

PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DE MINAS GERAIS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA DE VERTEBRADOS

DENSIDADE, TAMANHO POPULACIONAL E DISTRIBUIÇÃO DO BOTO-CINZA,  
(*SOTALIA GUIANENSIS*) (VAN BENÉDEN, 1864), NA BAÍA DE SEPETIBA,  
ESTADO DO RIO DE JANEIRO

LEONARDO FLACH

ORIENTADOR: PROF. DR. ADRIANO GARCIA CHIARELLO

ABRIL DE 2004

PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DE MINAS GERAIS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA DE VERTEBRADOS

DENSIDADE, TAMANHO POPULACIONAL E DISTRIBUIÇÃO DO BOTO-CINZA,  
*SOTALIA GUIANENSIS* (VAN BENÉDEN, 1864), NA BAÍA DE SEPETIBA, ESTADO  
DO RIO DE JANEIRO

LEONARDO FLACH

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-  
graduação  
em Zoologia de Vertebrados da Pontifícia  
Universidade  
Católica de Minas Gerais, como requisito parcial à  
obtenção do título de Mestre em Zoologia de  
Vertebrados.

Área de concentração: Ecologia e Conservação

Orientador: Prof. Dr. Adriano Garcia Chiarello

Programa de Pós-Graduação em Zoologia de  
Vertebrados da PUC Minas

ABRIL DE 2004

Leonardo Flach

Densidade, Tamanho Populacional e Distribuição do Boto-Cinza, *Sotalia guianensis* (Van Benéden, 1864), na Baía de Sepetiba, Estado do Rio de Janeiro

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Zoologia de Vertebrados da PUC Minas, em 23 de março de 2004, e aprovada pela banca examinadora constituída pelos professores:

---

Dr. Adriano Garcia Chiarello – Orientador

Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais (PUC Minas)

---

Dr. Paul Gerhard Kinas

Fundação Universidade Federal do Rio Grande do Sul (FURG/RS)

---

Dr. Artur Andriolo

Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF)

## Agradecimentos

Esta tese é parte de uma realização pessoal maior, alcançada somente com a ajuda de várias pessoas. Assim sendo, atribuo esta realização a todos que me ajudaram e acreditaram no meu trabalho.

Primeiramente tenho que agradecer meus pais Cláudio e Celeste, que sempre me apoiaram minhas decisões, me ensinando a ser perseverante e sempre lutar pelo meu ideal. Eles ajudaram em todo o andamento deste projeto e só posso dizer que sem eles seria impossível.

Durante a minha formação acadêmica, muitos foram aqueles que me incentivaram e apoiaram, amigos como o Xicuta, que me inspirou e me guiou para o estudo de mamíferos aquáticos; Luciano (Lobo), hoje com as tartarugas marinhas, foi um dos companheiros nas primeiras aventuras e sempre se fez disposto a ajudar. E meus irmãos Arthur e Alexandre, a minha avó Almerinda, tios e tias primos (as) e todos os outros amigos e parentes que ajudaram indiretamente.

Após a formatura fomos nos aventurar nos Estados Unidos para aprender um pouco de inglês e tentar algum estágio na área. Felizmente não aprendemos só o inglês, mas tivemos a oportunidade única das nossas vidas; a de estagiar no programa do professor Bernd Würsig. Assim temos que agradecer toda a ajuda no aprendizado da pesquisa que tivemos convivendo com Paula Moreno, Leszek Karczmarski; aos alunos mestrados e doutorandos, e em especial ao Bernd Würsig, pela atenção sempre dispensada a nós. Agradeço ainda a ajuda prestada pelo pesquisador Thomas Jefferson, que prontamente me auxiliou com as famigeradas linhas de transecção.

Ao retornarmos entusiasmados nos deparamos com o problema de fazer pesquisa no Brasil. Mais uma vez a ajuda de pessoas especiais, como a do professor Miguel Ângelo,

que nos colocou no caminho certo. Ele nos motivou e ajudou a procurar a empresa Minerações Brasileiras Reunidas (MBR-S.A) que possui seu terminal marítimo na Baía de Sepetiba-RJ, portanto, devemos a você Miguel grande parte desta conquista.

A empresa MBR decidiu nos patrocinar e acreditar no nosso sonho, assim surgiu o Projeto Boto-Cinza, motivo de grande orgulho.

Durante o estudo, temos que agradecer o pessoal do TIG: Max, Caio, Valdir, Charles e funcionários da marítima que sempre nos ajudaram com lancha rebocada, falta de combustível e outros “pepinos”, e ainda agradecer Aeda, Eunice e Suzana.

Na MBR de Minas, temos que agradecer Antônia, Cristiano, Flávia (todos da comunicação), Débora (financeiro), Leandro, Kiko e José Maurício (meio ambiente). Em especial ao Rubens Vianna (Rubinho) que nos ajudou tanto no TIG como em BH, e sem ele nossa realização não seria conquistada. Obrigado pelo respeito e dedicação de sempre.

Tivemos a ajuda de várias pessoas locais como o Landini (secretário do meio ambiente de Mangaratiba-RJ), o Cabo (Expedito) (presidente da Colônia Z-16), Alexandre e Zany do Sahy, Badeco, Leandro, Cardoso (Posto Marina Itacuruçá), a Colônia de Pescadores Z-16, Pescadores do Sahy e Coroa Grande que nos ajudaram a conhecer melhor a área de estudo e as interações da comunidade com o boto-cinza. Ainda temos que agradecer o Manuel, Silvio Santos, Beth, Tuinã, Cláudio, Antônio, Gilberto por todos os serviços prestados na Marina Porto Real.

Durante um momento de dificuldade o amigo Tadeu Guerra ajudou no que foi preciso e faço questão de demonstrar minha gratidão.

Após a coleta tenho que agradecer o meu orientador Adriano Chiarello, Fernanda Marques, Robert Young, Edeutrudes (Tudy), Alexandre Zerbini e André Hirsh pela ajuda

nas análises e incentivo. Agradeço desde já o interesse de Paul Kinas e Artur Andriolo em fazer parte da banca.

Como vocês notaram, meu texto se encontra sempre na terceira pessoa. Este Projeto não teria sido realizado sem a minha inseparável esposa, amiga, companheira e amor, Patrícia.

Uma pessoa que não me abandonou nem na hora mais difícil de sua vida, assim sendo não tenho palavras para expressar minha gratidão, só posso agradecer-la por ser uma pessoa tão especial e estar ao meu lado.

## SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	i
LISTA DE FIGURAS	ii
Resumo	1
Abstract	2
1.1 Introdução	3
1.2 Material e Métodos	6
Área de Estudo	6
Coleta de Dados	7
Definições e Análises	10
1.3 Resultados	12
Distribuição	14
Abundância	14
1.4 Discussão	15
1.5 Referências Bibliográficas	24

## Lista de Tabelas

Tabela 1: Comparação entre as áreas (entrada e interior) das variáveis ambientais medidas, utilizadas pelos botos, na baía de Sepetiba 32

Tabela 2: Comparação entre as estações do ano (inverno e verão) das variáveis ambientais medidas, utilizadas pelos botos, na baía de Sepetiba. 33

Tabela 3: Síntese dos principais parâmetros utilizados para o cálculo de densidade e tamanho populacional de botos na Baía de Sepetiba, considerando apenas as avistagens obtidas no verão. Estatísticas de dispersão (intervalo de confiança e coeficiente de variação) também são mostrados para as estimativas de tamanho populacional. Resultados são apresentados por estrato e geral (em negrito).. 34

Tabela 4: Síntese dos principais parâmetros utilizados para o cálculo de densidade e tamanho populacional de botos na Baía de Sepetiba, considerando apenas as avistagens obtidas no inverno. Estatísticas de dispersão (intervalo de confiança e coeficiente de variação) também são mostrados para as estimativas de tamanho populacional. Resultados são apresentados por estrato e geral (em negrito)... 35

Tabela 5: Síntese dos principais parâmetros utilizados para o cálculo de densidade e tamanho populacional de botos na Baía de Sepetiba, considerando apenas as avistagens obtidas no inverno. Estatísticas de dispersão (intervalo de confiança e coeficiente de variação) também são mostrados para as estimativas de tamanho populacional. Resultados são apresentados por estrato e geral (em negrito)... 36

## Listas de Figuras

- Figura 1: Mapa da área de estudo mostrando a cobertura do esforço através das linhas de transecção na Baía de Sepetiba, Estado do Rio de Janeiro... 37
- Figura 2: Mapa sobre distribuição sazonal dos botos, mostrando as avistagens que ocorreram na entrada e no interior da Baía de Sepetiba... 38
- Figura 3: Regressão entre a distância perpendicular e o número de botos em cada avistagem.... 39
- Figura 4: Variação da temperatura da superfície d'água (média e erro padrão), observada durante o período de estudo na baía de Sepetiba, RJ. Os valores do eixo y não iniciam em "0" para melhor demonstrar as variações encontradas... 39
- Figura 5: Histograma das distâncias botos-transecção obtidas (colunas) e função (semi-normal) ajustada e escolhida através do programa Distance, considerando as avistagens obtidas durante todo o período amostral... 40

DENSIDADE, TAMANHO POPULACIONAL E DISTRIBUIÇÃO DO BOTO-CINZA,  
*SOTALIA GUIANENSIS* (VAN BENÉDEN, 1864), NA BAÍA DE SEPETIBA, ESTADO  
DO RIO DE JANEIRO

Palavras-Chave: Boto-cinza, Densidade, programa Distance, *Sotalia guianensis*

Resumo

Durante o período de Agosto de 2002 a Julho de 2003, foi realizada uma estimativa populacional através do método de transecção linear com finalidade de examinar a densidade e distribuição do boto-cinza, *Sotalia guianensis*, na Baía de Sepetiba, Brasil. Os observadores amostraram a população utilizando uma embarcação como plataforma de observação e 50 linhas de transecção pré-determinadas e distribuídas nos dois principais ambientes (estratos) da baía (entrada e interior). Descartando 5% das avistagens mais distantes, ou aquelas obtidas em mar agitado (Escala Beaufort > 2) ou de grupos > 100 indivíduos, o esforço de 3.219 km de transecção percorridas a 12-15 km/h resultou em 140 avistagens de grupos de botos. A partir destas avistagens o programa Distance gerou uma densidade populacional de 1,33 botos/km<sup>2</sup> e estimou uma população de 607 (415-886) indivíduos para a baía como um todo. A densidade (1,78 botos/km<sup>2</sup>) e o tamanho populacional (365 botos) foram maiores na entrada da baía, onde há condições ecológicas mais favoráveis, do que no interior da baía (0,96 botos/km<sup>2</sup> e 242 botos, respectivamente) e ligeiramente maiores no verão (1,33 botos/km<sup>2</sup> e 606 botos) em relação ao inverno (1,04 botos/km<sup>2</sup> e 474 botos). Este estudo confirma uma significativa população de botos para a Baía de Sepetiba, indicando a importância desta área para a conservação da espécie no litoral brasileiro. Adicionalmente, o estudo demonstra a aplicabilidade do método como alternativa viável para gerar estimativas populacionais de cetáceos costeiros no litoral do Brasil.

