



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR
PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS MARINHAS TROPICAIS

ANA CAROLINA OLIVEIRA DE MEIRELLES

ECOLOGIA POPULACIONAL E COMPORTAMENTAL DO BOTO-CINZA, *Sotalia guianensis* (van Bénéden, 1864), NA ENSEADA DO MUCURIBE, FORTALEZA, ESTADO DO CEARÁ

FORTALEZA

2013

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Rui Simões de Menezes

M453e Meirelles, Ana Carolina Oliveira de.

Ecologia populacional e comportamental do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (VAN BÉNÉDEN, 1864) na enseada do Mucuripe, Fortaleza, Estado do Ceará / Ana Carolina Oliveira de Meirelles. – 2013.

132 f.: il. color., enc. ; 30 cm.

Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Fortaleza, 2013.

Área de Concentração: Utilização e Manejo de Ecossistemas Marinhos e Estuarinos.

Orientação: Prof^o. Dr^o. Tito Monteiro da Cruz Lotufo.

Co-Orientação: Prof^o. Dr^o. Emygdio Leite de Araújo Monteiro Filho.

1. Boto-cinza - população - Fortaleza. 2. Delphinidae - comportamento. I. Título.

CDD 599.53

ANA CAROLINA OLIVEIRA DE MEIRELLES

ECOLOGIA POPULACIONAL E COMPORTAMENTAL DO BOTO-CINZA, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864), NA ENSEADA DO MUCURIBE, FORTALEZA, ESTADO DO CEARÁ

Tese apresentada ao curso de Doutorado em Ciências Marinhas Tropicais do Instituto de Ciências do Mar da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências Marinhas Tropicais. Área de concentração: utilização e manejo de ecossistemas marinhos e estuarinos.

Orientador: Prof. Dr. Tito Monteiro da Cruz Lotufo

Co-orientador: Prof. Dr. Emygdio Leite de Araújo Monteiro-Filho

**FORTALEZA
2013**

ANA CAROLINA OLIVEIRA DE MEIRELLES

ECOLOGIA POPULACIONAL E COMPORTAMENTAL DO BOTO-CINZA, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864), NA ENSEADA DO MUCURIBE, FORTALEZA, ESTADO DO CEARÁ

Tese apresentada ao curso de Doutorado em Ciências Marinhas Tropicais do Instituto de Ciências do Mar da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências Marinhas Tropicais. Área de concentração: Utilização e manejo de ecossistemas marinhos e estuarinos.

Aprovada em: ___/___/___

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Tito Monteiro da Cruz Lotufo (orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Paulo Cascon
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Dr. Vicente Vieira Faria
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Profa. Dra. Gislaine Filla
Instituto Federal do Paraná (IFPR)

Dr. Leonardo Liberali Wedekin
Instituto Baleia Jubarte (IBJ)

Aos meus pais, Antonio (*in memoriam*) e Ana,
que me mostraram o caminho.

Ao meu filho Alex, que me mostrou o quão
grande pode ser o amor.

AGRADECIMENTOS

À minha querida família, meus pais Antonio (*in memoriam*) e Ana, e meus irmãos Guto e Renata, pelo amor e apoio incondicional durante essa longa jornada;

Ao meu filho Alex, que mudou minha vida e me ensinou o que é o amor incondicional;

Ao meu marido Alberto, minha fortaleza, que me ajudou no campo e em casa em todos os momentos, e sempre esteve presente quando eu precisei, mesmo nos momentos insanos de estresse;

Aos meus orientadores Tito Lotufo e Emygdio Monteiro-Filho, por aceitar fazer parte desse desafio e entender os momentos difíceis por que passei durante o doutorado, sempre me dando força para seguir;

À Aquasis, pelos 14 anos de aprendizado e conquistas maravilhosas;

À minha amiga Thais Campos, com seu otimismo radiante, que abraçou a causa do boto-cinza junto comigo e fez parte de incansáveis saídas de campo;

À Katherine Choi que topou esta empreitada e embarcou literalmente no projeto, sempre a postos para as cansativas saídas de campo;

Aos amigos da Aquasis Vitor Luz, Cristine Negrão, José Malveira Neto, Juliana Umezaki, Antonio Carlos Amancio, Juaci Araújo, Cristina Ribeiro e Valfrancy Sales que de alguma forma contribuíram para a realização deste estudo, seja no campo, ou nas conversas de corredor.

Aos pesquisadores que gentilmente aceitaram fazer parte da banca de defesa desta tese e que contribuíram de forma construtiva e significativa na discussão dos resultados obtidos;

Ao Maurício “Mano”, piloto da embarcação Pele Morena II, pela disponibilidade e bom humor durante as expedições de campo e por dividir seu conhecimento sobre o mar e a enseada conosco;

Ao Armando, responsável pela marina, por nos ajudar a conseguir uma embarcação adequada para a pesquisa;

Às minhas sempre e queridas amigas Maria Danise Alves e Helen Maria Barros, que embarcaram comigo nessa empreitada da pesquisa com mamíferos marinhos há 14 anos e, como eu, não desistiram apesar das pedreiras encontradas no caminho;

À Fundação de Apoio à Pesquisa Cearense (FUNCAP), pelo apoio financeiro durante 48 meses através da bolsa de doutorado;

Ao William (Bill) Rossiter da *Cetacean Society International*, pelo apoio financeiro ao projeto e às viagens para as Reuniões de especialistas de Mamíferos Aquáticos da América do Sul de 2010 e 2012, nas quais apresentei parte dos resultados da tese;

Ao *SeaWorld & Busch Gardens Conservation Fund* e à *Idea Wild*, pelo apoio financeiro, sem o qual o projeto não seria realizado;

E finalmente aos botos da enseada do Mucuripe, por persistirem!

RESUMO

No estado do Ceará, o boto-cinza, *Sotalia guianensis*, habita uma área aberta altamente antropizada: a enseada do Mucuripe, em Fortaleza. Nesta região, informações importantes para a identificação do status de conservação da espécie, assim como para a identificação de medidas de conservação são desconhecidas, como parâmetros populacionais, comportamentais e de uso espacial. Desta forma, o estudo apresentado aqui procurou preencher algumas destas lacunas. A estimativa de abundância da população de botos no período de estudo foi de apenas 41 animais (26-64), a menor estimada até hoje para a espécie. A taxa de sobrevivência aparente dos adultos foi de 0,88, abaixo dos valores estimados para outras populações de golfinhos costeiros, e próximo do mínimo indicado (0,85) para a manutenção de uma população. A enseada do Mucuripe é uma área de alimentação e cuidado parental para os botos-cinza, que ocorrem na região ao longo de todo o ano, principalmente em quatro locais: Marina Park, praia de Iracema, espigão do Ideal e porto do Mucuripe. Nestes locais, os botos utilizam a estrutura dos píers e espigões para facilitar a captura das presas de forma cooperativa. Foi registrada uma maior abundância de botos durante a maré seca, quando provavelmente torna-se mais fácil capturar os peixes cooperativamente. Os grupos de botos-cinza registrados foram pequenos, em média com 4,1 e no máximo oito indivíduos, o que pode estar relacionado à disponibilidade de alimento. Os grupos com filhotes e durante o comportamento de socialização foram maiores. Os botos diminuíram a frequência de uso do porto do Mucuripe e da enseada nos meses em que foram registradas operações de dragagem. Sessenta por cento dos 25 animais foto-identificados foram considerados residentes, com graus que variaram de 9 a 40%. Os animais mostraram preferência por áreas a menos de 400m de distância de espigões/píers, a menos de 800m da costa e com profundidades entre três e seis metros, nesta ordem. A proximidade dos espigões e píers foi a característica que mais influenciou o uso do habitat da espécie na enseada. Nesses locais há concentração de presas e os animais se especializaram em usar as estruturas para encurralar os peixes. A área de uso da espécie na área amostrada foi de 11,56 km². A área de uso preferencial diminuiu durante o segundo ano de estudo, quando houve um incremento das atividades de dragagem do canal do porto do Mucuripe, e os animais praticamente abandonaram esta região. O percentual de sobreposição entre a área de uso dos botos e da atividade de pesca na área de estudo foi de 25%. A sobreposição da área de uso dos botos com a área de uso de embarcações motorizadas foi de 70% em todo o período de estudo. Os resultados obtidos indicam que medidas urgentes precisam ser tomadas para diminuir o

impacto das ações antrópicas sobre o boto-cinza, como a identificação de áreas para a restrição de atividades mais impactantes. Uma vez que a população é muito pequena e a mortalidade mínima registrada é insustentável, caso essas medidas não sejam tomadas imediatamente, a extinção local da espécie será inevitável.

Palavras-chave: parâmetros populacionais, dragagem, impactos antrópicos, *Sotalia guianensis*, boto-cinza, enseada do Mucuripe, comportamento, tamanho de grupo, residência, espigões, uso de habitat.

