. A. 1980. Age determination and age related factors in the teeth of western north Atlantic bottlenose dolphins. The Scientific Reports of the Whales Research Institute 32:39-66.

HOHN, A. A., M. D. SCOTT, R. W. WELLS, J. SWEENEY & A. B. IRVINE. 1989. Growth layers in teeth from free-ranging, known-age bottlenose dolphins. Marine Mammal Science 5:315-342.

HOLLING, C. S. 1978. Adaptive environmental assessment and management. John Wiley and Sons, New York, USA.

IUCN. 2007. Red Data List 2007. IUCN, World Conservation Union, Gland, Suíça. <http://www.iucnredlist.org/>. 2007.

JEFFERSON, T. A. & B. E. CURRY. 1994. A global review of porpoise (Cetacea: Phocoenidae) mortality in gillnets. Biological Conservation 67:167-183.

- KARCZMARSKI, L. 1999. Group dynamics of humpback dolphins (*Sousa chinensis*) in the Algoa Bay region, South Africa. *Journal of Zoology* 249:283-293.
- KASUYA, T. 1985. Effects of exploitation on reproductive parameters of the spotted and striped dolphins off the Pacific coast of Japan. *Scientific Reports of the Whales Research Institute* 36:107-138.
- KASUYA, T., Y. IZUMISAWA, Y. KOMYO, Y. ISHINO & Y. MAEJIMA. 1997. Life history parameters of bottlenose dolphins off Japan. *IBI Reports* 7:71-107.
- KENNEY, R. D. 1990. Bottlenose dolphins off the northeastern United States. *In* S. Leatherwood and R. R. Reeves (Eds.). *The bottlenose dolphin*. Academic Press, Inc. San Diego, California.
- KEYFITZ, N. 1977. *Introduction to the mathematics of populations, with revisions*. Addison-Wesley, Reading, Mass. 490p.
- KINAS, P. G. 2002. The impact of incidental kills by gillnets on the franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) in southern Brazil. *Bulletin Marine Science* 70: 409-421.
- KINAS, P. G. & E. R. SECCHI. 1998. Modeling truncated data to estimate incidental kills of franciscana, *Pontoporia blainvillei*, by gillnets. *Reports of the International Whaling Commission* 48:533-536.

- KLATSKY, L. J., R. S. WELLS & J. C. SWEENEY. 2007. Offshore bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*): Movement and dive behavior near the bermuda pedestal. *Journal of mammalogy* 88:59-66.
- KLIPPEL, S., M. B. PERES, C. M. VOOREN & A. F. LAMÓNACA. 2005. A pesca artesanal na costa da Plataforma Sul. Páginas 180-197 in C. M. Vooren & S. Klippel (Eds.). *Ações para a conservação de tubarões e raias no sul do Brasil*. Igaré, Rio Grande do Sul, Brasil.
- KOGI, K., T. HISHII, A. IMAMURA, T. IWATANI & K. M. DUDZINSKI. 2004. Demographic parameters of Indo-Pacific bottlenose dolphins (*Tursiops aduncus*) around Mikura Island, Japan. *Marine Mammal Science* 20:510-526.
- LACY, R.C. 1993. VORTEX: a computer simulation model for population viability analysis. *Wildlife Research* 20:45-65.
- LAPORTA, P. & C. DIMITRIADIS. 2004. Occurencia y comportamiento de *Tursiops truncatus* en Cerro Verde, Rocha, Uruguay: casualidad o residencia. Página 137 in 11ª Reunión de Trabajo de Expertos em Mamíferos Acuáticos de América del Sur, Setembro 11 - 19, Quito, Ecuador.
- LAWS, R. M. 1956. Growth and sexual maturity in aquatic mammals. *Nature* 178:193-194.

- LEATHERWOOD, S. & R. R. REEVES. 1983. The Sierra Club Handbook of Whales and Dolphins. San Francisco: Sierra Club Books.
- LINK, W. A. 2003. Nonidentifiability of population size from capture-recapture data with heterogeneous detection probabilities. *Biometrics* 59: 1123–1130.
- LODI, L., L. C. MAYERHOFER, F. S. DA CRUZ, M. M. C. BARBOSA, S. M. ARAÚJO & A. B. SERRANO. 2004. Pesquisa e conservação do golfinho-flíper (*Tursiops truncatus*) no arquipélago das Cagarras, Rio de Janeiro - Resultados preliminares. Páginas 168-170 in II Semana de Extensão das Faculdades Integradas Maria Thereza. Niterói, Rio de Janeiro, Brasil.
- MAGUIRE, L. A. & L. G. BOINEY. 1994. Resolving environmental disputes: a framework incorporating decision analysis and dispute resolution techniques. *Journal of Environmental Management* 42:31-48.
- MANLY, B. F. J. 1997. Randomization, bootstrap and Monte Carlo methods in biology. 2nd Edition. Chapman & Hall, London, United Kingdom.
- MANN, J., & B. B. SMUTS. 1999. Behavioral development in wild bottlenose dolphin newborns (*Tursiops* sp.). *Behaviour* 136:529-66.