**DENSITY, POPULATION SIZE AND DISTRIBUTION OF THE ESTUARINE  
DOLPHIN, *SOTALIA GUIANENSIS* (VAN BENÉDEN, 1864) IN SEPETIBA BAY,  
RIO DE JANEIRO STATE**

Key Words: Estuarine dolphin, Density, program Distance, *Sotalia guianensis*

Abstract

Line transect surveys were conducted from August 2002 to July 2003 to examine density and distribution of estuarine dolphin (*Sotalia guianensis*) in Sepetiba Bay-Brazil. A boat-based platform and 50 pre-determined line transects were used by researchers to assess the population on two main environment (strata) of the bay (entrance and interior). A total of 3,219 km of transects were surveyed at 12-15 kph, resulting in 140 sightings of dolphin groups, after discarding 5% of the farthest distance, rough sea (Beaufort >2) and large group sightings (over 100 individuals). From these sightings the Distance program generated a population density of 1.33 dolphins/km<sup>2</sup> and calculated an overall population of 607 (415-886) individuals for the bay. Density (1.78 dolphins/km<sup>2</sup>) and population size (365 dolphins) were higher at the entrance of the bay, where ecological conditions are more favorable than at the interior of the bay (0.96 dolphins/km<sup>2</sup> and 242 dolphins, respectively). These populational parameters were slightly higher in summer (1.33 dolphins/km<sup>2</sup> and 606 dolphins) than in winter (1.04 dolphins/km<sup>2</sup> and 474 dolphins). This study reveals an important population of estuarine dolphins at Sepetiba Bay, showing an important role of this area for the conservation of this species at the Brazilian coast. Additionally, the study shows the viability of the method as a feasible alternative to estimate coastal cetacean populations in Brazilian waters.

## Introdução

O boto-cinza, *Sotalia guianensis* é um dos menores representantes da Família Delphinidae, medindo entre 1,7 e 2,0 m de comprimento, com coloração cinza escura no dorso a branco rosada no ventre (da Silva & Best, 1994). A espécie apresenta uma distribuição aparentemente contínua no Oceano Atlântico Oriental, desde Honduras (América Central) a Florianópolis (Brasil, América do Sul) (da Silva & Best, 1996). O boto-cinza apresenta hábito costeiro e estuarino, podendo ser eventualmente observado em desembocadura de rios e lagoas costeiras (Bonin *et al.*, 1996; Lodi, 2002).

De acordo com Borobia *et al.*, (1991), Ramos (1997), Ramos *et al.*, (2000) e Rosas & Monteiro (2002), não existe dimorfismo sexual aparente e o sistema reprodutivo pode ser considerado promíscuo. O nascimento de filhotes acontece ao longo do ano, com alguns picos, mas sem sazonalidade determinada. Normalmente formam grupos de 20 indivíduos, mas podem ser encontrados em grandes “agregações” com mais de 250 animais observados nas baías de Sepetiba e Paraty. Estas duas baías, apresentam o maior tamanho médio de grupo conhecido para espécie ao longo de sua distribuição (Lodi e Hetzel, 2000; Wedekin *et al.*, 2003; L.F, observação pessoal).

Fazem parte da dieta alimentar do boto cinza peixes demersais e pelágicos, lulas de hábitos neríticos e estuarinos, além de crustáceos, indicando que *S. guianensis* não é seletivo em termos de dieta e sim oportunístico e generalista, capturando presas de diversos tamanhos em diferentes profundidades por exemplo, (Borobia & Barros, 1989; Lodi, 2002).

Recentemente, Monteiro-Filho *et al.*, (2002), através de análises morfométricas tridimensionais do tamanho e forma do crânio, separou o gênero *Sotalia* em duas espécies validas: *S. guianensis*, para os botos com distribuição estuarina e marinha-costeira e *S.*

*fluviatilis*, para os botos com ocorrência fluvial. Estudos de seqüências do DNA mitocondrial evidenciam que as duas espécies (ou ecótipos, de uma mesma espécie, segundo alguns autores) de *S. fluviatilis* no Brasil são geneticamente distintos (Furtado Neto *et al.*, 1998). Em concordância com esses autores, o presente estudo adota a designação *Sotalia guianensis* para a espécie com distribuição marinha-costeira e estuarina.

Por habitarem regiões costeiras e estuarinas, habitats altamente perturbados, *S. guianensis* é uma das espécies de cetáceos que mais sofre pressão antrópica no Brasil (IBAMA, 2001). As principais ameaças são a pesca artesanal, construções de portos, ocupação e turismo desordenado, e poluentes (metais-traço e organo-persistentes) advindos de indústrias (Perrin *et al.*, 1994; Di Benedetto *et al.*, 2000; IBAMA, 2001). Entre as prioridades para a conservação de *S. guianensis*, estão a identificação do tamanho populacional e o conhecimento dos impactos de atividades pesqueiras nas áreas de ocorrência da espécie (Reeves *et al.*, 2003). O boto-cinza, apesar de ser considerado comum em estuários e baías ao longo de sua extensa distribuição, é uma das espécies de pequenos cetáceos menos conhecida (Santos *et al.*, 2001). Dados sobre abundância de *Sotalia guianensis* são desconhecidos ou baseados em levantamentos qualitativos (da Silva & Best, 1996).

A estimativa de abundância populacional é um dos requerimentos básicos para o sucesso no manejo com populações de mamíferos, embora, fora das águas da América do Norte e Europa existam poucas estimativas confiáveis da abundância de cetáceos costeiros. Esta falta de dados dificulta a implementação de planos de manejo ou monitoramento dos cetáceos (Van Parijs *et al.*, 2002). Os métodos mais utilizados para a estimativa de densidade e tamanho populacional de cetáceos são os de captura-marcação-

recaptação (Hammond, 1986b) e o método de transecção linear (Buckland *et al.*, 1993). O primeiro tem se mostrado bem sucedido em vários estudos com diferentes espécies de cetáceos (Wells *et al.*, 1987; Kinas & Bethlen, 1998; Wilson *et al.* 1999; Jefferson, 2000), embora o custo e tempo despendido em tais estudos sejam geralmente altos. No método da transecção linear os indivíduos não precisam possuir marcas naturais ou serem capturados para marcação, já que as estimativas de densidade e tamanho populacional são calculadas a partir do registro das distâncias animal-transecto (ou distâncias perpendiculares) medidas durante as avistagens conduzidas ao longo de transecções (Buckland *et al.*, 1993). As vantagens desse método o faz amplamente utilizado no estudo de grandes cetáceos (Buckland *et al.*, 1993b; Forney and Barlow, 1998), de espécies costeiras (Barlow, 1988; Jefferson, 2000), e fluviais (Vidal *et al.*, 1997; Zhou *et al.*, 2000). A amostragem na transecção linear empregada no estudo de cetáceos pode ser conduzida em aviões e helicópteros ou em embarcações de grande e pequeno porte, de acordo com as necessidades e disponibilidades de recursos do estudo (Hammond, 1986a).

No Brasil, a transecção linear para estimativa de abundância havia sido empregada somente para duas espécies de pequenos cetáceos, *Pontoporia blainvillei* e *Sotalia guianensis*, (Secchi *et al.*, 2001; Rollo, 2002) e para algumas espécies de grandes cetáceos, como a baleia jubarte, *Megaptera novaeangliae*, (Andriolo *et al.*, 2001; Zerbine *et al.*, in press.).

Deste modo, os principais objetivos deste estudo foram: (1) mostrar a viabilidade da aplicação do método de transecção linear utilizando embarcação como plataforma de observação para cetáceos costeiros do Brasil, (2) realizar uma estimativa de abundância sazonal, e (3) identificar mudanças sazonais na densidade e tamanho populacional para esta espécie na área de estudo.

## Material e Métodos

### *Área de estudo*

A baía de Sepetiba está localizada a aproximadamente 60 km a sudeste da cidade do Rio de Janeiro sendo considerada um dos principais ecossistemas marinhos do estado (Araújo *et al*, 1997). Esta baía se formou por volta de 3.500 anos atrás, quando a última regressão do nível do mar deu origem a uma barreira de areia conhecida como restinga da Marambaia, que isolou a costa sul da baía do oceano Atlântico (Suguoio *et al.*, 1979; IPT, 1975; Guerra, 1980). A costa norte está limitada pela cadeia de montanhas da Serra do Mar e tem como característica pequenas praias e estuários separados por costões rochosos. A porção leste está limitada por uma planície drenada por rios, onde o rio São Francisco (afluente do rio Paraíba do Sul) é um dos principais responsáveis pelo aporte de água doce da baía. Na porção oeste se encontra inúmeras ilhas e lajes, juntamente com a abertura para o oceano Atlântico (**Figura 1**).

O espelho de água da baía de Sepetiba, calculado através do programa ArcGIS 8.2 (ESRI, 2001) e tendo com base o Mapa Político do Brasil (IBGE, 1998), apresenta uma área de 526 km<sup>2</sup>, onde a maior distância linear no sentido leste-oeste é de 16,5 km e de 44 km no sentido norte-sul. A profundidade média é de 8 m, porém, no canal que se estende da Ilha da Madeira à entrada da baía, a profundidade varia de 20 a 30 m (Diretoria de Hidrografia de Navegação, 1998). As maiores profundidades da baía estão entre a Ilha da Saracura e a Ilha de Jaguanum (45 m; L.F, observação pessoal); e entre as Ilhas Furtada e de Jaguanum (50 m B.A. Silva; comunicação pessoal). O padrão de circulação das águas depende das marés e dos ventos. As águas oceânicas entram pela porção oeste da baía,

onde, após passar pelas ilhas, se aquecem e alcançam a superfície na área mais interior próximo aos rios estuarinos da porção nordeste. Nesse ponto, se forma uma corrente no sentido horário que leva os sedimentos carregados pelos rios na direção sul da baía. Esse padrão de circulação ao longo do ano, resulta em pouco tempo de residência das águas oceânicas, promovendo a mistura da coluna da água e impedindo a sua estratificação. A entrada possui um substrato predominantemente arenoso e rochoso, enquanto que o interior tem o substrato lodoso formado por silte e argila (IPT, 1975; Aragon, 1987). Sendo assim, a entrada apresenta características de ambiente costeiro, enquanto que o interior apresenta extensas áreas de manguezal, sendo deste modo, considerado um ambiente estuarino.

A baía de Sepetiba foi considerada pela Base de Dados Tropical (BDT) como área de extrema importância biológica em relação ao ambiente estuarino, devido às áreas de manguezais, criação e alimentação de peixes, crustáceos e moluscos de importância comercial. E de alta importância biológica para espécies de mamíferos aquáticos, por ser área de ocorrência dos maiores grupos de *Sotalia guianensis*, na costa brasileira (Base de Dados Tropical, 1999). Nas últimas décadas a baía vem sofrendo uma considerável pressão urbano-industrial, acarretando grandes quantidades de contaminantes em toda sua extensão (Amado-Filho *et al.*, 1999).

### *Coleta de Dados*

Durante os meses de Dezembro de 2001 a Fevereiro de 2002, foi realizado um estudo piloto para avaliar a possibilidade de aplicação do método de transecção linear na estimativa populacional de botos, bem como para o treinamento dos observadores à coleta de dados. O presente trabalho teve a duração de doze meses, entre o período de Agosto de

2002 a Julho de 2003, no qual foram realizados seis cruzeiros mensais para a coleta dos dados. Os cruzeiros foram conduzidos em uma embarcação de 7,5 m com motor de popa 225 hp. As transecções lineares foram estabelecidos em uma carta náutica através do software de navegação Nasareh Versão 6.2 (CASH Computadores e Sistemas, 2001), sem levar em consideração informações prévias sobre a distribuição dos botos. Isso assegurou uma cobertura da área o mais representativa possível. Na entrada da baía foram traçadas 25 transecções sendo 13 principais, 10 intermediárias e 2 paralelas (**Figura 1**). As transecções principais mediram entre 7-9 km de extensão, sendo traçadas na direção norte/sul e percorrendo diferentes gradientes de profundidade. As 10 transecções intermediários mediram entre 2-3 km e foram traçadas transversalmente as transecções principais. As 2 transecções paralelas à costa com 13 km cada, foram utilizadas para cobrir a área próxima ao continente (rota de abastecimento do barco). No interior foram elaborados outros 25 transectos: sendo 13 principais, que mediram 8-14 km e tiveram a mesma finalidade de cobertura da entrada, e 12 intermediários de 2-3 km cada (**Figura 1**). Durante a amostragem, o barco percorreu as transecções a uma velocidade média de 12-15 km/h, e alternou a direção das rotas em dias diferentes para assegurar uma cobertura de toda a área em todos os diferentes horários. Um aparelho de GPS (Garmin 38), foi utilizado para direcionar e manter a embarcação nas linhas de transecção e velocidade constante. As coletas de dados nos cruzeiros foram realizadas por dois observadores localizados na proa da embarcação, e situados a 1,8 m de altura em relação à superfície da água. Estes alternavam suas posições a cada transecção percorrida e cobriam um ângulo de visão de 90° de cada lado da embarcação. As observações foram realizadas a olho nu e com binóculos TASCOS 10x50 e o observador que no momento estivesse pilotando o barco observava sempre o lado direito por medidas de segurança de navegação.