ABSTRACT

In the state of Ceará, the guiana dolphin, *Sotalia guianensis*, inhabits a highly disturbed open area: the Mucuripe bay, in Fortaleza. In this region, important information for identification of the conservation status of the species, as well as the identification of conservation measures are unknown, such as population parameters, behavioral and space usage. Thus, the study presented here sought to fulfill some of these gaps. The estimated population abundance of dolphins in the study period was only 41 animals (26-64), the lowest estimated to date for the species. The apparent survival rate of adults was 0.88, below estimates for other populations of coastal dolphins. The Mucuripe bay is a feeding and parental care area for the guiana dolphin, which occur in the region throughout the year, mainly in four locations: Marina Park, Iracema beach, Mucuripe harbour and Ideal breakwater. At these locations, the dolphins use the structure of piers and breakwaters to facilitate the capture prey cooperatively. Greater abundance of dolphins was recorded during low tide, when it is probably easier to catch the fish cooperatively. The guiana dolphin groups recorded were small, with an average of 4.1 and a maximum of 8 individuals, which may be related to food availability. Groups with calves and during the socialization behaviors were higher. Dolphins frequency of use of the Mucuripe harbour decreased in the months when dredging operations were recorded. Sixty percent of the 25 photo-identified animals were considered residents, with degree ranging from 9 to 40%. The animals showed a preference for areas less than 400m away from breakwaters/piers, between 400 and 800m from the coast and at depths between 3 and 6 meters, in that order. The proximity of breakwater and piers was the characteristic that most influenced the habitat use of the species in the bay. In these places there is a concentration of prey and animals have specialized in using the structures to corral fish. The area of use of the species in the sampled area was 11.56 km². The preferred use area decreased during the second year of study, when there was an increase in activities of dredging in the Mucuripe harbor channel and the animals practically abandoned this region. The percentage of overlap between the area of use of the dolphins and fishing activity in the study area was 25%. The overlap area of use of the dolphins to the area of use of motorboats was 70% throughout the study period. The results indicate that urgent action must be taken to reduce the impact of human actions on the guiana dolphin, as the identification of areas for restricting more impactful activities. Since the dolphin population is very small and the minimum recorded mortality is unsustainable, if such measures are not taken immediately, the local extinction of the species will be inevitable.

Keywords: population parameters, dredging, human impacts, *Sotalia guianensis*, Guiana dolphin, Mucuripe bay, behavior, group size, residency, breakwater, habitat use

LISTA DE FIGURAS

Introdução geral

- Figura 1 Localização da enseada do Mucuripe. As estruturas perpendiculares à linha de costa são construções como píers ou espigões de pedra. Estão representadas as isóbatas de 2, 5 e 10 metros..... 7

Capítulo 1

- Figura 1 Soma de todas as rotas de deslocamento realizadas nos embarques para estudo do boto-cinza, de outubro de 2009 a setembro de 2011. Os pontos correspondem as avistagens de botos-cinza registradas durante o estudo..... 13
- Figura 2 Marcas permanentes na nadadeira dorsal de um animal (#D012) utilizadas para identificação individual dos animais de boto-cinza neste estudo..... 14
- Figura 3 Curva de rarefação cumulativa de botos-cinza foto-identificados na enseada do Mucuripe, em Fortaleza, de janeiro de 2010 a setembro de 2011..... 19
- Figura 4 Distribuição das avistagens de novos botos e de indivíduos já identificados na enseada do Mucuripe de janeiro de 2010 a setembro de 2011..... 19

Capítulo 2

- Figura 1 Distribuição das avistagens de boto-cinza na enseada do Mucuripe de outubro de 2009 a setembro de 2011. Cada ponto representa uma avistagem de boto-cinza..... 38
- Figura 2 Número de avistagens de botos nos sítios de observação em cada ano do estudo, na enseada do Mucuripe, Fortaleza, de outubro de 2009 a setembro de 2011..... 41

Figura 3	Número de animais avistados por hora de esforço total na enseada do Mucuripe de outubro de 2009 a setembro de 2011. As colunas vermelhas indicam os meses nos quais foram observadas atividades de dragagem na área.....	42
Figura 4	Número de avistagens de botos em seis intervalos de tempo ao longo do dia, na enseada do Mucuripe, de outubro de 2009 a setembro de 2011.....	43
Figura 5	Frequência de observação de botos em cada local de observação durante os horários do dia, na enseada do Mucuripe de outubro de 2009 a setembro de 2011.....	43
Figura 6	Frequência de observação dos comportamentos registrados na enseada do Mucuripe e em cada local de observação, de outubro de 2009 a setembro de 2011.....	44
Figura 7	Frequência de observação dos diferentes tamanhos de grupo de boto-cinza na enseada do Mucuripe, de outubro de 2009 a setembro de 2011.....	45
Figura 8	Tamanho médio e desvio padrão dos grupos de boto-cinza nas quatro áreas de observação na enseada do Mucuripe, de outubro de 2009 a setembro de 2011	45
Figura 9	Tamanho médio e desvio padrão dos grupos de boto-cinza nos três estados comportamentais identificados na enseada do Mucuripe, de outubro de 2009 a setembro de 2011.....	45
Figura 10	Tamanho médio de grupo e desvio padrão para grupos com e sem filhotes na enseada do Mucuripe, de outubro de 2009 a setembro de 2011.....	46
Figura 11	Número de avistagens de filhotes por hora de esforço ao longo dos meses, em cada ano de estudo na enseada do Mucuripe, de outubro de 2009 a setembro de 2011.....	46
Figura 12	Grau de residência dos botos-cinza na Enseada do Mucuripe de outubro de 2009 a setembro de 2011.....	51

Capítulo 3

Figura 1	Enseada do Mucuripe, com a soma de todas as rotas de deslocamento realizadas nos embarques para estudo do boto-cinza, de outubro de 2009 a setembro de 2011.....	71
Figura 2	Disponibilidade de áreas de classes de profundidade de 0 a 12m, obtido através da interpolação IDW dos dados batimétricos digitalizados da carta náutica da enseada do Mucuripe.....	74
Figura 3	Disponibilidade de área das classes de declividade de fundo da enseada do Mucuripe.....	74
Figura 4	Disponibilidade de diferentes classes de distância de píers e espigões na enseada do Mucuripe, utilizando a ferramenta Euclidian Distance do ArcGis.....	74
Figura 5	Disponibilidade de diferentes classes de distância da costa na enseada do Mucuripe, utilizando a ferramenta Euclidian Distance do ArcGis.....	74
Figura 6	Localização das avistagens de boto-cinza (pontos pretos) na enseada do Mucuripe, de outubro de 2009 a setembro de 2011.....	76
Figura 7	Densidade de avistagens de boto-cinza na enseada do Mucuripe, considerando todo o período de estudo, indicando a área de uso (kernel 95%) contornada em amarelo e a área preferencial (kernel 50%) contornada de vermelho.....	78
Figura 8	Densidade de avistagens de boto-cinza na enseada do Mucuripe, considerando apenas o primeiro ano de estudo, indicando a área de uso (kernel 95%) contornada em amarelo e a área preferencial (kernel 50%) contornada de vermelho.....	79
Figura 9	Densidade de avistagens de boto-cinza na enseada do Mucuripe no segundo ano de estudo, indicando a área de uso (kernel 95%) contornada em amarelo e a área preferencial (kernel 50%) contornada de vermelho.....	79
Figura 10	Densidade de avistagens de boto-cinza na enseada do Mucuripe no período chuvoso, indicando a área de uso (kernel 95%) contornada em amarelo e a área preferencial (kernel 50%) contornada de vermelho.....	80

Figura 11	Densidade de avistagens de boto-cinza na enseada do Mucuripe no período seco, indicando a área de uso (kernel 95%) contornada em amarelo e a área preferencial (kernel 50%) contornada de vermelho.....	80
Figura 12	Densidade de redes de pesca na enseada do Mucuripe, considerando todo o período de estudo, indicando a área de uso (kernel 95%) contornada em amarelo e a área preferencial (kernel 50%) contornada de vermelho.....	81
Figura 13	Densidade de redes de pesca na enseada do Mucuripe no primeiro ano de estudo, indicando a área de uso (kernel 95%) contornada em amarelo e a área preferencial (kernel 50%) contornada de vermelho.....	82
Figura 14	Densidade de redes de pesca na enseada do Mucuripe no segundo ano de estudo, indicando a área de uso (kernel 95%) contornada em amarelo e a área preferencial (kernel 50%) contornada de vermelho.....	82
Figura 15	Densidade de redes de pesca na enseada do Mucuripe no período chuvoso, indicando a área de uso (kernel 95%) contornada em amarelo e a área preferencial (kernel 50%) contornada de vermelho.....	83
Figura 16	Densidade de redes de pesca na enseada do Mucuripe no período seco, indicando a área de uso (kernel 95%) contornada em amarelo e a área preferencial (kernel 50%) contornada de vermelho.....	83
Figura 17	Paquete com motor rabeta observado na enseada do Mucuripe no período de estudo.....	84
Figura 18	Densidade de embarcações motorizadas na enseada do Mucuripe em todo o período de estudo, indicando a área de uso (kernel 95%) contornada em amarelo e a área preferencial (kernel 50%) contornada de vermelho.....	84
Figura 19	Densidade de embarcações motorizadas na enseada do Mucuripe no primeiro ano de estudo, indicando a área de uso (kernel 95%) contornada em amarelo e a área preferencial (kernel 50%) contornada de vermelho.....	85
Figura 20	Densidade de embarcações motorizadas na enseada do Mucuripe no segundo ano de estudo, indicando a área de uso (kernel 95%) contornada em amarelo e a área preferencial (kernel 50%) contornada de vermelho.....	85

Figura 21	Densidade de embarcações motorizadas na enseada do Mucuripe no período chuvoso, indicando a área de uso (kernel 95%) contornada em amarelo e a área preferencial (kernel 50%) contornada de vermelho.....	86
Figura 22	Densidade de embarcações motorizadas na enseada do Mucuripe no período seco, indicando a área de uso (kernel 95%) contornada em amarelo e a área preferencial (kernel 50%) contornada de vermelho.....	86
Figura 23	Densidade de operações de dragagem na enseada do Mucuripe no primeiro ano de estudo, indicando a área de uso (kernel 95%) contornada em amarelo e a área preferencial (kernel 50%) contornada de vermelho.....	87
Figura 24	Densidade de operações de dragagem na enseada do Mucuripe no segundo ano de estudo, indicando a área de uso (kernel 95%) contornada em amarelo e a área preferencial (kernel 50%) contornada de vermelho.....	87
Figura 25	Área de sobreposição das áreas de uso dos botos e das redes de pesca na enseada do Mucuripe.....	88
Figura 26	Área de sobreposição (km ²) entre as áreas de uso do boto-cinza e as redes de pesca nos diferentes períodos analisados na enseada do Mucuripe.....	88
Figura 27	Percentual de sobreposição entre a área de uso do boto-cinza e das redes de pesca nos diferentes períodos analisados na enseada do Mucuripe.....	89
Figura 28	Área de sobreposição entre a área de uso dos botos e das embarcações motorizadas na enseada do Mucuripe.....	89
Figura 29	Área de sobreposição (km ²) entre área de uso do boto-cinza e das embarcações motorizadas nos diferentes períodos analisados na enseada do Mucuripe.....	90
Figura 30	Percentual de sobreposição entre a área de uso do boto-cinza e das embarcações motorizadas nos diferentes períodos analisados.....	90
Figura 31	Área de sobreposição entre a área de uso do boto-cinza e das operações de dragagem na área de estudo.....	91