- MANN, J., R. C. CONNOR, L. M. BARRE & M. R. HEITHAUS. 2000. Female reproductive success in bottlenose dolphins (*Tursiops* sp.): Life history, habitat, provisioning, and group-size effects. *Behavioral Ecology* 11:210-219.
- MARSH, H., I. R. LAWLER, D. KWAN, S. DELEAN, K. POLLOCK & M. ALLDREDGE. 2004. Aerial surveys and the potencial biological removal technique indicate that the Torres Strait dugong fishery is unsustainable. *Animal Conservation* 7:435-443.
- MARTUSCELLI, P., F. OLMOS, R. S. E. SILVA, I. P. MAZZARELLA & F. V. PINO. 1996. Cetaceans of Sao Paulo, southeastern Brazil. *Mammalia* 60: 125-140.
- MATTOS, P. H. 2003. Ecologia comportamental e distribuição do boto, *Tursiops truncatus*, no estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. Monografia de graduação. Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, RS, Brasil. 34p.
- MATTSON, M. C., K. D. MULLIN, G. W. INGRAM JR. & W. HOGGARD. 2006. Age structure and growth of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) from strandings in the Mississippi sound region of the north-central Gulf of Mexico from 1986 to 2003. *Marine Mammal Science* 22:654-666.

- MCBRIDE, A. F. & H. KRITZLER. 1951. Observations on pregnancy, parturition, and postnatal behavior in the bottlenose dolphin. *Journal of Mammalogy* 32:251-266.
- MCFEE, W.E. & S. R. HOPKINGS-MURPHY. 2002. Bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) strandings in South Carolina, 1992-1996. *Fishery Bulletin* 100:258-265.
- MEAD, J. G. & C. W. POTTER. 1990. Natural history of bottlenose dolphins along the central Atlantic coast of the United States. Páginas 165-195 in S. Leatherwood & R. Reeves (eds). *The bottlenose dolphin*. Academic Press, San Diego, CA.
- MEHESEN, M., E. R. SECCHI, P. F. FRUET & J. C. DI TULLIO. 2005. Temporal trends in the diet of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in Rio Grande do Sul, Brazil. Artigo SC/57/SM9 apresentado durante encontro da IWC. Ulsan, Coréia do Sul, Maio/Junho, 2005.
- MENKIS, G. E., Jr., & S. H. ANDERSON. 1988. Estimation of small-mammal population size. *Ecology* 69:1952-1959.
- MILNER-GULLAND, E. J. & H. R. AKÇAKAYA. 2001. Sustainability indices for exploited populations. *Trends Ecology Evolution* 16:686-692.

- MÖLLER, L. M. 1993. Observações sobre o comportamento e a ecologia do boto *Tursiops truncatus* no estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. Monografia de Graduação. Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, RS, Brasil. 32p.
- MÖLLER, L. M., P. C. SIMÕES-LOPES, E. R. SECCHI & A. N. ZERBINI. 1994. Uso de fotoidentificação no estudo do deslocamento de botos, *Tursiops truncatus* (Cetacea, Delphinidae) na costa sul do Brasil. Páginas 5-8 *in* Actas da 6ª Reunião de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul, Florianópolis, SC, Brasil.
- MÖLLER, L. M. & L. B. BEHEREGARAY. 2001. Coastal bottlenose dolphins from southeastern Australia are *Tursiops aduncus* according to sequences of the mitochondrial DNA control region. *Marine Mammal Science* 17 2: 249-263.
- MÖLLER, L. M., J. WISZNIEWSKI, S. J. ALLEN & L. B. BEHEREGARAY. 2007. Habitat type promotes rapid and extremely localized genetic differentiation in dolphins. *Marine and Freshwater Research* 58:640-648.
- MORENO, I. B., P. H. OTT & D. S. DANILEWICZ. 1997. Análise preliminar do impacto da pesca artesanal costeira sobre *Pontoporia blainvillei* no litoral norte do Rio Grande do Sul, sul do Brasil. Páginas 31-41 *in* M. C. Pinedo & A. S. Barreto (Eds.). Anais do 2º Encontro sobre Coordenação de Pesquisa e Manejo

da Franciscana. Fundação Universidade Federal do Rio Grande (FURG), Rio Grande, RS, Brasil.