Ao avistar um grupo de botos, o barco era parado e a sua posição era marcada no GPS. O ângulo de avistagem do grupo em relação à linha de transecção era medido pelo menos duas vezes através de uma bússola de mão (Suunto KB-20/360). O ângulo da proa do barco era anotado do mesmo procedimento e com auxílio do GPS. A distância do grupo (observador-grupo) era estimada visualmente, já que durante a avistagem era impraticável medi-la através de instrumentos. Foi realizado, entretanto, um treinamento dos observadores a fim de aumentar a precisão e manter a constância das estimativas destas distâncias. Este treinamento foi realizado em bóias, barcos e outros objetos flutuantes através do medidor de distância óptico “Range” (19-400 m, acurácia  $\pm 19$  m), sempre que possível antes do início de cada coleta. Após a coleta do ângulo e da distância era realizada uma aproximação rápida até o ponto onde esses se encontravam, para que dados sobre a posição e número de indivíduos pudessem ser coletados. As avistagens acima de 400 m de distância eram posteriormente checadas através do Software de navegação Nazareh, no qual era traçado uma linha entre o ponto onde se encontrava a embarcação no momento da avistagem e o ponto onde foi encontrado o grupo após a aproximação, auxiliando assim na estimativa das distâncias grupo-transecto. Após contagem do número de indivíduos por grupo avistado, a amostragem era continuada, retornando a embarcação ao ponto onde havia sido interrompida. É pertinente mencionar que sempre os mesmos dois observadores fizeram as coletas e atenção foi dedicada no sentido de verificar qual a composição e direção do deslocamento do grupo avistado, a fim de evitar uma recontagem do mesmo na linha de transecção.

Para cada avistagem obtida foram coletados os seguintes parâmetros ambientais: transparência da água, utilizando um disco de Sechii com graduação em centímetros; temperatura da superfície d’água, medida com um termômetro de coluna de mercúrio com

precisão de 0,5 °C; salinidade, medida com um refratômetro (Vista A366ATC) e profundidade, medida através de uma sonda (Eagle SupraProI.D). A condição do mar (intensidade do vento e altura das ondas) foi medida usando um barômetro de mão (Kestrel 1000, acurácia de  $\pm 3\%$ ) e escala Beaufort. Dados sobre comportamento e foto-identificação também foram coletados, mas não são apresentados nesse trabalho.

### *Definições e Análises*

A baía de Sepetiba foi dividida em duas áreas ou estratos, entrada e interior, em função de suas diferentes características físico-ambientais (**Tabela 1**). A fim de analisar diferenças entre as duas áreas, os cruzeiros foram realizados seis vezes ao mês, sendo três na entrada e três no interior, percorrendo mensalmente as 25 transecções da entrada e as 25 do interior. Para efeito de análise, foram definidas duas estações, inverno (maio a outubro) e verão (novembro a abril).

As densidades de botos na baía de Sepetiba como um todo (“geral”) e para os dois ambientes separadamente (“entrada” e “interior”), foram estimadas através do método de amostragem em transecções lineares (“line transect sampling”; Buckland *et al.*, 1993). Sinteticamente, a densidade é estimada por este programa pela fórmula,

$$D(\hat{s}) = n_i f(0) / 2L_i$$

$D \hat{s}$  = densidade estimada (botos/km<sup>2</sup>)

$n_i$  = número de avistagens na região (ou estrato)  $i$ ;

$f(0)$  = função de densidade de probabilidade das distâncias perpendiculares avaliada na distância “zero” (sobre a linha de transecção);

$L_i$  = comprimento da linha de transecção (km) percorrido na região  $i$ .

As estimativas foram feitas no programa DISTANCE, Versão 4.0 (Thomas *et al.*, 2002). Em termos gerais este programa utiliza as distâncias animal-transecto (distâncias perpendiculares) para gerar uma função de detecção em relação à distância da transecção ( $f(x)$ ). Esta detecção é máxima na linha de transecção e diminui a medida que os animais são encontrados a distâncias maiores. Quatro principais tipos de funções (“hazard-rate”, semi-normal, exponencial negativa e constante) são ajustadas pelo programa aos dados, sendo escolhida aquela que apresenta o melhor ajuste. A seleção do melhor modelo foi baseada no critério de informação de Akaike, (1973), de acordo com o ajuste padrão (*default*) do programa DISTANCE (Buckland *et al.*, 1993).

Estimativas de densidade e tamanho populacional foram calculadas para o ano inteiro (estimativa total) e para as duas estações do ano (verão) e (inverno). Nas três estimativas as análises foram feitas por estrato (entrada e interior) e somente durante condições ideais do estado do mar, ou seja, intensidades 0-2 na escala Beaufort. A fim de remover vieses e proporcionar melhor ajuste do modelo, acomodar o melhor modelo, foi realizada uma truncagem de 5% sobre as maiores distâncias perpendiculares registradas, como é geralmente recomendável (Buckland *et al.*, 1993).

Para testar se o tamanho do grupo de botos influenciou na taxa de avistagens (Ex: grupos maiores podem ser mais facilmente detectados do que grupos menores), regressões lineares simples foram feitas usando tanto as distâncias observador-grupo de botos como as distâncias grupo de botos-linha de transecção (variáveis dependentes). A regressão do tamanho de grupo *versus* distância observador-grupo de botos foi significativa ( $R^2 = 0,048$ ;  $F = 7,243$ ;  $P = 0,008$ ), embora, o coeficiente de determinação ( $R^2$ ) foi extremamente baixo ( $< 5\%$ ), demonstrando que o tamanho do grupo teve uma fraca

influência na taxa de detecção. Já a regressão do tamanho do grupo *versus* distância botolinha de transecção não foi significativa ( $R^2 = 0,023$ ;  $F = 3,438$ ;  $P = 0,066$ ) (**Figura 3**).

Além disso, foi realizada uma regressão do tamanho do grupo por  $g(x)$  a fim de estimar “tamanho médio de grupo esperado” (programa DISTANCE), e este foi usado se a regressão foi significativa ( $P < 0,15$ ). Mesmo após estes procedimentos, optou-se por descartar as avistagens que eram formadas por agrupamentos de mais de 100 indivíduos devido à dificuldade em estimar, de maneira acurada, o número real de indivíduos que formavam tais “agregações”. Caso estas avistagens fossem incluídas, as estimativas de densidade e tamanho populacional poderiam ter sua acurácia diminuída (sendo superestimados).

Com exceção dos parâmetros populacionais (densidades e tamanho populacional), calculados pelo programa DISTANCE, todos os outros testes foram realizados no programa Statistical Package for de Social Sciences (SPSS) versão 8.0.

## Resultados

Em termos gerais o verão apresentou temperaturas superiores à média anual ( $25,6^{\circ}\text{C}$ ), enquanto no inverno a temperatura da superfície da água se encontrava geralmente abaixo desse valor. Decidiu-se adotar esta definição, já que uma análise de variância seguida por um teste *a posteriori* de Tukey (nível de significância 5%), demonstrou fracamente a existência de três agrupamentos de médias mensais, com muita sobreposição entre estas, o que não indica a existências de quatro estações bem definidas na área de estudo. Para esta averiguação foram considerados registros das temperaturas da superfície d’água, medidas sempre que possível antes do início de cada transecção ( $n = 337$ ). Somente o mês de novembro fugiu deste padrão, apresentando temperatura média

abaixo do esperado (i.e., 25,6°C) para a época (**Figura 4**). Adicionalmente, a área de estudo se encontra em latitude 23° S e trabalhos recentes realizados em latitude 30° S adotaram esta mesma separação em duas estações (Karczmarski *et al.*, 1999; 2000).

O teste não paramétrico de Mann-Whitney foi usado para comparar diferenças nestas quatro variáveis ambientais entre os dois ambientes (entrada e interior) e entre duas estações (inverno e verão).

#### Diferenças entre as áreas utilizadas pelos botos

Como foram verificadas diferenças significativas entre as estações, a comparação das variáveis abióticas (temperatura, profundidade, transparência e salinidade) entre as duas áreas amostradas (entrada e interior) foi feita para cada estação separadamente. No inverno, a entrada apresentou águas com maior salinidade e profundidade do que o interior. Já no verão, somente a salinidade foi significativamente mais elevada na entrada que no interior (**Tabela 1**).

#### Diferenças entre as estações utilizadas pelos botos

Comparando agora as estações, dentro de cada um dos ambientes amostrados (entrada e interior), constatou-se que, a temperatura da água foi significativamente menor no inverno do que no verão, tanto na entrada como no interior da baía. Ainda na entrada, a salinidade foi significativamente menor no verão que no inverno. A profundidade foi significativamente maior no verão para o interior e os outros parâmetros não variaram significativamente entres o inverno e verão (**Tabela 2**).

### *Distribuição*

Foram percorridos 3.296 km de linhas de transecção, cobrindo em igual proporção à entrada e o interior da baía (**Figura 1**). Desse total, 3.219 km foram percorridos em condições ideais de mar (escala Beaufort 0-2), que foram então usados para visualizar a distribuição dos animais e calcular a densidade e tamanho populacional. Assim, das 169 avistagens obtidas um total de 159 foram consideradas na análise, das quais 126 (79,2%) foram obtidas na entrada e 33 (20,8%) no interior da baía. Esta diferença foi significativa (Chi-quadrado:  $\chi^2=54,396$ ; g.1 = 1;  $P<0,001$ ). Com relação a sazonalidade, o número de avistagens foi significativamente maior no verão (n=94; 59,1%) do que no inverno (n=65; 40,9%) (Chi-quadrado:  $\chi^2=5,289$ ; g.1 = 1;  $P<0,025$ ) (**Figura 2**).

### *Abundância*

Dos 3.219 km de transecções percorridas, após o descarte de 5% das maiores distâncias perpendiculares observadas, foram detectados 140 grupos de botos com menos de 100 animais/grupo. A estimativa total, onde estão incluídas as avistagens do inverno e verão, foi de 1,33 botos/km<sup>2</sup> (Intervalo de Confiança 95% = 0,96-1,78 botos/km<sup>2</sup>) e o tamanho populacional estimado para a área de estudo foi de 607 botos (IC 95% = 415-886; Coeficiente de Variação =0,19). Houve uma grande diferença entre os estratos, onde o número superior de avistagens da entrada elevou a densidade (1,78 botos/km<sup>2</sup>) e o tamanho populacional (n=365 botos) e manteve o coeficiente de variação baixo (CV = 0,19). Por outro lado, os números significativamente menores de avistagens no interior da baía, resultaram em menor densidade e tamanho populacional (0,96 botos/km<sup>2</sup> e 242 botos, respectivamente) e o aumento do coeficiente de variação (CV = 0,36) (**Tabela 2**).

Analisando as duas estações do ano separadamente, verificou-se que o verão apresentou maior densidade e tamanho populacional tanto para a entrada (1,95 botos/km<sup>2</sup>; n=400), como para o interior da baía (0,82 botos/km<sup>2</sup>; n = 206 botos) (**Tabelas 3 e 4**). Como o número de avistagens diminuiu ao se fazer às estimativas sazonais, o intervalo de confiança e o coeficiente de variação foram maiores do que para a estimativa total (CV = 0,22 e 0,25) para verão e inverno, respectivamente; (**Tabelas 3 e 4**).

O programa Distance gerou um histograma que ilustra o ajuste (Co-seno) da função (Semi-normal) de detecção aos dados de distâncias observadas, onde a estimativa total demonstra um bom ajuste da função (**Figura 4**).