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1

Tabela 1	Modelos de Otis et al. (1978) com valor de critério de seleção indicado pelo Capture gerados com o histórico de capturas de boto-cinza na enseada do Mucuripe, em Fortaleza, de Janeiro de 2010 a Setembro de 2011.....	20
Tabela 2	Estimativa da população de animais marcados geradas pelos estimadores disponíveis pelo Capture para cada Modelo de Otis <i>et al.</i> , (1978).....	20
Tabela 3	Modelos Cormack-Jolly-Seber construídos no MARK para os parâmetros sobrevivência (ϕ) e propabilidade de captura (p) de indivíduos marcados. O desvio é uma medida de ajuste dos modelos. (.): constante; (t) tempo-dependente.....	22

Capítulo 2

Tabela 1	Tamanho médio e máximo dos grupos de boto-cinza ao longo de sua distribuição no Brasil.....	54
----------	---	----

Capítulo 3

Tabela 1	Proporção disponível e utilizada das classes de habitat pelo boto-cinza na enseada do Mucuripe, com os intervalos de confiança de Bonferroni e o índice de preferência (IH), com a conclusão de cada análise.....	77
Tabela 2	Área de uso (95%) e área preferencial dos botos e atividades antrópicas estudadas na enseada do Mucuripe, em diferentes períodos.....	78

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL.....	1	
1.1	Os cetáceos e sua importância ecológica.....	1	
1.2	Impactos antrópicos sobre os cetáceos costeiros.....	2	
1.3	O boto-cinza, <i>Sotalia guianensis</i>	3	
1.4	O boto-cinza no estado do Ceará.....	5	
1.5	Descrição geral da área de estudo.....	6	
<u>CAPÍTULO 1 - ABUNDÂNCIA E SOBREVIVÊNCIA DO BOTO-CINZA, <i>Sotalia guianensis</i>, NA ENSEADA DO MUCURIBE, UM AMBIENTE URBANO DEGRADADO DO ESTADO DO CEARÁ.....</u>			9
1	INTRODUÇÃO.....	10	
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	11	
2.1	Área de estudo.....	11	
2.2	Coleta de dados.....	12	
2.3	Seleção de fotografias.....	14	
2.4	Histórico de capturas.....	15	
2.5	Análise dos dados.....	15	
3	RESULTADOS.....	18	
3.1	Abundância.....	18	
3.2	Sobrevivência.....	21	
4	DISCUSSÃO.....	22	
	REFERÊNCIAS.....	26	
<u>CAPÍTULO 2 - COMPORTAMENTO DO BOTO-CINZA, <i>Sotalia guianensis</i>, NA ENSEADA DO MUCURIBE, ESTADO DO CEARÁ.....</u>			34
1	INTRODUÇÃO.....	35	
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	37	
2.1	Área de estudo.....	37	
2.2	Coleta de dados.....	37	

2.3	Análise dos dados.....	39
3	RESULTADOS.....	41
4	DISCUSSÃO.....	47
	REFERÊNCIAS.....	57

CAPÍTULO 3 - USO DE HABITAT DO BOTO-CINZA, *Sotalia guianensis*,
 NUMA ÁREA ANTROPIZADA NO NORDESTE DO
 BRASIL.....

	67
1	INTRODUÇÃO.....	68
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	70
2.1	Área de estudo.....	70
2.2	Coleta de dados.....	70
2.3	Análise de dados.....	72
3	RESULTADOS.....	76
4	DISCUSSÃO.....	91
	REFERÊNCIAS.....	97

	CONCLUSÕES.....	104
	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	107
	REFERÊNCIAS.....	109

1 INTRODUÇÃO GERAL

1.1 Os cetáceos e sua importância ecológica

Os cetáceos são mamíferos marinhos completamente adaptados à vida aquática, não precisando vir à terra nem mesmo para descansar ou se reproduzir. Para se adequarem ao ambiente aquático, eles desenvolveram uma série de adaptações morfológicas e fisiológicas, entre elas: corpo fusiforme; membros anteriores modificados em nadadeiras; ausência de pêlos, membros posteriores e orelha externa; órgãos reprodutores internos; orifício respiratório localizado no topo da cabeça; adaptações ao mergulho, como bradicardia, vasoconstrição periférica e aumento do estoque de oxigênio no sangue e músculos (VAUGHAN *et al.*, 2011; JEFFERSON *et al.*, 2008; BERTA; SUMICH, 1999).

A sub-ordem Cetacea faz parte da ordem Cetartiodactyla e possui hoje cerca de 86 espécies viventes reconhecidas (JEFFERSON *et al.*, 2008). É dividida em duas infra-ordens baseado em características morfológica: Mysticeti, formada por animais com barbatanas ao invés de dentes, orifício respiratório duplo e crânio simétrico; e Odontoceti, com animais com dentes, orifício respiratório único e crânio assimétrico.

A infra-ordem Odontoceti é mais representativa do que os Mysticeti em termo de número de espécies, com 72 espécies divididas em sete famílias. Destas, a família Delphinidae é a maior, com 36 espécies em 17 gêneros (JEFFERSON *et al.*, 2008). A maioria dos delfínídeos é encontrada em regiões tropicais e subtropicais, mas há espécies estritamente de águas frias, e aquelas que se deslocam desde regiões polares até as equatoriais. Uma ampla variedade de habitats é ocupada por estes animais, como regiões oceânicas profundas, quebra da plataforma continental, áreas oceânicas próximas a ilhas e atóis, além de áreas costeiras e estuarinas (FORCADA, 2002).

Esses animais desempenham importante papel ecológico em seus diferentes habitats, principalmente pela regulação “top-down” da cadeia trófica (BOWEN, 1997; KATONA; WHITEHEAD, 1988). Esta regulação, através da cascata trófica, gera a estruturação da comunidade onde a espécie habita, promovendo a coexistência de uma maior diversidade de espécies (SERGIO *et al.*, 2008). De acordo com Sergio *et al.* (2008), os predadores de topo de cadeia tem papel crucial na integridade e estabilidade do ecossistema onde vivem e sua abundância é um indicativo de produtividade e riqueza de espécies do ambiente onde vivem. Assim, espera-se que a eliminação de um predador de topo de cadeia,

como os delfinídeos, possa impactar vários níveis tróficos da cadeia alimentar de uma determinada comunidade marinha, afetando inclusive recursos pesqueiros importantes (HEITHAUS *et al.*, 2008). Assim, a conservação dessas espécies é essencial para a manutenção e o equilíbrio dessas comunidades.

1.2 Impactos antrópicos sobre os cetáceos costeiros

No último século, mudanças importantes na qualidade dos ambientes costeiros têm ocorrido ao redor do globo, e acredita-se que uma quantidade considerável de espécies marinhas tenha sido afetada pelas atividades humanas (MCINTYRE, 1999; MOORE, 1999; UNEP/GPA, 2006). Nessas regiões, populações de predadores que ocupam níveis tróficos altos, incluindo os cetáceos, tem declinado a níveis alarmantes, afetando o equilíbrios dos ecossistemas costeiros (HEITHAUS *et al.*, 2008).

Diversas destas atividades geram impactos potenciais aos cetáceos costeiros, podendo ser diretos ou indiretos (REEVES *et al.*, 2003). Estes impactos podem ser originados por danos físicos causados ao habitat (e.g., construção de marinas, portos, molhes, dragagens, etc.), poluição química, aumento do esforço de pesca (remoção de importantes presas e aumento nas capturas acidentais) e poluição sonora, entre outros (EVANS, 2002). A perda e modificação do habitat inevitavelmente resultam na mudança de disponibilidade de recursos para esses animais, o que pode alterar a dinâmica de uso de recursos e a interação de predação existente, causando desequilíbrio na comunidade (RITCHIE; JOHNSON, 2009).

A obtenção de dados demográficos, como a abundância e taxa de sobrevivência, é essencial para a conservação das populações de cetáceos costeiros. Nas últimas décadas, tornou-se claro para os pesquisadores que por mais difícil que seja estimar a abundância de uma população, este é um dos parâmetros demográficos mais fáceis de obter (TAYLOR *et al.*, 2000; COOKE, 1995). Além disto, estas estimativas são essenciais para modelar o risco de extinção, particularmente altos para pequenas populações (FRANKHAM, 2005; O'GRADY *et al.*, 2006).

Identificar os fatores ecológicos e antrópicos que influenciam a ecologia comportamental da população (e.g., tamanho de grupo, comportamento, padrões de ocorrência) também é necessário quando se quer determinar as medidas necessárias para a conservação. Além disso, informações espaciais, como padrões de movimentação e identificação de habitats preferenciais são cruciais, principalmente quando a estratégia de conservação é a criação de áreas protegidas ou áreas e períodos de exclusão de atividades

impactantes (JEFFERSON *et al.*, 2009; PRIMACK, 1998; WATSON; PAULY, 2001; WEDEKIN *et al.*, 2002). Adicionalmente, estas estratégias devem levar em conta as mudanças previstas na distribuição de espécies e na dinâmica das populações com os efeitos das mudanças climáticas, incluindo áreas que poderão ser utilizadas pela espécie estudada (PARNEL *et al.*, 2006; SIMMONDS; ISAAC, 2007).