MORGAN, M. G. & M. HENRION. 1990. Uncertainty: a guide to dealing with uncertainty in quantitative risk and policy analysis. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

MORRIS, W. F. & D. F. DOAK. 2003. Quantitative conservation biology: theory and practice of population viability analysis. Sinauer Associates, Sunderland, USA.

NIENCHESKI, F. & M. G. Z. BAUNGARTEM. 1997. Hidroquímica. Página 491–545 *in* Tagliani, P. R. A & Asmus M. L, coordenador. Estudo de Impacto Ambiental do Porto de Rio Grande. FURG. Documento Técnico.

NMFS. 2000. Marine Mammal Stock Assessment Reports. US National Marine Fisheries Service (www.nmfs.noaa.gov/prot_res/mammals/sa_rep/sar.html).

NORMAN, S. A., C. E. BOWLBY, M. S. BRANCATO, J. CALAMBOKIDIS, D. DUFFIELD, P. J. GEARIN, T. A. GORNALL, M. E. GOSHO, B. HANSON, J. HODDER, S. J. JEFFRIES, B. LAGERQUIST, D. M. LAMBOURN, B. MATE, B. NORBERG, R. W. OSBORNE, J. A. RASH, S. RIEMER & J. SCORDINO. 2004. Cetacean strandings in Oregon and Washington – 1930-2002. *The Journal of Cetacean Research and Management* 6:87-99.

- NORRIS, K. S. 1961. Standardized methods for measuring and recording data on the smaller cetaceans. *Journal of Mammalogy* 42:471-476.
- OLESIUK, P. K., M. A. BIGG & G. M. ELLIS. 1990. Life history and population dynamics of resident killer whales (*Orcinus orca*) in the coastal waters of British Columbia and Washington State. Páginas 209-243 in P. S. HAMMOND, S. A. MIZROCH & G. P. DONOVAN (Eds.). Individual recognition of cetaceans: Use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters. Reports of the International Whaling Commission (Special Issue 12).
- OTIS, D. L., K. P. BURNHAM, G. C. WHITE & D. R. ANDERSON. 1978. Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife Monographs* 62:1-135.
- OTT, P. H., E. R. SECCHI, I. B. MORENO, D. DANILEWICZ, E. A. CRESPO, P. BORDINO, R. RAMOS, A. P. DI BENEDITTO, C. BERTOZZI, R. BASTIDA, R. ZANELATTO, J. E. PEREZ, & P. G. KINAS. 2002. Report of the Working Group on Fishery Interactions. Páginas 55-64 in E. R. Secchi (Ed.). Special Issue on the Biology and Conservation of Franciscana. *The Latin American Journal of Aquatic Mammals* 1 (special issue 1).

- PARRA, G. J., CORKERON, P. J. & MARSH, H. 2006. Population sizes, site fidelity and residence patterns of Australian snubfin and Indo-Pacific humpback dolphins: Implications for conservation. *Biological Conservation* 129:167-180.
- PERRIN, W. F. & S. B. REILLY. 1984. Reproductive parameters of dolphins and small whales of the family delphinidae. Report of the International Whaling Commission (Special Issue 6):97-133.
- PERRIN, W. F., G. P. DONAVAN & J. BARLOW (Eds.). 1994. Gillnets and cetaceans. Report of the International Whaling Commission (special issue 15).
- PILLERI, G. & M. GHIR. 1972. On the record and taxonomy of *Tursiops gephyreus* (Lahille, 1908) off the playa Coronilla, Uruguay. *Investigations on Cetacea* 4:95-149.
- PINEDO, M. C. 1982. Alimentação de *Tursiops gephyreus* (Cetacea, Delphinidae) na zona estuarial e costeira do Rio Grande, RS, Brasil. *Atlântica* 5: 98.
- PINEDO, M. C. 1986. Mortalidade de *Pontoporia blainvillei*, *Tursiops gephyreus*, *Otaria flavescens* e *Arctocephalus australis* na costa do Rio Grande do Sul, Brasil, 1976-1983. Páginas 187-199 in *Actas del Primeira Reunión de Trabajo de Expertos em Mamíferos Acuáticos de América del Sur*. Buenos Aires, Argentina.