## Discussão

### *Acurácia das estimativas*

Existem algumas premissas que necessitam ser seguidas durante a utilização do método de transecção linear, para que se estabeleça uma estimativa confiável. A premissa principal é de que todo animal que se encontra diretamente na linha de transecção será detectado pela plataforma de observação, ou seja  $g(0) = 1$ . No presente trabalho considerou-se  $g(0) = 1$ . Segundo Barlow & Hanan (1995) a estimativa de  $g(0)$  varia de 0,73-0,79 para golfinhos com tamanho de grupo menor que 21 animais e com ciclos de mergulho curto (ou seja menos que 5 minutos). Os botos desse estudo apresentaram o tamanho médio de grupos com 22 indivíduos e ciclos de mergulho com tempo médio de 81,3 s  $\pm$  16,9 s (n = 61). Assim, provavelmente não houve uma violação quanto ao  $g(0)$ , neste trabalho.

A segunda premissa é de que os animais não fazem movimentos em resposta a plataforma de observação (afastamento ou aproximação) antes da detecção destes pelo

observador e que os animais não são contados mais de uma vez na mesma amostra. O boto-cinza, na área de estudo, não mostrou problemas neste aspecto, já que normalmente apresentou um comportamento neutro, não se aproximando nem se afastando, em relação à embarcação, como é o caso por exemplo do golfinho corcunda “hump-backed dolphin” (*Sousa chinensis*) na China (Jefferson & Leatherwood, 1997). Durante todo o estudo somente em três ocasiões houve dúvida com relação a possível duplicidade da amostra. Entretanto, estes dados foram anotados durante a coleta de campo e posteriormente descartados da análise.

A terceira premissa é de que os dados de ângulo, distância e tamanho do grupo são tomados sem erro. Isso depende fundamentalmente do treinamento e da experiência dos observadores. Devido ao treinamento prévio e ao uso de GPS (com o software de navegação) para auxiliar a medição da distância a ser estimada dos botos, provavelmente os erros ocorridos nestas medições foram de pequena magnitude. Quanto à medição do ângulo, essa era feita 2 ou 3 vezes para cada avistagem e os graus eram anotados sem arredondamento. O tamanho do grupo era estimado pelos dois observadores, e a estimativa de consenso era considerada.

A estimativa de abundância apresentada nesse estudo considerou as variações sazonais e utilizou barco como plataforma de observação para pequenos cetáceos. A área de estudo foi amostrada em toda sua extensão e de maneira semelhante nos diferentes estratos, permitindo uma estimativa populacional representativa para a baía de Sepetiba como um todo. A estimativa total aqui apresentada ( $n = 607$  botos) deve ser considerada como estatisticamente mais precisa (IC 95% = 415-886, CV = 0,19) do que as estimativas referentes ao verão ( $n = 606$  botos; IC 95% = 389-994, CV = 0,22) e inverno ( $n = 474$ , IC 95% = 289-780, CV = 0,25) que apresentam coeficientes de variação (CV) ligeiramente

superiores. Porém, como os CVs destas estimativas sazonais não são muito superiores a 20%, mesmo estas podem ser consideradas como razoavelmente confiáveis.

A estimativa total de 607 botos a uma densidade populacional de 1,33 indivíduos/km<sup>2</sup> está condizente com estimativas realizadas em áreas de grande concentração de “porpoises” (*Phocoena phocoena*) na costa da Califórnia e Oregon, onde as estimativas variaram entre 1,26-2,05 indivíduos/km<sup>2</sup> (Barlow & Forney 1994; Carretta *et al.*, 2001). Entretanto, a maioria dos estudos, reporta densidades mais baixas, entre 0,2-0,7 indivíduos/km<sup>2</sup> (Jefferson, 2000; Fulling *et al.*, 2003; Griffing & Griffing, 2003; Amano *et al.*, 2003). Para a espécie *Sotalia guianensis*, houve uma primeira tentativa de estimativa populacional por Geise *et al.*, (1999) onde foi obtida uma densidade de  $3,38 \pm 1,76$  indivíduos/km<sup>2</sup> e um total de 704 botos. Recentemente, um trabalho realizado na mesma região estimou a densidade em 24,36 indivíduos/km<sup>2</sup> e 113 botos (Rollo, 2002). Segundo Rollo (2002), o trabalho realizado por Geise *et al.*, (1999) provavelmente utilizou diferentes metodologias que tendem a superestimar os valores de abundância e densidade.

A alta densidade com um baixo número de indivíduos encontrado no estudo de Rollo (2002), provavelmente se devem a grande concentração de botos em áreas pequenas, o que também é observado nos rios da Amazônia para *Sotalia fluviatilis* (Vidal, *et al.*, 1997; Martin *et al.*, 2004).

#### *Diferenças entre as áreas*

Os recursos no ambiente marinho tendem a ser distribuídos em escalas espaciais e temporais pouco previsíveis, tornando os cetáceos espécies que geralmente não apresentam defesa territorial do recurso (Connor *et al.*, 2000). O boto-cinza apresentou

uma abundância diferente entre a entrada e o interior da baía, diferença esta que se manteve constante nas duas estações do ano.

A distribuição dos cetáceos está frequentemente relacionada com característica do habitat, como topografia do local e o tipo de sedimento, tipos de correntes e temperatura da água, e diretamente relacionada com distribuição, abundância e disponibilidade de presas (Au & Perryman, 1985; Hui, 1985; Selzer & Payne, 1988). Na região estuarina de Galveston-Texas, por exemplo, os golfinhos nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) são encontrados o ano inteiro em canais profundos, onde existem presas disponíveis regularmente (Maze & Wursig, 1999).

Em relação à entrada da baía de Sepetiba, em ambas as estações, foi observado uma concentração dos botos na região central, onde se encontram diferentes substratos rochosos (lajes) e arenosos, além de declives com diferentes profundidades (Diretoria de Hidrografia de Navegação, 1998; observação pessoal). Isso torna o habitat nessa região diversificado e atraente para peixes e crustáceos, potenciais presas dos botos. Além disso, estas áreas entre lajes e canais concentrariam as presas, facilitando a emboscada e o encurralamento destas, diminuindo o custo energético de forrageamento dos botos (Lodi, 2002). Esse tipo de concentração foi também observado em golfinhos nariz-de-garrafa na Patagônia e Escócia (Würsig & Würsig, 1979; Wilson *et al.*, 1997), e para o boto-cinza nas baías de Paraty e Babitonga (Cremer *et al.*, 2000; Lodi, 2002).

No interior, em ambas as estações, observou-se uma concentração de botos próximos à região central da divisão das áreas, e à medida que se desloca mais para o interior essa concentração tendeu a diminuir. Essa região apresenta uma característica de zona de transição entre as comunidades de peixes demersais que habitam a entrada e de peixes estuarinos, que habitam o interior da baía (Araújo *et al.*, 1998), o que poderia estar

afetando esta distribuição. É importante ainda observar que o interior vem sofrendo grande pressão antrópica, com constantes dragagens e derrubadas de manguezais (Amado-Filho *et al.*, 1999), o que poderia estar influenciando nesta distribuição.

Sendo assim, a diferença na estimativa de abundância entre os estratos, entrada (1,78 indivíduos/km<sup>2</sup>) e interior (0,96 indivíduos/km<sup>2</sup>) pode ser explicada pelas diferentes características ambientais destes dois ambientes. A entrada, com características de águas costeiras, apresenta diferentes substratos (areia e rocha) e profundidades, implicando em maior diversidade de habitats, alta salinidade, maior transparência da água e uma constante renovação da mesma com nutrientes. Isso faz da entrada uma área com grande diversidade de peixes residentes ou migratórios que procuram abrigo temporário (Araújo *et al.*, 1998). A grande diversidade e freqüente visita de peixes migratórios parece oferecer recursos mais vantajosos, suportando uma maior densidade de botos na entrada em relação ao interior. Essas características coincidem com áreas de maior encontro de botos-cinza, ao longo do ano também em outras localidades, como nas baías de Babitonga (Santa Catarina), Paranaguá (Paraná) e Paraty (Rio de Janeiro), (Cremer *et al.*, 2000; Bonin & Simões-Lopes, 2000; Lodi, 2002). No entanto, o interior de características mais estuarinas, com baixa salinidade e transparência, apresenta em sua maioria um único substrato (silte) e profundidades menores e menos variadas, o que não favorece a diversidade de habitats. Assim, o interior apresenta uma alta abundância e baixa diversidade de peixes com grande representação de peixes que nascem e crescem nessa área (Araújo *et al.*, 1998; Pessanha *et al.*, 2000).

Além disso, os peixes do interior tendem a ser formados por indivíduos jovens que estariam formando cardumes maiores. Deste modo, tais cardumes seriam predados com maior eficiência por grandes agregações de botos, e está comprovado em várias espécies

de cetáceos (Norris & Dohl, 1980b). Na Patagônia, Würsig *et al.*, (1989) relatam uma correlação positiva entre o tamanho do grupo de golfinhos (*Lagenorhynchus obscurus*) e a eficiência na captura de grandes cardumes de anchova. Esta correlação também foi observada para *Sotalia guianensis* na região estuarina de Cananéia, São Paulo e Paraná (Monteiro-Filho, 2000). Estas grandes agregações são vantajosas, entretanto, somente enquanto o alimento é abundante e concentrado, terminando assim que o alimento se esgota ou disperse (Connor, 2002). Dessa forma, essas agregações de botos ocorrem esporadicamente de maneira concentrada no espaço e no tempo, ocasionando uma menor densidade de botos no interior baía ao longo do ano.

#### *Diferenças sazonais*

Foi constatada uma diferença significativa nas características ambientais entre as duas estações, com a água apresentando-se com temperaturas mais elevadas no verão, ao contrário do que foi observado no inverno. O verão apresentou uma densidade (1,33 indivíduos/km<sup>2</sup>) um pouco maior que o inverno (1,04 indivíduos/km<sup>2</sup>). Estudos com o golfinho corcunda (*Sousa chinensis*) apontam um aumento de golfinhos no outono (incluído no “verão” do presente estudo), que esteve associado com o grande aporte de água doce advinda de rios e conseqüente aumento da atividade pesqueira (Jefferson & Leatherwood, 1997). Entretanto, alguns estudos indicam que diferentes espécies de peixes são abundantes em diferentes estações do ano (Araújo *et al.*, 1998; Pessanha *et al.*, 2000), o que disponibilizaria recursos para os botos o ano inteiro. Outro fator que poderia elevar a densidade de botos no verão seria o deslocamento de grupos advindos de regiões próximas com finalidade de reprodução. Isto é corroborado por trabalhos que apontam picos de nascimento durante o verão e outono (“verão” neste trabalho) (Schmiegelow, 1990;

Ramos *et al.*, 2000, Lodi, 2002) e com observações mais frequentes de neonatos nesta estação do ano (P.A.F, observação pessoal), já que o tempo de gestação do boto cinza é de aproximadamente doze meses (Rosas & Monteiro-Filho, 2002). Além disso, a baía de Paraty está localizada a 60 km de Sepetiba e estudos relatam agregações entre 150-450 indivíduos nessa região (Lodi & Hetzel, 2000), embora estudos recentes (Lodi, 2002), não tenham observado grupos acima de 100 animais. Isso sugere que deslocamentos esporádicos de botos podem estar ocorrendo entre as duas baías, sendo estes mais frequentes no verão, já que houve um maior número de avistagens neste período.

No verão os botos estão distribuídos mais próximos ao continente, principalmente ao sul da Ilha de Jaguanum, formando um gradiente em direção ao interior da baía. Já no inverno existe uma concentração maior próxima as Ilhas Guaíba e da Marambaia e um vazio que liga ao interior. Esta diferença na distribuição está diretamente relacionada às flutuações sazonais do habitat, especialmente sobre os diferentes padrões de abundância, diversidade e movimento de presas.