1.3 O boto-cinza, *Sotalia guianensis*

O boto-cinza é um pequeno delfínídeo semelhante ao golfinho *Tursiops truncatus*, mas de menor porte e robustez. Sua coloração varia de cinza escuro no dorso a cinza claro ou rosa na região ventral. Uma região mais clara ocorre atrás das nadadeiras peitorais e outra se estende aproximadamente do meio do corpo até a altura do ânus. O rostro é moderadamente longo e fino, e o melão é pequeno e redondo, bem distinto. A nadadeira dorsal, característica da espécie, é triangular e pequena, podendo apresentar uma curvatura na extremidade (ver FLORES; DA SILVA, 2009).

O comprimento total máximo observado para a boto-cinza foi de 2,2 m (BARBOSA; BARROS, 2006) e o peso máximo de 121 kg (ROSAS; MONTEIRO-FILHO, 2002). No entanto, exemplares menores são normalmente registrados (MEIRELLES *et al.*, 2010). Estimativas de idade indicaram uma expectativa de vida de 30 anos para a espécie (ROSAS *et al.*, 2003). Os machos atingem a maturidade sexual com cerca de sete anos de idade e comprimento total entre 1,7 e 1,75m. As fêmeas ficam maduras entre cinco e oito anos de idade e comprimento entre 1,64 e 1,69m (ROSAS; MONTEIRO-FILHO, 2002). A gestação dura cerca de doze meses e o neonatos tem comprimento médio de 0,92m (ROSAS; MONTEIRO-FILHO, 2002).

A espécie habita principalmente águas costeiras e estuarinas naturalmente abrigadas das Américas Central e do Sul, desde a Nicarágua até o estado de Santa Catarina, no sul do Brasil (ver FLORES; DA SILVA, 2009). Até recentemente o boto-cinza e o tucuxi (*Sotalia fluviatilis*), que habita os principais tributários dos rios Solimões e Amazonas, eram considerados distintos ecótipos, um fluvial e outro marinho, da mesma espécie. Estudos da morfologia do crânio (MONTEIRO-FILHO *et al.*, 2002) e genéticos (CUNHA *et al.*, 2005; CABALERO *et al.*, 2007) indicaram que na verdade tratavam-se de espécies distintas. Em parte da América do Sul e do Caribe, Cabalero *et al.* (2006) propuseram a existência de duas unidades de manejo, sendo uma na região da América Central, Colômbia e Venezuela e outra

na região da Guiana, Suriname e Guiana Francesa. Cunha (2007) indicou a existência de pelo menos seis unidades de manejo do boto-cinza ao longo da costa brasileira (Pará, Ceará, Rio Grande do Norte, Bahia, Espírito Santo e Sudeste/Sul). Botta (2011) identificou quatro estoques ecológicos de boto-cinza no Brasil através de análises de isótopos estáveis: norte (estuário do rio Amazonas e Ceará); Espírito Santo; norte do Rio de Janeiro; e Santa Catarina.

A espécie é considerada social, formando grupos de dois a 15 indivíduos (AZEVEDO *et al.*, 2005; GEISE *et al.*, 1999; MONTEIRO-FILHO, 2000; OLIVEIRA *et al.*, 1995), apesar de que grupos de mais 50 animais possam ser encontrados (FLORES, 1999; DAURA-JORGE *et al.*, 2005). No entanto, agregações temporárias de mais de 200 indivíduos já foram registradas na Baía de Sepetiba (SIMÃO; SICILIANO, 1994), e de cerca de 450 animais na Baía de Ilha Grande (LODI; HETZEL, 1998), ambas no estado do Rio de Janeiro. De acordo com Geise (1989), o tamanho e a estrutura dos grupos variam de acordo com o período do dia e o tipo de atividade.

Alguns estudos sobre hábitos alimentares demonstram que espécies pelágicas e demersais de peixes, cefalópodes, e alguns crustáceos, compõem a base da dieta desses animais. De acordo com as espécies identificadas nos conteúdos estomacais de exemplares de *S. guianensis*, estes animais se alimentam em diferentes profundidades e de uma grande variedade de espécies (CAMPOS, 2012; DAURA-JORGE *et al.*, 2011; PANSARD *et al.*, 2011; SANTOS *et al.*, 2002).

Devido ao habitat costeiro e extensa distribuição, o boto-cinza tornou-se uma das espécies de cetáceos mais estudadas no Brasil, com diversos trabalhos publicados desde a década de 1980 (ver detalhes em SANTOS *et al.*, 2010a). No entanto, carecem estudos de parâmetros populacionais, como abundância e sobrevivência. De acordo com Santos *et al.* (2010b), até 2010 havia 24 trabalhos de estimativa de abundância e densidade realizados com a espécie, a grande maioria em áreas naturalmente abrigadas, onde a espécie é mais facilmente acessada. Apenas um trabalho de estimativa de taxa de sobrevivência foi publicado para a espécie até hoje (CANTOR *et al.*, 2012)

Entretanto, a intensa ocupação da zona costeira pelo homem tornou o boto-cinza um dos cetáceos sobre maior pressão antrópica no Brasil, sofrendo com impactos como perda de habitat, poluição química, poluição sonora e capturas acidentais em redes de pesca (CRESPO *et al.*, 2010). A espécie tem sido registrada principalmente em áreas naturalmente abrigadas, onde também estão instaladas cidades, portos, marinas, estaleiros, etc. Mas apesar dos impactos e mortalidades registrados, de acordo com a IUCN (2011) ainda não há dados suficientes para a inserção da espécie numa categoria de ameaça. No Brasil, em 2012 durante

a Oficina de Avaliação do estado de conservação dos mamíferos aquáticos do Brasil, pesquisadores categorizaram o boto-cinza como uma espécie “vulnerável”, ou seja, há o risco alto da espécie desaparecer da natureza se ações imediatas de conservação não forem colocadas em prática.

1.4 O boto-cinza no estado do Ceará

O boto-cinza é a espécie com o maior número de registros de encalhes no estado do Ceará e a maioria dos registros tem sido relacionados a captura acidental em rede de pesca (MEIRELLES *et al.*, 2009; MEIRELLES *et al.*, 2010). A distribuição geográfica desses eventos indica que a espécie ocorre em toda a costa do estado, com algumas áreas de concentração, como a enseada do Mucuripe, em Fortaleza, na costa central.

Gurjão *et al.* (2003) e Campos (2012) estudaram o hábito alimentar da espécie no estado, que se caracterizou principalmente por peixes teleósteos, mas também por cefalópodes e crustáceos. Campos (2012) concluiu que no estado a espécie é oportunista, devido à alta variação na composição da dieta dos animais nas diferentes épocas dos anos e entre os indivíduos. Além disso, observou que as principais presas tem hábito demersal, indicando que a espécie se alimenta principalmente próxima ao fundo.

Na enseada do Mucuripe a ecologia comportamental da espécie vem sendo estudada desde 1992 na Praia de Iracema (OLIVEIRA *et al.*, 1995; HAYES, 1999; DAMASCENO, 2004; MEIRELLES, 2005), indicando que pequenos grupos de boto-cinza utilizam a área para alimentação com variação sazonal na frequência de utilização. Em um ano de esforço, Meirelles (2005) foto-identificou apenas 16 animais, dos quais 50% foram reavistados. Na região costeira de Fortaleza também foi registrada a maior frequência de encalhes de botos-cinza no estado (MONTEIRO-NETO *et al.*, 2000; MEIRELLES *et al.*, 2010), a maioria com indícios de captura acidental em rede de pesca.

Na região da enseada do Mucuripe, Campos (2007) identificou os impactos antrópicos diretos, indiretos e potenciais à espécie, mostrando preocupação quanto ao estado de conservação do boto-cinza no local, em vista a quantidade e simultaneidade das ações humanas na enseada que o prejudicam. Santos-Neto (2012) reportou altas concentrações de compostos organoclorados em tecidos de botos-cinza da região metropolitana de Fortaleza quando comparado com espécimes coletados no litoral leste e oeste do estado do Ceará. Carvalho e Meirelles (2010) registraram através de fotografias animais na enseada do Mucuripe com lesões de pele iguais às descritas para “tattoo like disease”, provocada por um

poxvirus, associado à ambientes degradados e indicador do estado de saúde do animal e do ambiente.

No leste do estado do Ceará, próximo à região Metropolitana foi registrado um encalhe de filhote de boto-cinza com infecção severa por *Giardia* sp. (ALTIERI *et al.*, 2007), uma zoonose transmitida pela via fecal-oral entre humanos e animais. A presença desse protozoário em águas costeiras tem sido relacionada à disposição de esgoto, como é observado na região metropolitana de Fortaleza e outras cidades costeiras que não tem um sistema adequado de tratamento.

Em virtude dos impactos observados sobre a população de botos-cinza que habita a enseada do Mucuripe e a perspectiva de crescimento das interferências antrópicas na região, com a construção de novos espigões, aterros, píer de atracamento de navios, dragagens, etc., torna-se urgente a identificação de medidas para a conservação da espécie. Para isso, é necessário conhecer alguns aspectos da ecologia populacional e comportamental da espécie, para identificar quantos animais existem, onde eles estão, por que eles estão ali e como as ações humanas que já existem podem estar impactando-os.

Desta forma, os objetivos deste trabalho foram estimar a abundância e a taxa de sobrevivência aparente dos indivíduos adultos de boto-cinza; identificar frequência e sazonalidade de ocorrência; influência da maré e horário na frequência de ocorrência; tamanho de grupo e comportamento; grau de residência; área de uso e sobreposição com atividades antrópicas na enseada do Mucuripe, em Fortaleza, no litoral central do estado do Ceará.