- PINEDO, M. C. 1994. Review of small cetacean fishery interactions in southern Brazil with special reference to the Franciscana (*Pontoporia blainvillei*). Páginas 251-259 in W. F. Perrin, G. P. Donovan & J. Barlow, eds. Gillnets and cetaceans. Reports of the International Whaling Commission (Special Issue 15).
- PINEDO, M.C., T. POLACHEK, A. S. BARRETO & M. P. LAMMARD. 1999. Relatório do sub-projeto 5: Levantamento da fauna de mamíferos marinhos do ambiente pelágico da região sul. Projeto ARGO – Levantamento dos Recursos Vivos do Ambiente Pelágico da ZEE-Região Sul – Relatório Final. PADCT/CNPq. Departamento de Oceanografia, Fundação Universidade Federal do Rio Grande (FURG), Rio Grande, RS. Volume 7. 32p.
- PINEDO, M. C. & T. POLACHEK. 1999. Trends in franciscana (*Pontoporia blainvillei*) stranding rates in Rio Grande do Sul, Southern Brazil (1979-1998). Journal of Cetacean Research and Management 1:179-189.
- PIZZORNO, J. L. A. 1999. Estimativa populacional do boto-cinza (*Sotalia fluviatilis*) na Baía de Guanabara, por meio de catálogo de foto-identificação. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ.
- POLLOCK, K. H., J. D. NICHOLS, CAVELL BROWNIE & J. E. HINES. 1990. Statistical inference for capture-recapture experiments. Wildlife Monographs 107:1-97.

- POSSINGHAM, H. P., D. B. LINDENMAYER & T. W. NORTON. 1993. A framework for improved management of threatened species based on Population Viability Analysis (PVA). *Pacific Conservation Biology* 1:39-45.
- QUÉROUIL, S., M. A. SILVA, L. FREITAS, R. PRIETO, S. MAGALHÃES, A. DINIS, F. ALVES, J. A. MATOS, D. MENDONÇA, P. S. HAMMOND & R. S. SANTOS. 2007. High gene flow in oceanic bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) of the North Atlantic. *Conservation Genetics* 8:1405-1419.
- RALLS, K., R. L. BROWNELL & J. BALLAU. 1980. Differential mortality by sex and age in mammals, with specific reference to the sperm whale. Páginas 233–243 in *Report of the International Whaling Commission (special issue 2)*.
- RALLS, K. & B. L. TAYLOR. 1997. How viable is population viability analysis? Páginas 228-235 in T.A. Pickett, R.S. Ostfeld, M. Shachak, and G.E. Likens (Eds.). *The ecological basis of conservation*. Chapman and Hall, New York, USA.
- RAMOS, L. A. & J. P. VIEIRA. 2001. Composição específica e abundância de peixes de zonas rasas dos cinco estuários do Rio Grande do Sul, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca* 27:109-121.
- READ, A. J. & P. R. WADE. 2000. Status of marine mammals in the United States. *Conservation Biology* 14:929–940.

- READ, A. J. 1990. Reproductive seasonality in harbour porpoises, *Phocoena phocoena*, from the bay of Fundy. Canadian Journal of Zoology 68: 284-288.
- READ, A. J. 2005. By-catch and depredation. Páginas 5-17 in Reynolds, J. E., W. F. Perrin, R. R. Reeves, S. Montgomery & T. J. Ragen (Eds.). Marine Mammal Research: Conservation beyond Crisis. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland.
- READ, A. R. & P. R. WADE. 2000. Status of marine mammals in the United States. Conservation Biology 14:929–940.
- READ, A. J., P. DRINKER & S. NORTHRIDGE. 2006. Bycatch of marine mammals in the U.S. and Global Fisheries. Conservation Biology 20:163-169.
- REED, J. M., L. S. MILLS, J. B. DUNNING JR, E. S. MENGES, K. S. MCKELVEY, R. FRYE, S. R. BEISSINGER, M. C. ANSTETT & P. MILLER. 2002. Emerging Issues in Population Viability Analysis. Conservation Biology 16:7–19.
- REEVES, R., B. STEWART, P. CLAPHAM & J. POWELL. 2002. National Audobon Society Guide to Marine Mammals of the World. New York: Alfred A. Knopf.
- REILLY, S. B. & J. BARLOW. 1986. Rates of increase in dolphin population size. Fishery Bulletin 84:527-533.

- REIS, E. G. 1992. An assesement of the exploitation of the white croacker *Micropogonias furnieri* (Pisces, Sciaenidae) by the artisanal and industrial fisheires in coastal waters of southern Brazil. Tese de Doutorado. University of East Anglia, Norwich (England). 212p.
- REIS, E. G., P. C. VIEIRA & V. S. DUARTE. 1994. Pesca artesanal de teleósteos no estuário da Lagoa dos Patos e costa do Rio Grande do Sul. *Atlântica* 16:69-86.
- REIS, E. G. & F. D'INCAO. 2000. The present status of artisanal fisheries of extreme southern Brazil: an efforts towards community based management. *Ocean & Coastal Management* 43:585-595.
- REIS, E. G. & H. RODRIGUES. 2003. Role of the forum of Patos Lagoon in the management of artisanal fisheries in the extreme south of Brazil. *American Fisheries Society Symposium* 38:695-701.
- REXSTAD, E. & K. BURNHAM. 1991. User's guide for interactive program Capture. Abundance estimation of closed animal populations. Colorado Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, Colorado State University, Fort Collins. 29p.
- RICE, D. W. 1998. Marine mammals of the world: systematics and distribution. Special Publication n° 4. The Society for Marine Mammalogy, Lawrence, KS.