#### *Implicações conservacionistas*

As estimativas populacionais com baixos coeficientes de variação e um bom ajuste das funções de detecção se comparada com outros trabalhos (Forney & Barlow, 1998; Sechii *et al.*, 1998; Zerbini *et al.*, in press; Amano *et al.*, 2003), indicam que as estimativas apresentadas neste estudo são estatisticamente robustas. Este estudo reforça, assim, a viabilidade do uso do método de transecção linear para pequenos cetáceos na costa brasileira, em especial para as espécies que não possuem marcas únicas, bem visíveis e permanentes no corpo, ou para animais que evitam uma maior aproximação, como é o

caso da toninha (*Pontoporia blainvillei*) e do boto da Amazônia (*Inia geoffrensis*), ambas na lista vermelha de espécies ameaçadas da *IUCN*.

Nas últimas décadas a baía de Sepetiba vem sofrendo uma grande transformação com o avanço das atividades antrópicas. Cada vez mais as áreas de manguezais são substituídas por habitações, diminuindo as áreas que servem de berçários para as espécies de peixes e camarões que reproduzem nesse ambiente (de Menezes *et al.*, 2000). Com a ampliação do porto de Sepetiba, as dragagens tornaram-se mais constantes e os poluentes depositados no sedimento são disponibilizados na cadeia trófica (Amado-Filho *et al.*, 1999). A pesca predatória com arrasto e traineira começou a operar sem a permissão da extinta SUDEPE e vem crescendo ao longo das últimas duas décadas em consequência do declínio do pescado na baía de Guanabara (Souza & Ferreira; dados não publicados). Ainda durante o estudo, foram observadas grandes embarcações (“atuneiros”) de outros estados pescando manjubas e sardinhas ilegalmente dentro da baía (L.F, observação pessoal). Apesar disso, a baía de Sepetiba ainda se destaca em riqueza de espécies se comparada com outras baías do sudeste do Brasil (Araújo *et al.* 1998; Pessanha *et al.* 2000).

No Brasil, as espécies *Sotalia guianensis* e *Pontoporia blainvillei* estão incluídas no plano de ação para conservação de cetáceos, onde uma das medidas prioritárias é a aplicação de métodos para estimativa de populações (Reeves *et al.*, 2003). A baía de Sepetiba, com uma população de botos estimada em 415-886 indivíduos, tem grande representatividade na conservação da espécie, já que até o momento esta é a maior população estimada para a espécie ao longo de sua distribuição. Assim, para manter esta densidade de (1,33 botos/km<sup>2</sup>) em grandes áreas (455 km<sup>2</sup>), a baía precisa oferecer alimento e áreas apropriadas de abrigo, descanso e reprodução para os animais, o que foi

constatado durante todo o estudo. Porém, é razoável dizer que a entrada e o interior oferecem estes recursos de maneira diferenciada, onde o recurso mais importante oferecido pela entrada seria o alimento enquanto o interior ofereceria áreas de reprodução e abrigo. Na realidade a baía apresenta um mosaico de habitats que sustentam uma grande diversidade marinha incluindo a população de botos, conseqüentemente, áreas de preservação futuras devem incluir parte da entrada e do interior da baía.

O estudo observou a presença de neonatos e de grandes agregações durante o ano inteiro na baía de Sepetiba, entretanto, as grandes agregações foram raras nas baías da Ilha Grande e Paraty (Lodi & Hetzel, 2000). Isto sugere a existência de uma metapopulação na região, onde a população da baía de Sepetiba atuaria como “população fonte”, disponibilizando botos para as demais populações da região. Seria interessante, para aplicação de boas estratégias de conservação, investigar estes aspectos em estudos futuros.

É necessário frisar que a estimativa de tamanho populacional, apresentada nesse estudo é pontual, isso porque populações animais apresentam constantes flutuações no espaço e no tempo devido a fatores como mortalidade, natalidade, imigração e emigração, entre outros. Deste modo, somente estudos de longa duração e envolvendo outras técnicas como captura-marcação-recaptura através da foto identificação, rádio telemetria e genética, poderão confirmar a população da baía de Sepetiba como “chave” na manutenção de outras populações menores na região Sudeste do Brasil.

A maioria dos estudos relata o boto-cinza como uma espécie comum ao longo da costa brasileira (da Silva & Best, 1996; Santos *et al.*, 2001). Porém, é oportuno lembrar que estudos em varias regiões comprovam um alto índice de fidelidade local para a espécie (Monteiro-Filho, 2000; Santos *et al.*, 2001; Flores, 2003; L.F, observação pessoal), o que seria uma explicação para as freqüentes avistagens dos animais na costa brasileira.

Esta alta frequência de avistagens pode causar uma falsa impressão de grande abundância de botos-cinza para o Brasil. Além disso, sabe-se que o boto-cinza vem sofrendo várias ameaças com o aumento das atividades humanas nas regiões costeiras do litoral brasileiro, e impacto destas atividades sobre as populações é pouco conhecido (IBAMA, 2001). Isso ressalta a necessidade imediata de se conhecer melhor o tamanho populacional da espécie *Sotalia guianensis*, especialmente no norte e nordeste do Brasil, onde poucos estudos são realizados, a fim de se fazer uma categorização conservacionista mais realista da espécie no Brasil.

Enquanto um levantamento sobre o real tamanho populacional da espécie na costa brasileira não ocorre, a utilização do boto-cinza como “espécie bandeira” em sua área de ocorrência, ajudaria a estabelecer melhores estratégias de conservação para a espécie e facilitaria o monitoramento da saúde geral dos ecossistemas que a sustentam.

#### Referências

- Akaike, H. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In: **International Symposium on Information Theory**, Akadèmiai Kiado, Budapest, p. 267-81, 1973.
- Amano, M.; Nakahara, F.; Hayano, A.; Shirakihara, K. Abundance estimate of finless porpoises of the Pacific coast of eastern Japan based on aerial surveys. **Mammal Study**, v.28, p.103-110, 2003.
- Amado-Filho, G.M.; Rezende, C.E.; de Lacerda, L.D. Poluição da Baía de Sepetiba já ameaça outras áreas. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v.25, n.149, p.46-48, 1999
- Andriolo, A.; da Rocha, J.M.; Zerbini, A.M.; Simões-Lopes, P.C.; Moreno, I.; Lucena, A.; Danilewicz, D.; Bassoi, M. Distribution and density of oceanic large whales in a former whaling ground area off eastern South America. Paper SC/53/O13 presented to the **IWC Scientific Committee**, June 2001, London, UK (unpublished).
- Aragon, G. T. **Caracterização geoquímica dos sedimentos da planície de maré da Enseada das Garças, Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro**. 1987. Dissertação (Mestrado)-Universidade Federal Fluminense, Rio de Janeiro.

Araújo, F.G.; de Cruz-Filho, A.G.; Azevedo, M.C.C.; Santos, A.C.A. 1998. Estrutura da comunidade de peixes demersais da Baía de Sepetiba, RJ. **Rev. Brasil. Biol.**, v.58, n.3, p.417-430, 1998.

Araújo, F.G.; de Cruz-Filho, A.G.; Azevedo, M.C.C.; Santos, A.C.A.; Fernandes, L.A.M. Estrutura da comunidade de peixes jovens da margem continental da Baía de Sepetiba, RJ. **Acta. Biol. Leopoldinensia**, v.19 n.1, p.61-83. 1997.

Au, D.W.K.; Perryman, W.L. 1985. Dolphin habitats in the eastern tropical Pacific. **Fishery Bulletin**, v.83, p.623-643, 1985.

Barlow, J. Harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) abundance estimation in California, Oregon, and Washington. **Fish. Bul.**, v.86, p.417-432, 1988.

Barlow, J.; Forney, K.A. An assessment of the 1994 status of harbor porpoise in California. **NOAA Technical Memo**. NOAA-TM-NMFS-SWFSC-205, p.17, 1994.

Barlow, J.; Hanan, D. An assessment of the status of harbor porpoise in central California. **Rep. Int. Whal. Comm.** (special issue), v.16, p.123-140, 1995.

Base de Dados Tropical. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da zona costeira e marinha. **Diagnóstico para mamíferos marinhos**. Disponível em: <http://bdt.fat.org.br/workshop/costa/mapas>. Acesso em: 20 fev. 2004.

Bonin, C.; Monteiro-Filho, E.L.A.; Rautenberg, M.; Mendes, A.P.; Bordignon, M. Considerações sobre a distribuição de *Sotalia fluviatilis guianensis* (Delphinidae) em águas internas da Baía de Guaratuba, estado do Paraná, Brasil. In: Reunión de Trabajo de Especialistas en Mamíferos Aquáticos de America del Sur, 7., Congreso de La Sociedad Latino-Americana de Especialistas en Mamíferos Aquáticos, 1., 1996, **Resumos**. Viña del Mar, Chile: Subsecretaría de Pesca, Subsecretaría de Marina, Instituto Antártico Chileno, Museo Nacional de Historia Natural e Ilustre Municipalidad de Viña del Mar, 1996, p. 89.

Bonin, C.; Simões-Lopes, P.C. Áreas de concentração de *Sotalia fluviatilis guianensis* (Cetacea, Delphinidae) na porção norte do complexo estuarino da Baía de Paranaguá, PR, Brasil. In: Reunión de Trabajo de Especialistas en Mamíferos Aquáticos de America del Sur, 9., Congreso de La Sociedad Latino-Americana de Especialistas en Mamíferos Aquáticos, 3., 2000. **Resumos**. Buenos Aires, Argentina: Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia", 2000, p.15.

Borobia, M.; Barros, N.B. Notes on the diet of marine *Sotalia fluviatilis*. **Marine Mammal Science**, Kansas, v.5, n.4, p.395-399, Oct. 1989.

Borobia, M.; Siciliano, S.; Lodi, L.; Hoek, W. Distribution of the South American dolphin *Sotalia fluviatilis*. **Canadian Journal of Zoology**, North York, Ottawa, v.69, p.1025-1039, Apr.1991.

Buckland, S.T.; Anderson, D.R.; Burnham, K.P.; Laake, J.L. **Distance Sampling: Estimating abundance of biological populations**. 2ed. London: Chapman and Hall, 1993.

Buckland, S.T.; Breiwick, J.M.; Cattanach, K.L.; Laake, J.L. Estimated population size of the California gray whale. **Marine Mammal Science**, v.9, p.235-249, 1993b.

CASH. Computadores e sistemas. **Software de navegação**. 2000. Disponível em: <http://www.nasareh.com.br>. Acesso em 23 fev. 2001.

Carreta, J.V.; Taylor, B.L.; Chivers, S.J. Abundance and depth of harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) in northern California determined from a 1995 ship survey. **Fish. Bull.**, v.99, p.29-39, 2001.

Connor, R.C.; Mann, J.; Tyack, P.; Whitehead, H. The social lives of whales and dolphins. In: Mann, J.; Connor, R. C.; Tyack, P.L.; Whitehead, H. (eds). **Cetacean Societies: field studies of dolphins and whales**. Chicago and London: The University of Chicago Press, 2000. p.1-6.

Connor, R.C. 2002. Ecology of group living and social behaviour. In: Hoelzel, A.R.(ed). **Marine Mammal Biology: an evolutionary approach**. U.K: Blackwell Publishing, 2002. p.353-370.

Cremer, M.J.; Pires, J.S.R.; Simões-Lopes, P.C. Seleção de habitat por *Sotalia fluviatilis guianensis* na baía de Babitonga, litoral norte de Santa Catarina, Brasil. In: Reunión de Trabajo de Especialistas en Mamíferos Acuáticos de America del Sur, 9., Congreso de La Sociedad Latino-Americana de Especialistas en Mamíferos Acuáticos, 3., 2000. **Resumos**. Buenos Aires, Argentina: Museo Argentino de Ciencias Naturales “Bernardino Rivadavia”, 2000. p.54.

da Silva, V.M.F.; Best, R.C. Tucuxi – *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853). In: S.H. Ridgeway S.H.; Harrison R. (Eds). **Handbook of Marine Mammals: The first book of dolphins**. London & New York: Academic Press, 1994. v.5, p.43-69.

da Silva, V.M.F.; Best, R.C. 1996. *Sotalia fluviatilis*. **Mammalian Species**, v.527, p.1-7, 1996.

de Menezes, L. F. T; Peixoto, A. L.; Maciel, N. C.. **A riqueza ameaçada dos mangues**. Ciência Hoje, Rio de Janeiro, v.27, n.158, p.63-67, 2000.