1.5 Descrição geral da área de estudo

A enseada do Mucuripe (03°41'S, 38°35'W - 03°42' S, 38°27'W) está localizada na cidade de Fortaleza, capital do estado do Ceará, nordeste do Brasil, entre o rio Ceará e o porto do Mucuripe (Figura 1).

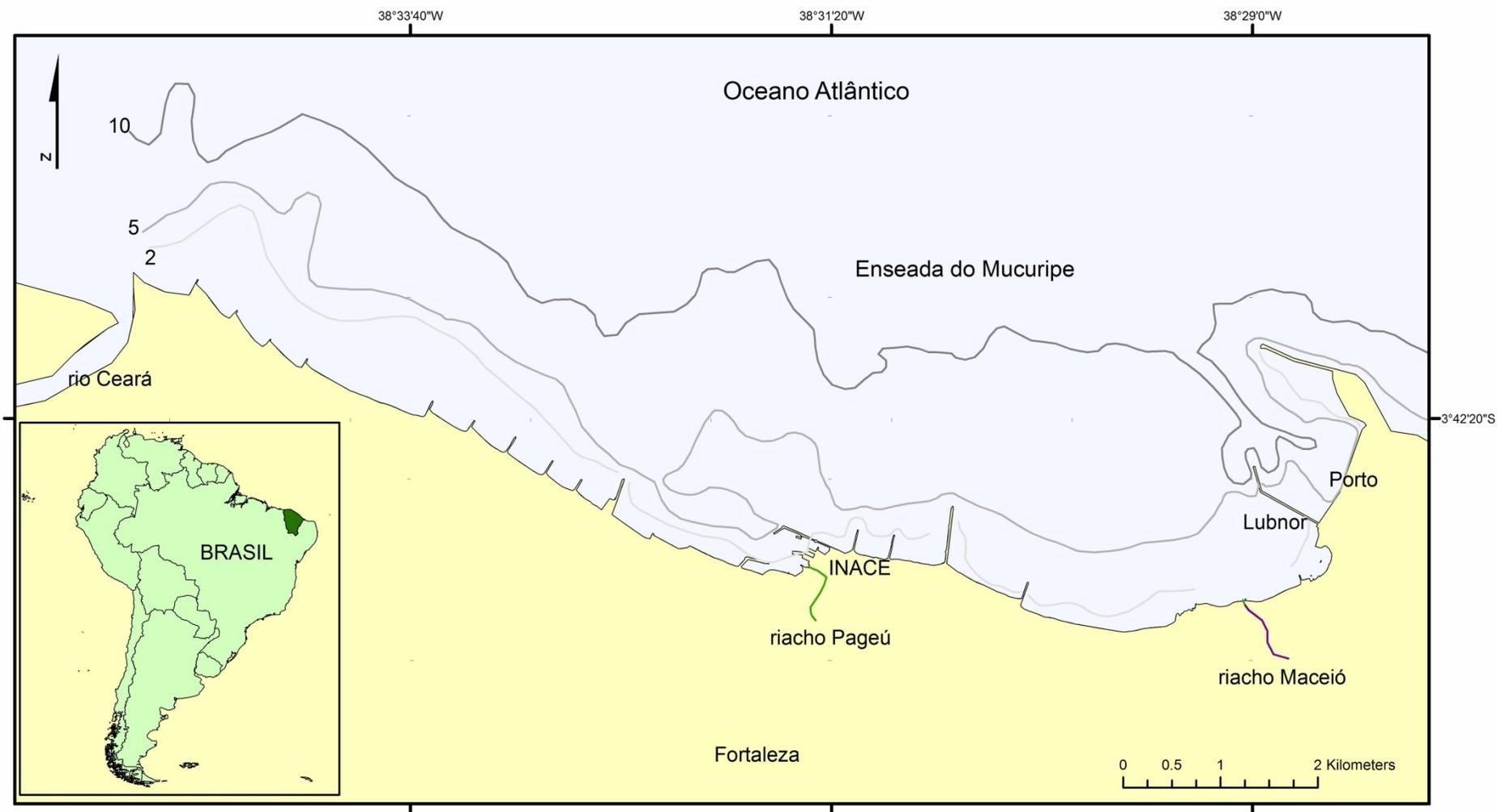


Figura 1. Localização da enseada do Mucuripe. As estruturas perpendiculares à linha de costa são construções como píers ou espigões de pedra. Estão representadas as isóbatas de 2, 5 e 10 metros.

As águas da enseada do Mucuripe são rasas, com profundidades menores do que 12m, com fundo geralmente formado por areia, substrato rochoso e bolsões de lama. Entretanto, no período deste estudo foi realizada dragagem do canal do Porto, que chegou a 14m de profundidade em algumas áreas (COMPANHIA DOCAS DO CEARÁ, 2011). A temperatura média da superfície da água varia de 27 a 28° C ao longo do ano, e a salinidade de 36 a 38 (CAMPOS *et al.*, 2003). Ao longo da costa, a turbidez da água é muito alta em profundidades até 15m (CAMPOS *et al.*, 2003).

Parte da enseada é artificialmente abrigada da ação das correntes e ondas devido à presença do espigão de contenção do porto do Mucuripe, cuja construção resultou em várias alterações na linha de costa da cidade e de outras localidades a oeste desta. Na tentativa de conter os processos erosivos provocados por esta obra, foram construídos mais treze espigões a oeste de sua influência, prejudicando a paisagem e o valor turístico da região (CAMPOS *et al.*, 2003).

Além disso, por ser uma região portuária e metropolitana, a enseada tem grande movimentação de embarcações, sofre com dragagens, poluição oriunda da lavagem de porão de navios (CAMPOS *et al.*, 2003), derramamento de óleo durante abastecimentos (VASCONCELOS; MELO, 1996; VASCONCELOS; OLIVEIRA, 1981) e contaminação por tintas anti-incrustantes (CASTRO *et al.*, 2000).

Na região costeira do estado do Ceará, a atividade de pesca tem uma grande importância econômica e social, sendo responsável pelo sustento da maioria das populações litorâneas (CAMPOS *et al.*, 2003). Redes de espera, de arrasto, de deriva, e manzuás (armadilhas para lagostas) são os principais artefatos de pesca usadas nas operações de pesca do estado. De acordo com o CEPENE (2005), o porto de pesca de Fortaleza é o terceiro maior do estado (1.143 barcos cadastrados) e é responsável por 8,6% de toda produção pesqueira do estado (1.584 t).

As margens da enseada são completamente urbanizadas, onde desembocam três cursos d'água: os riachos Maceió e Pageú, e o rio Ceará. Os dois primeiros tiveram seus leitos completamente alterados, e não mais conservam unidades geológicas relacionadas com flutuações de marés, nem formações vegetais típicas de manguezal. Estão assoreados e poluídos devido ao recebimento de esgoto doméstico ao longo de seu curso. O rio Ceará tem vazão de 5m³/s durante o período de chuvas, e torna-se intermitente no período de estiagem, com vazão menor que 1 m³/s (MOLISANI *et al.*, 2006). Este rio recebe grande quantidade de esgoto doméstico e industrial, além de resíduos sólidos (NILIN *et al.*, 2007).

CAPÍTULO 1

ABUNDÂNCIA E SOBREVIVÊNCIA DO BOTO-CINZA, *Sotalia guianensis*, NA ENSEADA DO MUCURIPE, UM AMBIENTE URBANO DEGRADADO DO ESTADO DO CEARÁ

1 INTRODUÇÃO

Em todo o mundo, os ecossistemas costeiros estão ameaçados a taxas alarmantes devido ao uso desordenado destas áreas para o desenvolvimento humano, seja para a instalação de cidades e portos; como para agricultura e aquacultura, gerando a degradação de importantes habitats, como manguezais, bancos de algas, fanerógamas e corais (World Resources Institute, 2000).

Nestes ecossistemas, predadores de topo de cadeia, dependem de um complexo conjunto de ligações tróficas dentro da cadeia alimentar. Consequentemente, atividades humanas ou alterações ambientais como mudanças climáticas (e.g., BARBRAUD; WEIMERSKIRCH, 2003), presença de poluentes (e.g., KELLY *et al.*, 2009), interações com artefatos de pesca (e.g. READ *et al.*, 2006) e depleção de estoques pesqueiros (e.g. JACKSON *et al.*, 2001), podem indireta ou diretamente afetar diversas espécies, causando a extinção local principalmente de grandes vertebrados como os cetáceos (JACKSON *et al.*, 2001; PANDOLFI *et al.*, 2003).

Para identificar e implementar medidas adequadas de conservação e manejo de espécies de cetáceos que habitam estas regiões, é essencial a identificação de parâmetros populacionais, como abundância e sobrevivência (e.g., BEARZI *et al.*, 2008; BEDJER *et al.*, 2006; BRADFORD *et al.*, 1996; CAMERON *et al.*, 1999; CURREY *et al.*, 2008; TAYLOR *et al.*, 2000). Além disto, a estimativa desses parâmetros é essencial para modelar o risco de extinção, particularmente alto para populações pequenas (FRANKHAM, 2005; O'GRADY *et al.*, 2006). No entanto, a coleta de informações para estudos demográficos de cetáceos geralmente é um desafio, tanto em termos logísticos quanto financeiros, uma vez que os mesmos tem alta mobilidade e passam tempo considerável submersos, sendo assim, de difícil detecção (BERTA *et al.*, 2006).

De acordo com Wilson *et al.* (1999), o melhor método para estimar a abundância de uma população de golfinhos costeiros é o de marcação e recaptura através da ferramenta de fotoidentificação de marcas naturais (HAMMOND, 1986; HAMMOND, 2010). Segundo os autores, a distribuição influenciada pela geomorfologia da costa e a grande plasticidade no tamanho dos grupos destas espécies, faz com que o método de amostragem por distância produza estimativas com pouca precisão. Além disso, estas populações tendem a ser pequenas e, quanto menor uma população, mais difícil é estimar sua abundância através de métodos de amostragem por distância (THOMPSON, 2004).