- RUTBERG, A. T. 1987. Adaptative hypotheses of birth synchrony in ruminants: an interspecific test. *The American Naturalist* 130:692-710.
- SAMPAIO, C. L. S. & M. S. S. REIS. 1998. Registros de cetáceos na costa nordestina. Página 187 *in* 8ª Reunião de Trabalhos de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul. Olinda, Pernambuco, Brasil.
- SANTOS, M. C. O., L. B. ACUÑA & S. ROSSO. 2001. Insights on site fidelity and calving intervals of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia fluviatilis*) in south-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 81, 1049–1052.
- SCHROEDER, J. P. 1990. Breeding bottlenose dolphins in captivity. Páginas 435-446 *in* S. Leatherwood & R. Reeves (Eds.). *The bottlenose dolphin*. Academic Press, San Diego, CA.
- SEBER, G. A. F. 1982. *The estimation of animal abundance and related parameters*. Second edition. New York, MacMillan. 654p.
- SECCHI, E. R. 2006. Modelling the population dynamics and viability analysis of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) and Hector's dolphins (*Cephalorhynchus hectori*) under the effects of bycatch in fisheries, parameter uncertainty and stochasticity. Dissertação de Doutorado. Universidade de Otago, Dunedin, NZ. 247p.

- SECCHI, E. R., A. N. ZERBINI, M. BASSOI, L. DALLA ROSA, L. M. MÖLLER, & C. C. ROCHA CAMPOS. 1997. Mortality of franciscanas, *Pontoporia blainvillei*, in coastal gillnetting in southern Brazil: 1994-1995. Reports of the International Whaling Commission 47:653-658.
- SECCHI, E. R., P. H. OTT, E. A. CRESPO, P. G. KINAS, S. N. PEDRAZA & P. BORDINO. 2001. A first estimate of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) abundance off southern Brazil. Journal of Cetacean Research and Management 3:95-100.
- SECCHI, E. R. & J. Y. WANG. 2002. Assessment of the conservation status of a franciscana (*Pontoporia blainvillei*) stock in the franciscana management area III following the IUCN red list process. The Latin American Journal of Aquatic Mammals 1 (special issue 1):183-190.
- SECCHI, E. R., P. H. OTT & D. S. DANILEWICZ. 2003a. Effects of fishing by-catch and conservation status of the franciscana dolphin, *Pontoporia blainvillei*. Páginas 174-191 in N. Gales, M. Hindell & R. Kirkwood (Eds.). Marine mammals: Fisheries, tourism and management issues. CSIRO Publishing. Collingwood, Australia.
- SECCHI, E. R., L. BARCELLOS, A. N. ZERBINI & L. DALLA ROSA. 2003b. Biological observations on a dwarf minke whale, *Balaenoptera acutorostrata*,

caught in southern Brazilian waters, with a new record of prey for the species.

The Latin American Journal of Aquatic Mammals 2:109-115.

SECCHI, E. R., D. S. DANILEWICZ & P. H. OTT. 2003c. Applying the phylogeographic concept to identify franciscana dolphin stocks: implications to meet management objectives. Journal of Cetacean Research and Management 5:61-68.

SEELIGER, U., C. CORDAZZO & L. BARCELLOS. 2004. Areias do albardão: um guia ecológico ilustrado do litoral no extremo sul do Brasil. Econscentia. (Eds). 96p.

SERGEANT, D. E., D. K. CALDWELL & M. C. CALDWELL. 1973. Age, growth, and maturity of bottlenosed dolphin (*Tursiops truncatus*) from northeast Florida. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 30:1009-1011.

SHAFFER, M. L. 1981. Minimum population size for species conservation. BioScience 31:131-134.

SHAFFER, M. L. 1990. Population viability analysis. Conservation Biology 4:39-40.

SHANE, S. H. 1987. The behavioral ecology of the bottlenose dolphin. Tese de Doutorado. University of California, Santa Cruz.