Di Benedetto, A.P.M.; Ramos, R.M.A.; Souza, C.M.M. de; Carvalho, C.E.V.; de Rezende, C. E. Metais pesados (FE, CR, CU, CD, ZN e HG) em golfinhos costeiros do norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil. In: Reunión de Trabajo de Especialistas en Mamíferos Acuáticos de America del Sur, 9., Congreso de La Sociedad Latino-Americana de Especialistas en Mamíferos Acuáticos, 3., 2000. **Resumos**. Buenos Aires, Argentina: Museo Argentino de Ciencias Naturales “Bernardino Rivadavia”, 2000b. p.42.

Diretoria de Hidrografia de Navegação. Carta Náutica N° 1620 – **Da Barra do Rio de Janeiro a Ilha Grande. Diretoria de Hidrografia e Navegação. Marinha do Brasil**. Rio de Janeiro, 1998. Mapa digitalizado. Escala 1: 120 015.

ESRI. ArcView GIS v.8.2. **Environmental Systems Research Institute**, Redlands/ CA. 2001. Disponível em <http://www.esri.com/data/index.html>. Acesso em 21 fev. 2004.

Flores, P. A. de C. **Ecology of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia fluviatilis*) in southern Brazil**. 2003. 153p. Dissertação (Doutorado) – Faculdade de Biociências – PUC-RS, Porto Alegre.

Forney, K.A.; Barlow, J. Seasonal patterns in the abundance and distribution of California cetaceans, 1991-1992. **Marine Mammal Science**, v.14, n.3, p.460-489, jul.1998.

Fulling, G.L.; Mullin, K.D.; Hubard, C.W. Abundance and distribution of cetaceans in outer continental shelf waters of the U.S. Gulf of Mexico. **Fish. Bull.**, v.101, p.923-932, 2003.

Furtado Neto, M.A.A.; da Silva, V.M.F.; Ávila, F.J.C.; Flores, P.A.C.; Lailson Brito Jr. J.; Monteiro Neto, C.; Queiroz, E.L.; Santos, M.C.O.; Zerbini, A.N.; Carr, S. Mitochondrial DNA sequence variation in the Brazilian dolphin *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853). In: Reunião de Trabalho de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul, 8., Congresso da Sociedade Latino-Americana de Especialistas em Mamíferos Aquáticos, 2., 1998, Olinda. **Resumos**. Olinda, Pernambuco: Centro Peixe-Boi / Ibama, 1998. p.90.

Geise, L.; Gomes, N; Cerqueira, R. Behaviour, habitat use, and population size of *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) (Cetacea, Delphinidae) in the Cananéia estuary region, São Paulo, Brazil. **Rev. Brasil. Biol.**, v.59, n.2, p.183-194, 1999.

Gerra, A. T. 1980. **Dicionário geológico-geomorfológico**. 6 ed. Rio de Janeiro: IBGE, 1980. p.448.

Griffin, R.B.; Griffin, N.J. Distribution habitat partitioning, and abundance of Atlantic spotted dolphins bottlenose dolphins, longgerhead sea turtles on the Eastern Gulf of Mexico continental shelf. **Gulf of Mexico Science**, v.1, p.22-34, 2003.

Hammond, P.S. Line transect sampling of dolphin populations. In: Brydem, M.M.; Harrison. R. (Eds). **Research on dolphins**. Oxford: Oxford University Press, 1986a. p.251-279.

Hammond, P.S. Estimating the size of naturally marked whale populaions using capture-recapture techniques. **Reports of International Whaling Commission**. Special Issue, v.8, p.253-282, 1986b.

Hui, C.A. Undersea topography and the comparative distributions of two pelagic dolphins. **Fish. Bull.** v.83, p.472-475, 1985.

IBAMA. **Mamíferos Aquáticos do Brasil**: Plano de Ação. Versão II. Brasília: Diretoria de Ecossistemas/ Departamento de Vida Silvestre (Ed). 2001, p.96

IBGE. Cartas e mapas temáticos do Brasil. Fundação Instituto de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, 1998. Disponível em: <http://www2.ibge.gov.br/pub/Cartas-e-Mapas/Acessao> em 24 jan 2004.

IPT Estudos geológicos e sedimentológicos na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. Rel. Final. **Inst. Pesq. Tecnol.** São Paulo N° 8488, 1975.

Jefferson, T.A.; Leatherwood, S. Distribution and abundance of Indo-Pacific hump-backed dolphins (*Sousa chinensis* Osbeck, 1765) in Hong Kong waters. **Asian Marine Biology**, v.14, p.93-110, 1997.

Jefferson, T.A. Population Biology of the Indo-Pacific hump-backed dolphin in Hong Kong waters. **Wild Life Monographs**, v.144, p.1-65, 2000.

Karczmarski, L.; Cockcroft, V.G.; Mclachlan, A. Group size and seasonal pattern of occurrence of humpback dolphins *Sousa chinensis* in Algoa Bay, South Africa. **South African Journal of Marine Science**, v.21, p.89-97, 1999.

Karczmarski, L.; Cockcroft, V.G.; Mclachlan, A. Habitat use and preferences of indo-pacific humpback dolphins *Sousa chinensis* in Algoa Bay, South Africa. **Marine Mammal Science**, v.16, n.1, p.65-79, 2000.

Kinas, P.G.; Bethlem, C.P. Empirical Bayes abundance estimation of a closed population using mark recapture data, with application to humpback whales, *Megaptera novaeanglia*, in Abrolhos, Brazil. **Rep. Int. Whal. Comm**, v.48, p.447-50, 1998.

Lodi, L.; Hetzel, B. Cleptoparasitismo entre fragatas (*Fregata magnificens*) e botos-cinza (*Sotalia fluviatilis*) na Baía de Paraty, Rio de Janeiro, Brasil. **Biociências**, Porto Alegre, v.8, n.1, p.59-64, jun. 2000a.

Lodi, L. **Uso do hábitat e preferências do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis* (Cetácea, Delphinidae), na Baía de Paraty.** 2002. 156p. Dissertação (Mestrado)–Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

Maze, K.S.; Würsig, B. Bottlenose dolphins of San Luis Pass, Texas: Occurrence patterns, site-fidelity, and habitat use. **Aquatic Mammals**, v.25, n.2, p.91-103, 1999.

Monteiro-Filho, E.L.A. Group organization of the dolphin *Sotalia fluviatilis guianensis* in na estuary of southeastern Brazil. **Ciência e Cultura** v.52, p.97-101, 2000.

Monteiro-Filho, E.L.A.; Monteiro, L.R.; Reis, S.F. Skull shape and size divergence in dolphins of the Genus *Sotalia*: a tridimensional morphometric analysis. **Journal of Mammalogy**, v.83, n.1, p.125-134, 2002.

Norris, K.S.; Dohl, T.P. The structure and function of cetacean schools. In: L. Herman (ed). **Cetacean Behavior**. New York: John Wiley & Sons, 1980b. p.211-261.

Perrin, W., Donavon, G., Barlow, J. Report of the workshop on mortality of cetaceans in passive fishing nets and traps. Cambridge: **Rep. Int. Whal. Comm.**, v.15, p. 1-73, 1994.

Pessanha, A.L.M.; Araújo, F.G.; de Azevedo, M.C.C.; Gomes, I.D. Variações temporais e espaciais na composição e estrutura da comunidade de peixes jovens da Baía de Sepetiba, RJ. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.7 n.1, p.251-261, 2000.

Ramos, R.M.A. **Determinação de idade e biologia reprodutiva de *Pontoporia blainvillei* e da forma marinha de *Sotalia fluviatilis* (Cetacea: Pontoporiidae e Delphinidae) no norte do Rio de Janeiro**. 1997. Dissertação (Mestrado)-Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes.

Ramos, R.M.A.; Di Benedetto, A.P.M., Lima, N.R.W. Growth parameters of *Pontoporia blainvillei* and *Sotalia fluviatilis* (Cetacea) in northern Rio de Janeiro, Brazil. **Aquatic Mammals**, v.26, p.65-75, 2000.

Reeves, R.R.; Smith, B.D.; Crespo, E.A. and Notarbartolo G.de Sciara (compilers). Dolphins, Whales and Porpoises: 2002-2010 **Conservation Action Plan for the World's Cetaceans**. IUCN/SSC Cetacean Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. Ix + p.139, 2003.

Rollo, M. R.. **Distribuição espaço-temporal do boto *Sotalia guianensis* Van Bénédén 1864 (Cetacea, Delphinidae) na região de Cananéia, sul do estado de São Paulo**. 2002. 144p. Dissertação (Doutorado) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.

Rosas, F.C.W.; Monteiro-Filho, E.L.A. Reproduction of the estuarine dolphin (*Sotalia guianensis*) on the coast of Parana, southern Brazil. **Journal of Mammalogy**, v.83, n.2, p.507-515, 2002.

Santos, M.C.O.; Acuña, L.B.; Rosso, S. Insights on site fidelity and calving intervals of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia fluviatilis*) in south-eastern Brazil. **J. Mar. Biol. Ass. U.K.**, v.81, p.1049-1052, 2001.

Schmiegelow, J.M.M. **Estudo sobre cetáceos odontocetos encontrados em praias da região entre Iguapé/SP e Baía de Paranaguá/PR (24°42'S-25°28'S) com especial referência a *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853; Delphinidae)**. 1990. Dissertação. (Mestrado)-Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico, São Paulo.

Secchi, E.R.; Ott, P.H.; Crespo, E.A.; Kinas, P.G.; Pedraza, S.N.; Bordino, P. A first estimate of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) abundance off southern Brazil. **J. Cetecean Res. Manage.**, v.3. n.1, p.95-100, 2001.

Selzer, L.A.; Payne, P.M. The distribution of white-sided (*Lagenorhynchus acutus*) and common dolphins (*Delphinus delphis*) vs. environmental features of the continental shelf of the northeastern United States. **Mar. Mammal Sci.**, v.4, p.141-153, 1988.

Souza, D.C.; Ferreira, M.G.S. **Levantamento da ictiofauna da Baía de Sepetiba-Rio de Janeiro**. (Relatório não publicado).

Suguio, K.; Vieira, E. M.; Barcelos, J.H. & Silve, M.S. Interpretação ecológica dos foraminíferos de sedimentos modernos da baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. **Rev. Bras. Geoc.**, v.9, p.233-247, 1979.

Thomas, L.; Laake, J.L.; Strindberg, S., Marques, F.F.C.; Buckland, S.T.; Borchers, D.L.; Anderson, D.R.; Burnham, K.P.; Hedley, S.L.; and Pollard, J.H. 2002. **Distance 4.0 Release "2"**. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK. Disponível em <http://www.rupa.st-and.ac.uk/distance/>. Acesso 10 dez 2003.

Van Parijs, S.M.; Smith, J.; Corkeron, P.J. 2002. Using calls to estimate the abundance of inshore dolphins: a case study with Pacific humpback dolphins *Sousa chinensis*. **Journal of Applied Ecology**, v.39, p.853-864, 2002.

Vidal, O., Barlow, J., Hurtado, L. A., Torre, J., Cendón, P., and Ojeda, Z. Distribution and abundance of the Amazon River Dolphin (*Inia geoffrensis*) and the tucuxi (*Sotalia fluviatilis*) in the upper Amazon River. **Marine Mammal Science**, v.13, p.427- 445, 1997.