A marcação e recaptura permite também estimar a taxa de sobrevivência aparente dos animais de uma população, ou seja, a probabilidade de um indivíduo sobreviver em um determinado período de tempo e, se ele sobreviver, retornar à área amostrada (FERNANDÉZ *et*

al., 2003). A taxa de sobrevivência aparente é o parâmetro mais sensível para medir o desempenho de uma população, podendo indicar um possível declínio no futuro, caso a taxa de sobrevivência dos adultos ou filhotes seja menor do que a esperada para a espécie (SLOOTEN *et al.*, 1992)

Nas águas costeiras e estuarinas do Brasil, existe uma espécie de golfinho, o boto-cinza *Sotalia guianensis*, (van Bénédén, 1864), que habita principalmente áreas naturalmente protegidas, a maioria ocupada por cidades e portos. Ocorrendo desde Honduras até o estado de Santa Catarina, no sul do Brasil (FLORES; DA SILVA, 2009), esta espécie sofre muitas pressões antrópicas, como capturas acidentais em redes de pesca (MEIRELLES *et al.*, 2010; MONTEIRO-NETO *et al.*, 2000; SICILIANO, 1994), poluição por esgoto doméstico, metais pesados e organoclorados (DORNELES *et al.*, 2008), tráfego de embarcações (VALLE; MELO, 2006), obras costeiras, como construção de portos, molhes, marinas e aterros (MELO, 2006).

Poucas estimativas de abundância foram publicadas para a espécie, e a maioria foi realizada em áreas naturalmente abrigadas (e.g., EDWARDS; SCHNELL, 2001; FLACH, 2004). Em áreas abertas, há apenas dois estudos publicados (CANTOR *et al.* 2012; PARO, 2010). Além disso, apenas o estudo de Cantor *et al.* (2012) reportou informações sobre a sobrevivência aparente de uma população da espécie, que habita o sul do estado da Bahia.

Na capital do estado do Ceará, uma população de botos-cinza habita a enseada do Mucuripe, uma área urbana fortemente impactada por ações humanas. Informações ecológicas básicas foram publicadas por Oliveira *et al.* (1995), Meirelles (2005) e Meirelles *et al.* (2010) para a espécie na área de estudo, no entanto parâmetros populacionais importantes ainda são desconhecidos.

Desta forma, os objetivos deste estudo foram: 1) estimar a abundância da população; e 2) estimar a sobrevivência aparente dos indivíduos adultos da população.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

Uma descrição geral da enseada do Mucuripe encontra-se na Introdução geral. Esta área é altamente poluída, particularmente onde se encontram o porto do Mucuripe (CASTRO *et al.*, 2000; MAIA, 2004) e a Indústria Naval do Ceará (INACE). Além disso, o esgoto de grande

parte da cidade é despejado diretamente no mar através de um emissário submarino (2,5 l/s) de 3,3 km, após passar apenas por tratamento preliminar (remoção de sólidos grosseiros e areia) (MAIA *et al.*, 2011). Há também várias conexões ilegais de esgotos domésticos em galerias pluviais da cidade, que formam o sistema de drenagem de águas da chuva, tanto em áreas onde há rede de esgoto, como em áreas desprovidas de saneamento básico (PEREIRA *et al.*, 2011). O despejo ilegal de esgoto é considerado uma das maiores fontes de poluição da zona costeira de Fortaleza (VIEIRA *et al.*, 2003). Desta forma, parte considerável das praias da cidade é considerada imprópria para banho, devido às altas concentrações de coliformes fecais (VIEIRA *et al.*, 1998).

2.2 Coleta dos Dados

A população de botos-cinza da enseada do Mucuripe foi estudada de outubro de 2009 a setembro de 2011, utilizando uma embarcação para pesca esportiva de 7m de comprimento com casco de fibra e motor de centro. A velocidade de cruzeiro foi de aproximadamente 6 nós, a mínima possível viabilizando a observação dos animais.

Foram realizadas de uma a três amostragens por mês. Estas amostragens ocorreram no período da manhã (08:00-12:59h) ou da tarde (13:00-17:00h). Foi utilizada uma rota pré-definida, principalmente desde o Marina Park Hotel, ao lado da INACE, até o porto do Mucuripe (Figura 1), em cerca de 10 km de costa, e 20 km percorridos por dia de amostragem, numa área de 16km². A rota de ida foi diferente da rota de volta, no entanto alguns pontos, como a praia de Iracema e o espigão do Ideal foram amostrados nos dois momentos. Esta rota foi estabelecida levando em conta áreas com menos interferência de ondas, tornando possível a navegação com segurança e permitindo a obtenção de fotos caso um grupo de botos fosse observado. Saídas preliminares indicaram que as áreas a leste e a oeste da rota definida não permitiam a navegação com segurança.

O esforço não foi igual durante o período de estudo devido a fatores como a disponibilidade da embarcação e as condições do mar. Como há um incremento na velocidade do vento a partir do mês de julho se estendendo até dezembro, o esforço foi menor nestes meses, em virtude das condições impróprias para navegação.

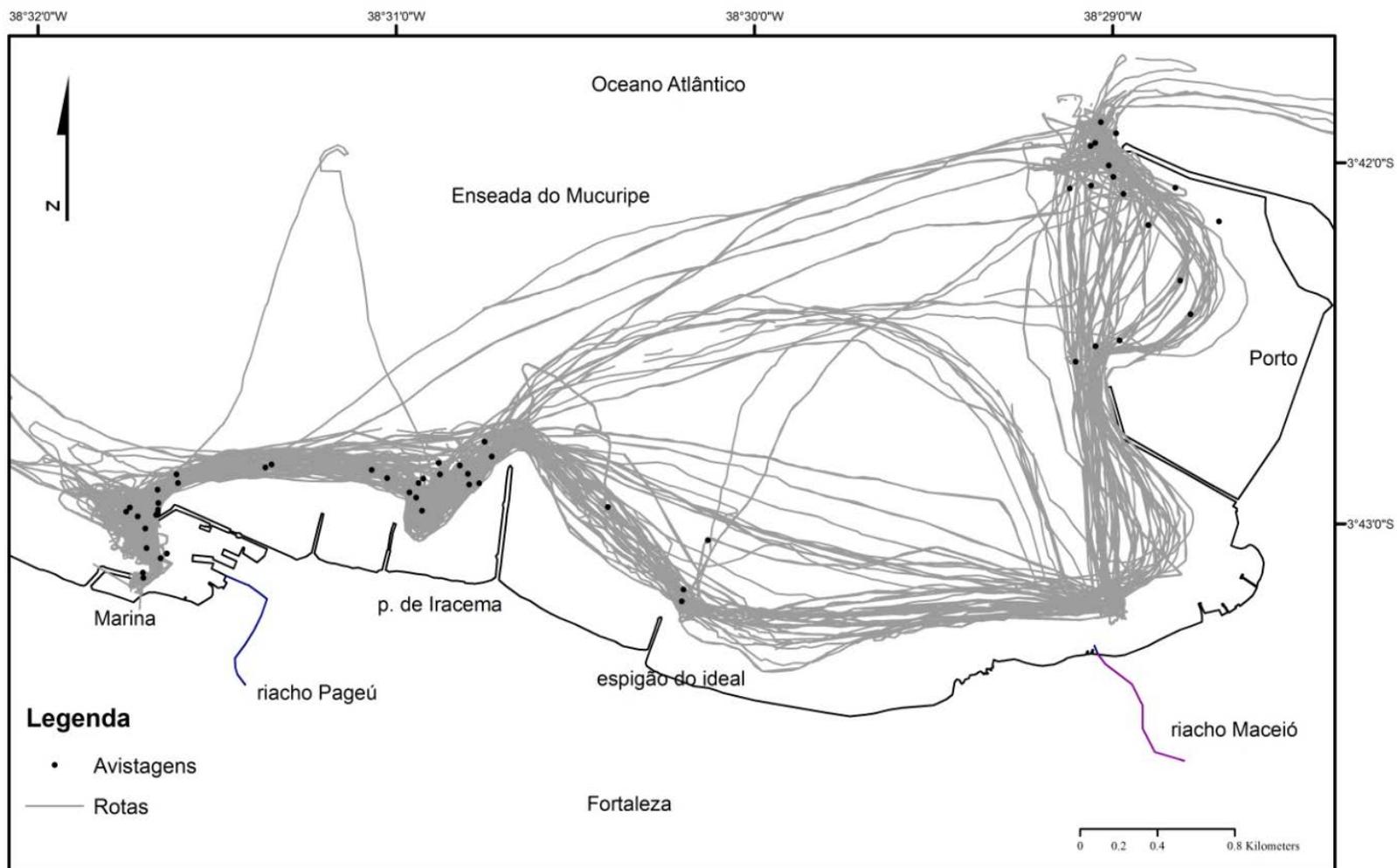


Figura 1. Soma de todas as rotas de deslocamento realizadas nos embarques para estudo do boto-cinza, de outubro de 2009 a setembro de 2011. Os pontos correspondem as avistagens de botos-cinza registradas durante o estudo.

A equipe de campo geralmente foi composta por quatro pessoas: o piloto da embarcação, um anotador de dados, um observador e um fotógrafo. Assim que um grupo de golfinhos era observado, a embarcação se aproximava lentamente e o motor era desligado. Esta estratégia foi adotada após a observação de respostas negativas dos animais à presença de embarcações motorizadas, inclusive da equipe de pesquisa. No entanto, caso os animais não se aproximassem da embarcação, tentativas de aproximação eram realizadas. No intuito de minimizar os efeitos negativos da presença da embarcação no comportamento dos animais, foi estabelecido um período máximo de permanência de uma hora com os grupos de golfinhos.