- SICILIANO, S. 1994. Review of small cetaceans and fishery interactions in coastal waters of Brazil. Reports of the International Whaling Commission (Special Issue 15):241-250.
- SICILIANO, S., N. R. EMIN-LIMA, A. COSTA, A. L. F. RODRIGUES, F. A. MAGALHÃES, C. H. TOSI, R. G. GARRI, C. R. SILVA & J. S. SILVA JÚNIOR. (no prelo). Revisão do conhecimento sobre os mamíferos aquáticos da costa norte do Brasil. Arquivos do Museu Nacional, Rio de Janeiro, Volume 66 (2).
- SIMÕES-LOPES, P. C. 1991. Interaction of coastal populations of *Tursiops truncatus* (Cetacea, Delphinidae) with the mullet artisanal fisheries in Southern Brazil. Biotemas 4:83-94.
- SIMÕES-LOPES, P. C. 1995. Ecologia comportamental do delfim, *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821), durante as interações com a pesca artesanal de tainhas (*Mugil* sp) no Sul do Brasil. Porto Alegre, PUCRS, Pós-Graduação Biociências (Tese de Doutorado).
- SINQUE, C. & J. H. MUELBERT. 1998. Ictioplâncton. Páginas 56-60 in Seeliger, U., Odebrecht, C. & Castello, J.P. (eds.). Ecossistemas costeiros e marinhos do extremo sul do Brasil. Ecoscientia, Rio Grande.

- SKAF, M. K. & E. R. SECCHI. 1994. Avistagens de cetáceos na travessia do Atlântico: Santos-Tenerife. Página 72 *in* Anais da 6ª Reunião de Trabalhos de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul, Florianópolis, SC, Brasil.
- SLOOTEN, E. 1991. Age, growth and reproduction in Hector's dolphins. *Canadian Journal of Zoology* 69:1689-1700.
- SLOOTEN, E. 2007. Conservation management in the face of uncertainty: effectiveness of four options for managing Hector's dolphin bycatch. *Endangered Species Research* 3:169–179.
- SLOOTEN, E., D. FLETCHER & B. L. TAYLOR. 2000. Accounting for uncertainty in risk assessment: case study of Hector's dolphin mortality due to gillnet entanglement. *Conservation Biology* 14:1264-1270.
- SLOOTEN, E., S. DAWSON, W. RAYMENT & S. CHILDHOUSE. 2006. A new abundance estimate for Maui's dolphin: What does it mean for managing this critically endangered species? *Biological Conservation* 128:576-581.
- SOULÉ, M.E. 1987. Viable populations for conservation. Cambridge University Press, Cambridge. United Kingdom.
- STAPLES, D. F., M. L. TAPER & B. B. SHEPARD. 2005. Risk-based viable population monitoring. *Conservation Biology* 19:1908–1916.

- STEINER, A. & M. BOSSLEY. 2008. Some reproductive parameters of an estuarine population of Indo-Pacific bottlenose dolphins (*Tursiops aduncus*). *Aquatic Mammals* 34:84-92.
- STEVICK, P. T., P. J. PASBOLL, T. D. SMITH, M. V. BRAVINGTON & P. S. HAMMOND. 2001. Errors in identification using natural markings: rates, sources and effects on capture-recapture estimates of abundance. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58:1861-1870.
- STOLEN, M. K. & J. BARLOW. 2003. A model life table for bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from the Indian River Lagoon System, Florida, USA. *Marine Mammal Science* 19:630-649.
- STOLEN, M. K., W. N. DURDEN & D. K. ODELL. 2007. Historical synthesis of bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) stranding data in the Indian River Lagoon System, Florida, from 1977-2005. *Florida Scientist* 70:45-54.
- TABAJARA, L. 1991. Aspectos da relação pescador-boto-tainha no Estuário do Rio Tramandaí. Prefeitura Municipal de Tramandaí.
- TAGLIANI, P. R. A., H. LANDAZURI, E. G. REIS, C. R. TAGLIANI, M. L. ASMUS & A. SÁNCHEZ-ARCILLA. 2003. Integrated coastal zone management in the Patos Lagoon estuary: perspectives in context of developing country. *Ocean & Coastal Management* 46:807-822.

- TAVOLGA, M. C. 1966. Behavior of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*): social interactions in a captive colony. Páginas 718-730 in Whales, dolphins and porpoises (Norris K, ed.). Berkeley: University of California Press.
- TAVOLGA M. C. & F. S. ESSAPIAN. 1957. The behavior of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*): Mating, pregnancy, parturition and mother-infant behavior. Zoologica 42:11-31.
- TAYLOR, B. L. 1995. The reliability of using population viability analysis for risk classification of species. Conservation Biology 9:551-558.
- TAYLOR, B. L. & T. GERRODETTE. 1993. The uses of statistical power in conservation biology: the vaquita and northern spotted owl. Conservation Biology 7:489-500.
- TAYLOR, B. L., P. R. WADE, R. A. STEHN & J. F. COCHRANE. 1996. A Bayesian approach to classification criteria for spectacled eiders. Ecological Applications 6:1077-1089.
- THAYER, V. G. 2008. Life history parameters and social associations of female bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) off North Carolina, USA. Tese de Doutorado. Duke University, Durham, North Carolina, USA. 163p.