Wedekin, L.L.; Rossi-Santos, M.R.; Bonin, C.A.; Cremer, M.; Lodi, L.; Oliveira, F. Daura-Jorge, F.G.; Simões-Lopes, P.C.; Monteiro-Filho, E.L.A.; Pires, J.S.R. 2003. Análise comparativa do tamanho do grupo entre diferentes populações do boto-cinza, *Sotalia guianensis*, (Cetacea: Delphinidae), na costa do Brasil. II Congresso Brasileiro de Mastozoologia, 2003, Belo Horizonte. **Resumos**. Puc-Minas, 2003, p.57.

Wells, R.S., Scott, M.D. & Irvine, A.B. The Social Structure of free-ranging bottlenose dolphins. In: H. Genoways (Ed). **Current Mammalogy**. New York: Plenum, 1987. v.1, p.204-305.

Wilson, B.; Tompson, P.M.; Hammond, P.S. Habitat use by bottlenose dolphins: seasonal distribution and stratified movement patterns in the Moray Firth, Scotland. **Journal of Applied Ecology**, v.34, p.1365-1374, 1997.

Wilson, B.; Hammond, P.S.; Tompson, P.M. Estimating Size and Assessing Trends in a Coastal Bottlenose Dolphin Population. **Ecological Applications**, v.9, n.1, p.288-300, 1999.

Würsig, B.; Würsig, M. Behavior and ecology of the bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, in the South Atlantic. **Fishery Bulletin**, v.77, n.2, p. 399-412, Apr. 1979.

Würsig, B.; Würsig, M.; Cipriano, F. Dolphins in different worlds. **Oceanus**, v.32, n.1, p.71-75, 1989.

Zerbini, A.N.; Andriolo, A.; da Rocha, J.; Simões-Lopes, P.C.; Siciliano, S.; Pizzorno, J.L.; Waite, J.M.; DeMaster, D.P.; VanBlaricon, G.R. Winter distribution and abundance of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) off Northeastern Brazil. **In press**.

Zhou, K.; Guang, Y.; Anli, G.; Jiang, S.; Xinrong, X. Abundance and Distribution of Finless Porpoises in the Nanjing-Hukou Section of the Lower Yangtze River. In: Reeves, R.R.; Smith, B.D.; Kasuya, T.(Eds) **Biology and Conservation of Freshwater Ceteceans in Asia**. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, 2000. p.91-96.

Tabela 1- Comparação entre as áreas (entrada e interior) das variáveis ambientais medidas em cada avistagem, na baía de Sepetiba. As comparações são mostradas separadamente para o inverno e verão. As estatísticas do teste de Mann-Whitney (U e p) são também indicadas. Resultados significativos ( $p < 0,05$ ) são marcados em negrito e (EP) erro padrão.

INVERNO								
Variável	Entrada			Interior			Mann-Whitney	
	n	média	(EP)	n	média	(EP)	U	p
Profundidade (m)	51	12,47	(0,82)	13	7,94	(0,53)	152	<b>0,003</b>
Salinidade (‰)	51	31,86	(0,16)	13	28,69	(0,88)	58	<b>0,000</b>
Transparência (m)	33	3,55	(0,25)	11	3,13	(0,32)	159	0,546
T. da água (°C)	49	24,08	(0,21)	11	24,31	(0,65)	260	0,862
VERÃO								
Variável	Entrada			Interior			Mann-Whitney	
	n	média	(EP)	n	média	(EP)	U	p
Profundidade (m)	73	11,09	(0,61)	22	9,33	(0,42)	688	0,310
Salinidade (‰)	72	31,12	(0,10)	22	29,72	(0,46)	405	<b>0,000</b>
Transparência (m)	55	2,96	(0,15)	21	2,76	(0,19)	521	0,511
T. da água (°C)	73	26,57	(0,17)	22	27,15	(0,24)	659	0,199

Tabela 2- Comparação entre as estações do ano (inverno e verão) das variáveis ambientais medidas em cada avistagem, na baía de Sepetiba. As comparações são mostradas separadamente para a entrada e o interior. As estatísticas do teste de Mann-Whitney (U e p) são também indicadas. Resultados significativos ( $p < 0,05$ ) são marcados em negrito e (EP) erro padrão.

ENTRADA						
Variável	Inverno		Verão		Mann-Whitney	
	n	média (EP)	n	média (EP)	U	p
Profundidade (m)	51	12,47 (0,82)	73	11,09 (0,61)	1572	0,142
Salinidade (‰)	51	31,86 (0,16)	72	31,12 (0,10)	1276	<b>0,002</b>
Transparência (m)	33	3,55 (0,25)	55	2,96 (0,15)	685	0,053
T. da água (°C)	49	24,04 (0,21)	73	26,57 (0,17)	448	<b>0,000</b>
INTERIOR						
Variável	Inverno		Verão		Mann-Whitney	
	n	média (EP)	n	média (EP)	U	p
Profundidade (m)	13	7,94 (0,53)	22	9,33 (0,42)	81	<b>0,035</b>
Salinidade (‰)	13	28,69 (0,88)	22	29,72 (0,46)	106	0,189
Transparência (m)	11	3,13 (0,32)	21	2,76 (0,19)	88	0,268
T. da água (°C)	11	24,31 (0,65)	22	27,15 (0,24)	27	<b>0,000</b>

Tabela 2. Síntese dos principais parâmetros utilizados para o cálculo de densidade e tamanho populacional de botos na Baía de Sepetiba, considerando todo o período amostral. Estatísticas de dispersão (intervalo de confiança e coeficiente de variação) também são mostrados para as estimativas de tamanho populacional. Resultados são apresentados por estrato e geral (em negrito).

Estratos	Área (km <sup>2</sup> )	nº de avistagens*	Tamanho médio do grupo ( <i>s</i> )	Tamanho médio do grupo esperado $\hat{E}(s)$	Comprimento de transectos amostrados (km)	Largura da faixa amostral <i>ESW</i> (m)	Densidade de (botos/km <sup>2</sup> )	nº de botos estimado	Intervalo de confiança 95%	Coeficiente de variação (%)
Entrada	205	117	15,9	14,1 ♦	1.792	260,2	1,78	365	250-533	0,19
Interior	250	23	31,2 ♦	34,0	1.427	260,2	0,96	242	119-491	0,36
<b>Geral</b>	<b>455</b>	<b>140</b>	<b>23,5</b>	<b>24,0</b>	<b>3.219</b>	<b>260,2</b>	<b>1,33</b>	<b>607</b>	<b>415-886</b>	<b>0,19</b>

\*Representa o número de avistagens com grupos < 100 indivíduos e após a truncagem de 5%.

♦ Tamanho do grupo utilizado na estimativa, após regressão  $g(x)$  ao nível de significância  $P < 0,15$

Tabela 3. Síntese dos principais parâmetros utilizados para o cálculo de densidade e tamanho populacional de botos na Baía de Sepetiba, considerando apenas as avistagens obtidas no verão. Estatísticas de dispersão (intervalo de confiança e coeficiente de variação) também são mostrados para as estimativas de tamanho populacional. Resultados são apresentados por estrato e geral (em negrito).

Estratos	Área (km <sup>2</sup> )	nº de avistagens*	Tamanho médio do grupo ( <i>s</i> )	Tamanho médio do grupo esperado $\hat{E}(s)$	Comprimento de transectos amostrados (km)	Largura da faixa amostral <i>ESW</i> (m)	Densidade de botos (botos/km <sup>2</sup> )	nº de botos estimado	Intervalo de confiança 95%	Coeficiente de variação (%)
Entrada	205	69	17,5	14,4♦	920	278,0	1,95	400	250-640	0,23
Interior	250	15	23,3♦	25,4	765	278,0	0,82	206	88-483	0,44
<b>Geral</b>	<b>455</b>	<b>84</b>	<b>20,4</b>	<b>19,9</b>	<b>1.685</b>	<b>278,0</b>	<b>1,33</b>	<b>606</b>	<b>389-944</b>	<b>0,22</b>

\*Representa o número de avistagens com grupos < 100 indivíduos e após a truncagem de 5%.

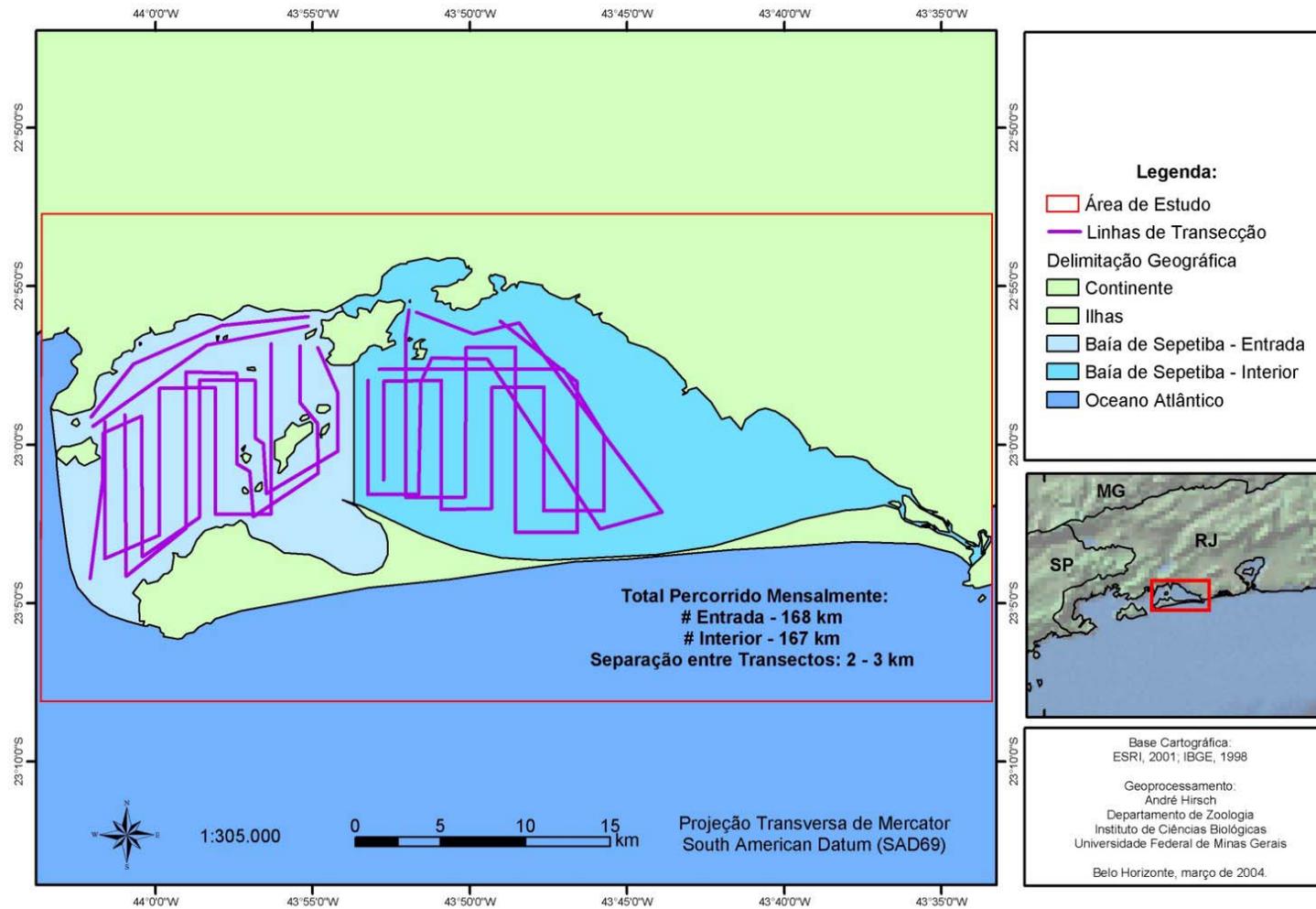
♦ Tamanho do grupo utilizado na estimativa, após regressão  $g(x)$  ao nível de significância  $P < 0,15$

Tabela 4. Síntese dos principais parâmetros utilizados para o cálculo de densidade e tamanho populacional de botos na Baía de Sepetiba, considerando apenas as avistagens obtidas no inverno. Estatísticas de dispersão (intervalo de confiança e coeficiente de variação) também são mostrados para as estimativas de tamanho populacional. Resultados são apresentados por estrato e geral (em negrito).