Assim que um grupo de golfinhos era observado, informações sobre o número de indivíduos (consenso entre dois observadores) e a posição geográfica do local de observação eram coletadas (GPS Garmin E-TREX). Com uma máquina fotográfica digital reflex Canon EOS 450D com lente objetiva 75-300mm IS, foram tiradas fotografias dos animais. Isto foi feito com o objetivo de identificá-los individualmente através de marcas únicas e permanentes em suas nadadeiras dorsais (foto-identificação). Após uma hora de permanência com os animais, o grupo era abandonado e o barco seguia a rota definida à procura de novos grupos.

2.3 Seleção de Fotografias

No laboratório, as fotografias foram selecionadas de acordo com o foco e ângulo em relação ao fotógrafo (90°), e que mostrassem características que claramente permitissem a identificação dos indivíduos. Apenas marcas de longa duração na nadadeira dorsal, como cortes (Figura 2) foram utilizadas na identificação dos animais (WÜRSIG; JEFFERSON, 1990). Além destas marcas, o formato da nadadeira dorsal, a presença de colorações incomuns, arranhões e outras marcas no resto do corpo dos golfinhos foram registrados, mas apenas utilizados como marcas auxiliares na identificação dos animais (OLIVEIRA; MONTEIRO-FILHO, 2008).



Figura 2. Marcas permanentes na nadadeira dorsal de um animal (#D012) utilizadas para identificação individual dos animais de boto-cinza neste estudo

O método de catalogação das fotografias foi adaptado daquele utilizado por Defran *et al.* (1990). Os animais foto-identificados receberam um código de acordo com as características que os identificaram. Esse código foi iniciado com letras do A ao D, no qual: A- nadadeira dorsal com uma marca; B - nadadeira dorsal com duas marcas; C - nadadeira dorsal com três marcas; D - nadadeira dorsal com quatro ou mais marcas. Após a letra, foi inserido um número corrido de três dígitos, e aquele animal era inserido num catálogo de avistagens com a respectiva data de identificação. Assim, os animais que na primeira vez que foram fotografados possuíam cicatrizes consideradas permanentes na nadadeira dorsal, foram considerados novos, receberam um novo código e foram inseridos no catálogo de avistagens.

Cada nova imagem de uma nadadeira dorsal foi comparada às outras do catálogo. Quando uma semelhança visual foi detectada e confirmada, a fotografia recebeu o mesmo código, com a data de re-avistagem, sendo adicionada a um catálogo de re-avistagens.

2.4 Histórico de capturas

As expedições realizadas nos três primeiros meses do estudo (N = 5) foram excluídas das análises, pois tiveram pequenos números de capturas e recapturas, provavelmente relacionados á habilidade inicial do fotógrafo em obter fotografias dos animais em uma embarcação em movimento. Esta exclusão tornou os dados mais robustos para as análises.

Com os dados de foto-identificação, foi construído um histórico de capturas dividido em seis ocasiões, sendo três meses de esforço considerado uma ocasião. Numa planilha do Excel foi montado um histórico para todos os animais, sendo cada linha um animal e cada coluna uma ocasião. Se um animal foi detectado naquela ocasião, foi marcado 1 e se não foi detectado foi marcado 0.

2.5 Análise dos Dados

Existe uma grande quantidade de modelos e estimadores disponíveis para análises de históricos de capturas e recapturas. Estes modelos são utilizados para a identificação de importantes parâmetros populacionais, o que torna difícil a escolha do melhor para cada situação (BURNHAM *et al.* 1995). O uso de um modelo inapropriado pode levar a uma estimativa com um grau desconhecido de viés e uma variância pequena, mas irreal, ou uma variância tão grande que se torna inaceitável (BURNHAM; ANDERSON 1992).

Embora as populações de mamíferos sejam consideradas abertas, ou seja, há adições por nascimentos e imigração, e deleções por mortes ou emigração; modelos para populações fechadas podem ser utilizados na análise de dados de marcação e recaptura coletados num curto

intervalo de tempo, considerando que naquele período o número de adições ou deleções não foi significativo (SEBER, 1986). Para o boto-cinza, que tem uma expectativa de vida de cerca de 30 anos (ROSAS *et al.*, 2003), modelos para populações fechadas podem ser utilizados em estudo de dois anos como este, para estimar o tamanho da população (e.g. LUKOSCHEK; CHILVERS, 2008).

Modelos de marcação e recaptura tem algumas premissas que devem ser seguidas (HAMMOND, 2010; WILLIAMS *et al.*, 1993; WILSON *et al.*, 1999) no intuito de diminuir ruídos que causam a dispersão dos dados, sendo elas: 1) as marcas não são perdidas durante o estudo; 2) os animais marcados não são afetados pela marcação de forma que afete sua probabilidade de recaptura; 3) as marcas são corretamente identificadas nas re-capturas; 4) todos os animais têm a mesma probabilidade de serem capturados em cada ocasião.

Neste estudo, para tentar atender estas premissas foram utilizadas apenas marcas que pudessem ser consideradas permanentes para identificação individual dos animais (1); os animais não foram fisicamente capturados (2); apenas fotografias de boa qualidade e que possibilitassem a clara identificação de um animal foram utilizadas (3); em cada expedição de campo, toda a área de estudo foi amostrada, evitando aumentar as chances de re-captura de animais que utilizam áreas específicas; e em cada encontro procurou-se fotografar todos os animais do grupo, sem dar preferência a algum animal específico.

No entanto, destas premissas, a de igual probabilidade de captura é mais difícil de ser seguida, e a que tem menos chance de ocorrer em populações naturais, devido a: 1) Heterogeneidade individual, pois a probabilidade de captura em uma amostragem está relacionada às características do animal, e pode variar dentro da população, de acordo com sexo, idade, status social, etc.; 2) Tempo, devido a mudanças em condições relacionadas à estação do ano ou período do dia que podem influenciar na probabilidade de captura no momento da amostragem (OTIS *et al.*, 1978; POLLOCK, 1982); 3) Resposta à captura, pois a re-captura de qualquer animal pode depender de sua resposta à primeira captura, pois os animais podem aprender a gostar (*trap-happy*) ou evitar (*trap-shy*) as capturas, dependendo do tipo de método utilizado. Como neste estudo foi utilizada a ferramenta de foto-identificação, ou seja, os animais não foram capturados, esta última não foi considerada.

Com o objetivo de diminuir o erro causado pela presença da heterogeneidade nas capturas, foram utilizados aqui os modelos de Otis *et al.* (1978), criados para populações fechadas para permitir o relaxamento de algumas premissas, diminuindo o ruído nas análises.

Neste estudo, os oito modelos de Otis *et al.* (1978) foram criados no programa CAPTURE® disponível no MARK® (WHITE; BURNHAM, 1999). Estes modelos incorporam três fontes de variação, e suas possíveis combinações, na probabilidade de captura dos animais:

tempo (t), comportamento (b) e heterogeneidade (h). Baseado em testes de qualidade de ajustamento (*Goodness of fit* – GOF) e de análise de função discriminante, o programa indica o modelo mais parcimonioso e que melhor se ajusta aos dados (POLLOCK *et al.*, 1990). O programa pontua os modelos de acordo com os testes. Pontuação igual a 1,0 indica uma alta probabilidade de que o modelo seja mais apropriado aos dados do que os outros (POLLOCK *et al.*, 1990). Modelos com pontuações $\geq 0,75$ podem ser considerados como apropriados, e o uso daqueles com valores menores do que este pode gerar estimativas enviesadas (OTIS *et al.*, 1978). No entanto, de acordo com Menkens e Anderson (1988), há uma alta probabilidade do aplicativo indicar o teste incorreto, principalmente quando a probabilidade de captura é menor do que 0,35, há poucas ocasiões de captura e a população estudada é pequena. Assim, também devem ser levadas em conta informações biológicas disponíveis sobre os animais estudados na hora de escolher o modelo mais adequado, uma vez que a seleção de modelos disponível no programa está sujeita a erros (WILLIAMS *et al.*, 1993; POLLOCK *et al.*, 1990).

Para usar os modelos de Otis *et al.* (1978), foi necessário verificar se a população se comportou de forma fechada durante o período de estudo, uma premissa que também deve ser validada. Esta verificação foi feita através do teste de Otis disponível no programa CloseTest® e através da construção de uma curva de descobrimento utilizando o mesmo método utilizado para curvas de rarefação baseada em número de amostras (GOTELLI; COLWELL, 2001), através do método de reamostragem Mao Tau, com o auxílio do aplicativo EstimateS®. Esse método foi sugerido por Cantor *et al.* (2012) como mais robusto para avaliação de fechamento. De acordo com Williams *et al.* (1993), uma vez que alguns testes podem ser insensíveis à variação nas probabilidade de captura relacionadas ao comportamento e ao tempo, e podem levar a uma falsa rejeição do fechamento da população, é imprescindível também o uso de informações biológicas coletadas através da construção das curvas de descobrimento e porcentagens de recapturas para esta avaliação.

Além disso, para estimar a abundância da população total de botos que habitam a região, foi necessário realizar a correção de theta (θ) no valor obtido através do modelo de Otis *et al.* (1978) escolhido, que informa apenas estimativa de animais marcados na população. Neste trabalho, o valor de theta, que é a proporção de animais marcados na população, foi calculado como sendo o número de animais marcados dividido pelo número total de animais no grupo, considerando os grupos em que todos os animais foram fotografados. Filhotes foram considerados como animais não marcados. O valor de theta foi considerado a média das proporções (SILVA *et al.* 2009). A variância da abundância total foi calculada utilizando-se o método Delta (SEBER, 1982) e o intervalo de confiança foi calculado de acordo com Burnham *et al.*, 1987.