THAYER, V. G., A. J. READ, A. S. FRIEDLAENDER, D. R. COLBY, A. A. HOHN, W. A. MCLELLAN, D. A. PABST, J. L. DEAROLF, N. I. BOWLES, J. R. RUSSEL & K. A. RITTMASER. 2003. Reproductive seasonality of western Atlantic bottlenose dolphins of North Carolina, U.S.A. *Marine Mammal Science* 19:617-629.

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

THOMPSON, P. M., B. MACKEY, T. R. BARTON, C. DUCK & R. A. BUTLER. 2007. Assessing the potential impact of salmon fisheries management in the conservation status of harbour seals (*Phoca vitulina*) in north-east Scotland. *Animal Conservation* 10:48-56.

TOLDO, E. E. 1991. Morfodinâmica da Laguna dos Patos, Rio Grande do Sul. *Pesquisas (Porto Alegre)* 18:58-63.

TYACK, P. 1986. Population biology, social behavior and communication in whales and dolphins. *Trends in Ecology & Evolution* 1:144-150.

- URIAN, K. W., D. A. DUFFIELD, A. J. READ, R. S. WELLS & E. D. SHELL. 1996. Seasonality of reproduction in bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*. Journal of Mammalogy 77:394-403.
- VAN WAEREBEEK, K., M. F. VAN BRESSEM, F. FELIX, J. ALFARO-SHIGUETO, A. GARCIA-GODOS, L. CHAVEZ-LISAMBART, K. ONTON, D. MONTES & R. BELLO. 1997. Mortality of dolphins and porpoises off Peru and southern Ecuador in 1994. Biological Conservation 81:43-49.
- VIEIRA, J. P., J. P. CASTELLO & L. E. PEREIRA. 1998. Ictiofauna. Páginas 60-68 (capítulo 4) in Seeliger, U., Odebrecht, C. E. Castello, J. P. (Eds.). Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil. Ecscientia, Rio Grande.
- VOOREN, C. M., R. P. LESSA & S. KLIPPEL. 2005. Biologia e status de conservação da viola *Rhinobatos horkelii*. Páginas 33-56 in C. M. Vooren & S. Klippel (Eds.). Ações para a conservação de tubarões e raias no sul do Brasil. Igaré, Rio Grande do Sul, Brasil.
- WADE, P. R. 1998. Calculating limits to the allowable human caused mortality of cetaceans and pinnipeds. Marine Mammal Science 14:1-37.
- WALTERS, C. J. 1986. Adaptive management of renewable resources. McGraw Hill, New York, USA.

- WALTERS, C. J. 1997. Adaptive policy design: thinking at large spatial scales. Páginas 386-394 in J. A. Bissonete (ed.). Wildlife and land-scape ecology: effects of pattern and scale. Springer, New York, USA.
- WANG, J. Y., L. S. CHOU & B. N. WHITE. 1999. Mitochondrial DNA analysis of sympatric morfotypes of bottlenose dolphins (genus: *Tursiops*) in Chinese waters. Molecular Ecology 8:1603-1612.
- WANG, J. Y., L. S. CHOU & B. N. WHITE. 2000a. Osteological differences between two sympatric forms of bottlebose dolphins (genus: *Tursiops*) in Chinese waters. Journal of Zoology 252:147-162.
- WANG, J. Y., L. S. CHOU & B. N. WHITE. 2000b. Differences in the external morphology of two sympatric species of bottlebose dolphins (genus: *Tursiops*) in Chinese waters. Journal of Mammalogy 81:1157-1165.
- WARING, G. T., D. L. PALKA, P. J. CLAPHAM, S. SWARTZ, M. C. ROSSMAN, T. V. N. COLE, K. D. BISACK & L. J. HANSEN. 1999. U.S. Atlantic marine mammal stock assessments. U.S. Dep. Commer., NPPA Tech. Memo. NMFS-NE-116. 182p.
- WARKENTIN, I. G. & D. HERNANDEZ. 1996. The implications of site fidelity: a case study involving nearctic-neotropical migrants songbirds wintering in a Costa Rican mangrove. Biological Conservation 77:143-150.