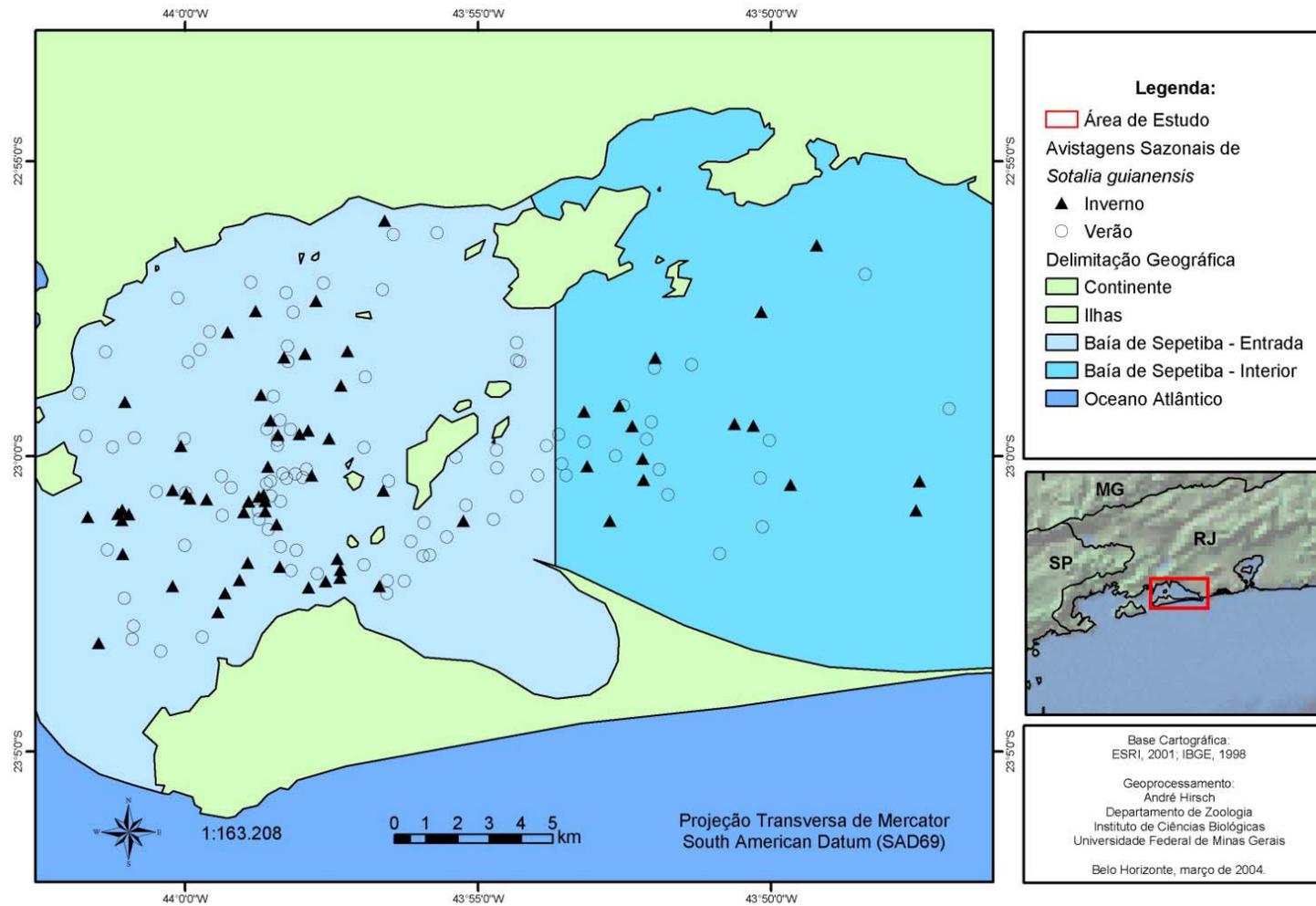
Estratos	Área (km <sup>2</sup> )	nº de avistagens*	Tamanho médio do grupo ( <i>s</i> )	Tamanho médio do grupo esperado $\hat{E}(s)$	Comprimento de transectos amostrados (km)	Largura da faixa amostral <i>ESW</i> (m)	Densidade de botos/km <sup>2</sup>	nº de botos estimado	Intervalo de confiança 95%	Coeficiente de variação (%)
Entrada	205	47	12,8♦	14,9	872	233,0	1,48	304	178-521	0,27
Interior	250	9	43,8	23,3♦	662	233,0	0,68	170	74-391	0,42
<b>Geral</b>	<b>455</b>	<b>56</b>	<b>28,3</b>	<b>19,1</b>	<b>1.534</b>	<b>233,0</b>	<b>1,04</b>	<b>474</b>	<b>289-780</b>	<b>0,25</b>

\*Representa o número de avistagens com grupos < 100 indivíduos e após a truncagem de 5%.

♦ Tamanho do grupo utilizado na estimativa, após regressão  $g(x)$  ao nível de significância  $P < 0,15$



**Fig. 1:** Mapa da área de estudo, mostrando as linhas de transecção na Baía de Sepetiba / RJ..



**Fig. 2:** Distribuição sazonal do boto-cinza na Baía de Sepetiba / RJ.

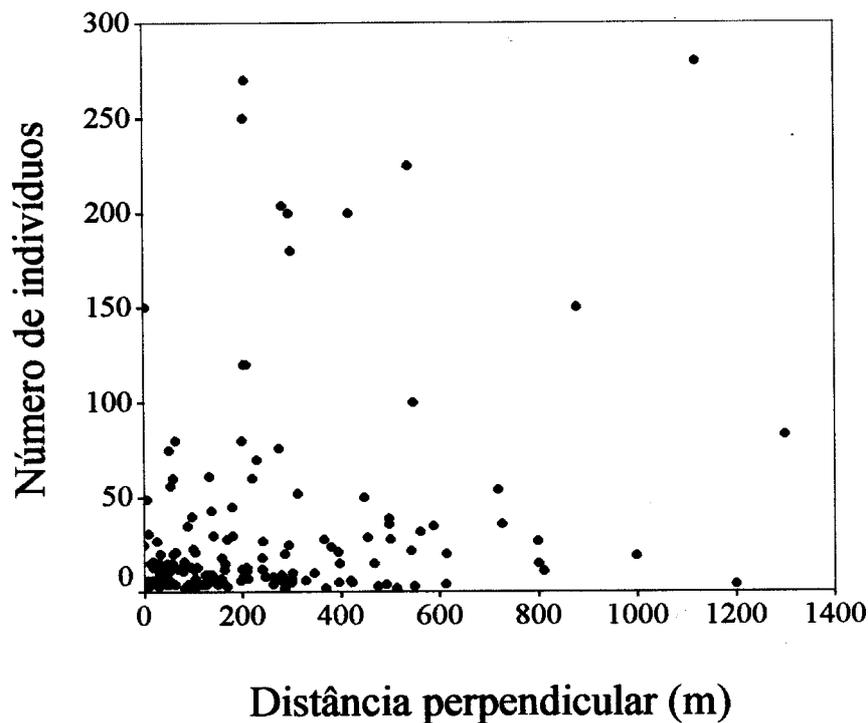


Fig.3. Regressão entre a distância perpendicular e o número de botos em cada avistagem, demonstrando a não existência de correlação entre a distância e o tamanho do grupo de botos.

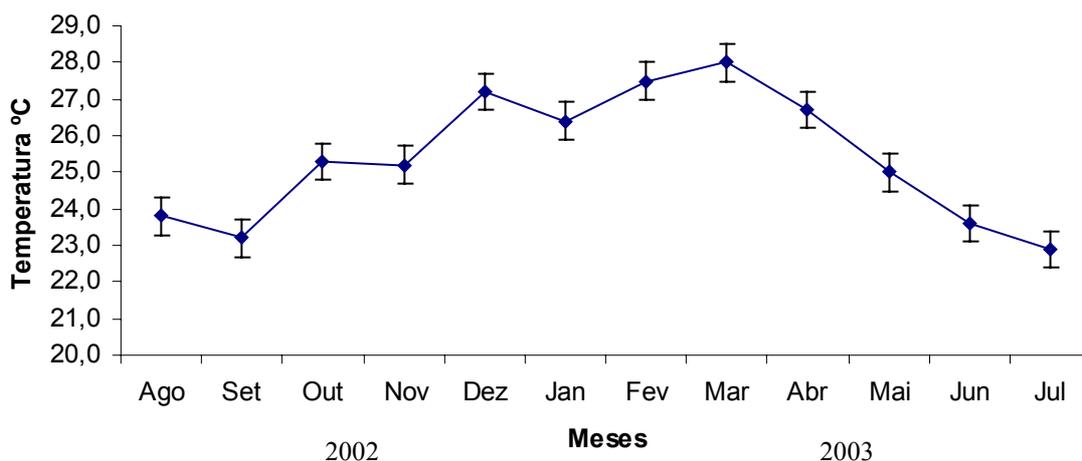


Fig.4. Variação da temperatura da superfície d'água (média e erro padrão), observada durante o período de estudo na baía de Sepetiba, RJ. Os valores do eixo y não iniciam em "0" para melhor demonstrar as variações encontradas.

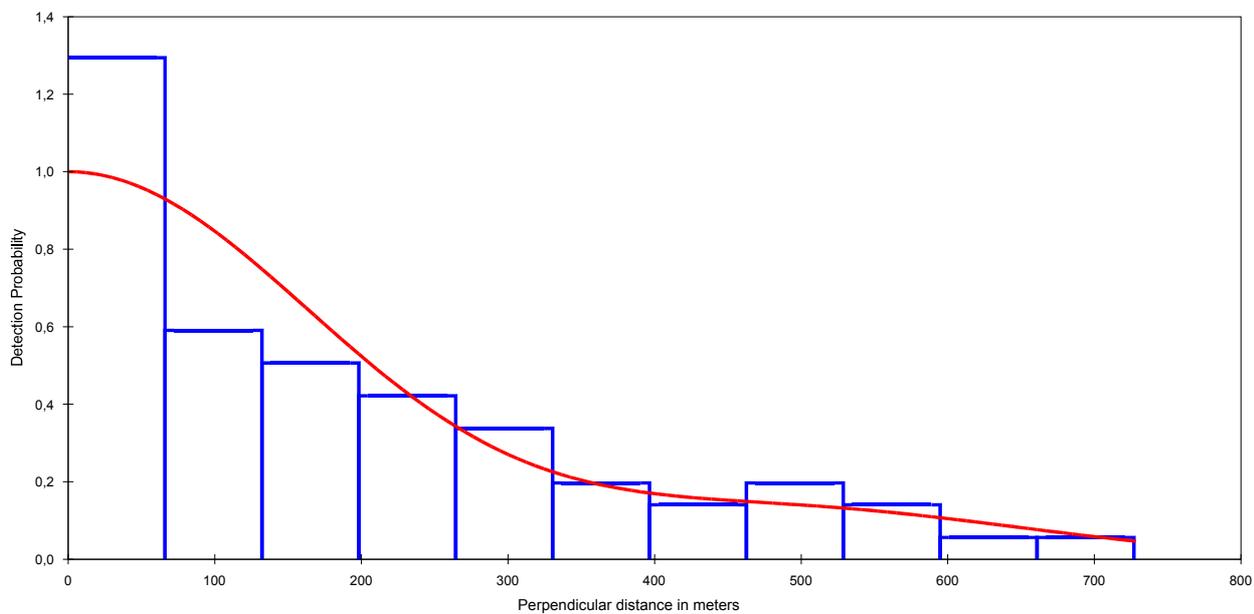


Fig.5. Histograma das distâncias botos-transecção obtidas (colunas) e função (semi-normal) com ajuste (Co-seno) escolhida pelo programa Distance, considerando as avistagens obtidas durante todo o período amostral.