- WELLS, R. S. 1986. Population structure of bottlenose dolphins: behavior studies of bottlenose dolphins along the central west coast of Florida. Contract Report to National Marine Fisheries Service, Southeast Fisheries Center. Contract. No. 45-WCNF-5-00366. 70p.
- WELLS, R. S. 2000. Reproduction in wild bottlenose dolphins: overview of patterns observed during a long-term study. Páginas 57-74 *in* Bottlenose Dolphins Reproduction Workshop, June 3-6, Silver Springs, MD.
- WELLS, R. S., A. B. IRVINE & M. D. SCOTT. 1980. The social structure of free-ranging bottlenose dolphins. Páginas 263-317 *in* L. M. Herman, ed. Cetecean Behavior: Mechanisms and functions, Wiley Inter-Science. NY.
- WELLS, R. S., M. D. SCOTT & A. B. IRVINE. 1987. The social structure of free-ranging bottlenose dolphins. Páginas 247-305 *in* Genoways, H. (ed.). Current Mammalogy, Vol. 1. Plenum Press. New York, NY.
- WELLS, R. S. & M. D. SCOTT. 1990. Estimating bottlenose dolphin population parameters from individual identification and capture-release techniques. Report of the International Whaling Commission (Special issue 12):407-415.
- WELLS, R. S., L. J. HANSEN, A. BALDRIDGE, T. P. DOHL, D. L. KELLY & R. H. DEFRAN. 1990. Northward extension of the range of bottlenose dolphins along

the California coast. Páginas 421-431 in S. Leatherwood, & R. R. Reeves (Eds.). Academic Press, Inc., San Diego, CA.

WELL, R. S. & M. D. SCOTT. 1997. Seasonal incidence of boat strikes of bottlenose dolphin near Sarasota, Florida. *Marine Mammal Science* 13:475-480.

WELLS, R. S. & M. D. SCOTT. 1999. Bottlenose dolphin - *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821). Páginas 137-182 in Ridgway, S. H. & S. R. Harrison (Eds.). *Handbook of Marine Mammals 6: The second book of dolphins and porpoises*.

WELLS, R. S. & M. D. SCOTT. 2002. Bottlenose dolphins. Páginas 122-128 in W. F. Perrin, B. Wursig & J. G. M. Thewissen (Eds.). *Encyclopedia of Marine Mammals*. Academic Press, San Diego, CA.

WELLS, R. S., H. L. RHINEHART, L. J. HANSE, J. C. SWEENEY, F. I. TOWNSEND, R. STONE, D. R. CASPER, M. D. SCOTT, A. A. HOHN & T. K. ROWLES. 2004. Bottlenose dolphins as marine ecosystem sentinels: Developing a health monitoring system. *EcoHealth* 1:246–254.

WESTGATE, A. J. & A. J. READ. 2007. Reproduction in short-beaked common dolphins (*Delphinus delphis*) from the western North Atlantic. *Marine Biology* 150:1011-1024.

- WHITE, G. C. & K. P. BURNHAM. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46 (Supplement):120-138.
- WHITEHEAD, H. & J. MANN. 2000. Female reproductive strategies of cetaceans: Life histories and calf care. Páginas: 219-246 in Mann, J. R., C. Connor, P. L. Tyack & H. Whitehead. *Cetacean Societies: Field Studies of Dolphins and Whales*. Chicago: The University of Chicago Press.
- WILLIAMS, J. A., S. M. DAWSON & E. SLOOTEN. 1993. The abundance and distribution of bottlenosed dolphins (*Tursiops truncatus*) in Doubtful Sound, New Zealand. *Canadian Journal of Zoology* 71:2080-2088.
- WILSON, B. 1995. The ecology of the bottlenose dolphins in the Moray Firth, Scotland: a population at the northern extreme of the species' range. Tese de Doutorado. University of Aberdeen. 201 p.
- WILSON, B., P. S. HAMMOND & P. M. THOMPSON. 1999. Estimating size and assessing trends in a coastal bottlenose dolphin population. *Ecological Applications* 9:288-300.
- WURSIG, B. & M. WURSIG. 1977. The photographic determination of group size, composition, and stability of coastal porpoises (*Tursiops truncatus*). *Science* 198:755-756.

- WURSIG, B. & T. A. JEFFERSON. 1990. Methods of photo-identification for small cetaceans. Reports of the International Whaling Commission (Special Issue 12):43-52.
- YOUNG, T. P. 1994. Natural die-offs of large mammals: implications for conservation. Conservation Biology 8:410-418.
- ZAR, J. H. 1999. Biostatistical Analysis. New Jersey, Prentice Hall. 123p.
- ZERBINI, A. N. & J. E. KOTAS. 1998. A note on cetacean bycatch in pelagic driftnets of southern Brazil. Report of the International Whaling Commission 48:519-524.
- ZERBINI, A. N., E. R. SECCHI, M. BASSOI, L. DALLA ROSA, A. HIGA, L. DE SOUSA, I. B. MORENO, L. M. MÖLLER & G. CAON. 2004. Distribuição e abundância relativa de cetáceos na Zona Econômica Exclusiva da região sudeste-sul do Brasil. Série documentos REVIZEE-Score Sul. 40p.