Para estimar a taxa de sobrevivência aparente (ϕ) dos botos-cinza adultos da população estudada foi utilizado o modelo Cormack-Jolly-Seber (CJS) disponível no aplicativo MARK®, utilizando o mesmo histórico de capturas criado. Para validar a premissa de igual probabilidade de captura e sobrevivência, foram utilizados os testes de GOF no programa RELEASE (*test 2* e *test 3*, respectivamente). No caso de dados insuficientes para executar estes testes, foi realizado o teste GOF Bootstrap disponível no Mark.

Como a dispersão excessiva dos dados (*overdispersion*) é comum em estudos de marcação e captura de golfinhos, devido à quebra de premissa de homogeneidade de probabilidade de captura e a geração de ruído (ANDERSON *et al.*, 1994), para utilizar o modelo CJS, foi medida a dispersão dos dados através da estimativa do fator de inflação da variância \hat{c} (c-hat), pelo procedimento de Bootstrap disponível no MARK, com 1000 replicações.

Para a escolha do modelo mais parcimonioso e que melhor se ajustou aos dados foi utilizado o método AIC_c (*Akaike Information Criteria*), corrigido para pequenas amostras (BURNHAM; ANDERSON, 1998). O modelo com o menor valor de AIC_c foi escolhido como o melhor modelo para estimar os parâmetros estudados.

3 RESULTADOS

De janeiro de 2010 a setembro de 2011, 32 dias de esforço de foto-identificação do boto-cinza foram realizados na enseada do Mucuripe. Foram observados 46 grupos de botos, totalizando 191 animais. Ao todo, 25 indivíduos foram foto-identificados através de marcas permanentes observadas em fotografias de boa qualidade, dos quais 16 (64%) foram observados em pelo menos duas ocasiões.

3.1 Abundância

A inclinação suave da curva de rarefação indicou uma tendência à estabilização (Figura 3), evidenciando a existência de uma população fechada durante o período de estudo. Além disso, a frequência de re-avistagens de animais já identificados tornou-se maior do que a frequência de observação de novos indivíduos (Figura 4), indicando uma tendência de nivelamento no fim do estudo. Foi realizado também o teste de fechamento populacional proposto por Otis *et al.* (1978), disponível no Programa CloseTest®, indicando que a população pode ser considerada fechada ($p = 0,26$; valores muito baixos de p indicam que a população não é fechada no período) durante o período de estudo.

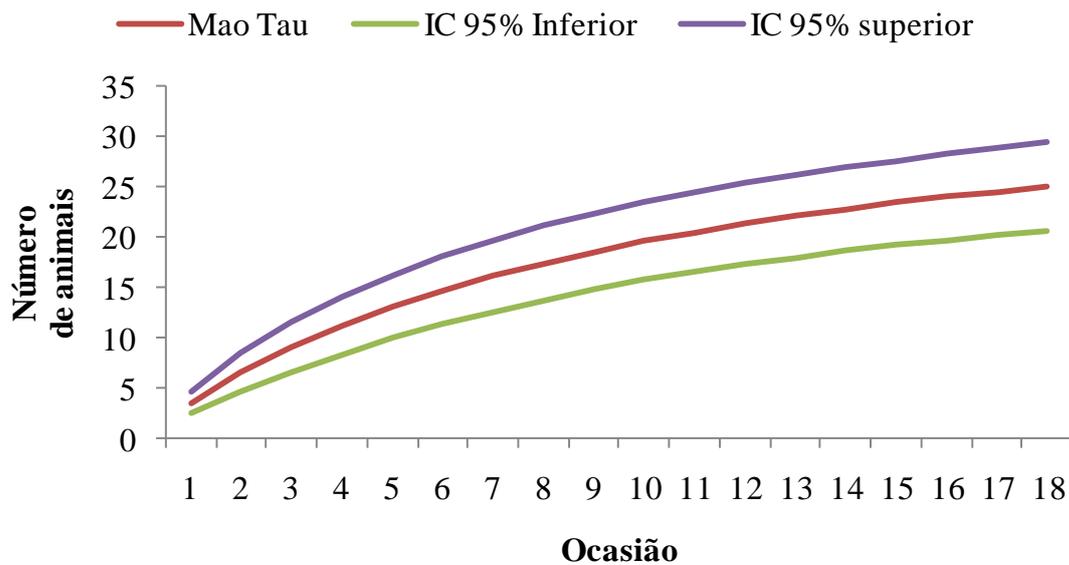


Figura 3. Curva de rarefação cumulativa de botos-cinza foto-identificados na enseada do Mucuripe, em Fortaleza, de janeiro de 2010 a setembro de 2011

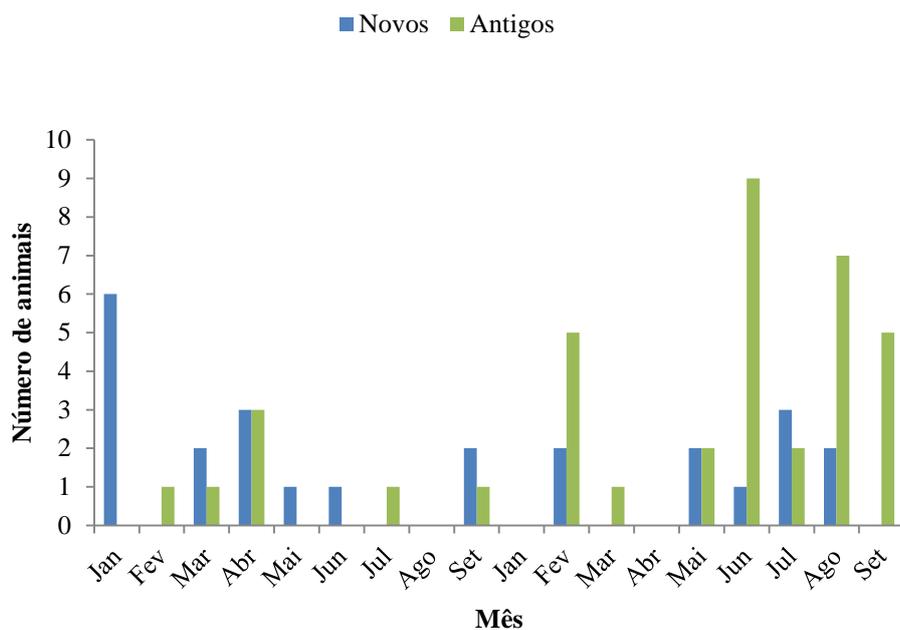


Figura 4. Distribuição das avistagens de novos botos e indivíduos já identificados na enseada do Mucuripe, Fortaleza, de Janeiro de 2010 a Setembro de 2011.

Assim, foram construídos quatro modelos, considerando as fontes de variação tempo (t) e heterogeneidade (h) e possíveis combinações, além daquele que assume probabilidade de

captura constante (M_0) (Tabela 1). O valor de critério indicado na tabela é a pontuação indicada pelo programa CAPTURE, que indica o modelo mais parcimonioso e que melhor se ajusta aos dados, baseado em testes de GOF e de análise de função discriminante. Na tabela 1, os modelos foram ranqueados de acordo com o critério de seleção gerado pelo programa (posição).

Tabela 1. Modelos de Otis et al. (1978) com valor de critério de seleção indicado pelo Capture gerados com o histórico de capturas de boto-cinza na enseada do Mucuripe, em Fortaleza, de Janeiro de 2010 a Setembro de 2011.

Modelo	Fonte de Variação	Valor de Critério	Posição
M(0)	Nenhuma	1	1
M(h)	Heterogeneidade	0,92	2
M(t)	Tempo	0	4
M(th)	Tempo e Heterogeneidade	0,48	3

Foram executadas as estimativas populacionais utilizando todos os estimadores disponíveis para os modelos criados (Tabela 2). O programa selecionou como o melhor modelo o modelo nulo (M_0), ou seja, aquele em que não há fonte de variação na probabilidade de captura. Outro modelo com valores de critério maior do que 0,75, ou seja, indicado como mais adequado, foi o M(h) (Tabela 1).

Tabela 2. Estimativa da população de animais marcados geradas pelos estimadores disponíveis pelo Capture para cada Modelo de Otis et al., (1978).

Modelo e estimador	Estimativa Populacional	Erro Padrão	IC (95%)
M(o)	28	2,4	26-36
M(t)	28	1,9	26-34
M(t) Chao (1989)	31	5,1	27-50
M(h) Jackknife	33	5,2	28-50
M(h) Chao (1988)	35	8	28-64
M(h) Pollock & Otto (1983)	50	12,2	36-87
M(th) Chao et al (1992)	35	6,8	28-58

O modelo nulo M_0 é aquele que não considera nenhuma fonte de variação nas probabilidades de captura, e é improvável de ocorrer na natureza (CULLOCK, 2004; OTIS *et al.*, 1978; TYSON, 2008), sendo assim desconsiderado neste estudo. O modelo M(t) foi selecionado como um pré-requisito neste estudo, uma vez que variações nas probabilidades de captura dos animais entre as ocasiões são esperadas, devido a diferenças no esforço de captura ao longo do tempo (WHITE *et al.*, 1982), como descrito na metodologia de coleta.

Com base nessas observações, pode-se concluir que os modelos escolhidos pelo Capture são considerados inadequados para este estudo. Acredita-se que o fato da população estudada ser pequena, como pode ser observado nas estimativas geradas (Tabela 2), e o pequeno número de ocasiões de captura ($n=6$), diminuíram o desempenho das análises disponíveis. Assim, a escolha do modelo mais adequado foi feita apenas com base em dados biológicos.

Desta forma, foram analisadas as estimativas geradas para os modelos $M(t)$ e $M(th)$. De acordo com Chao *et al.* (1992), quando estimativas geradas para modelo $M(th)$ são maiores do que aquelas geradas para o $M(t)$, como observado aqui (Tabela 3), há indícios de que houve heterogeneidade nas probabilidades de captura durante o estudo. Assim, estimadores para o modelo $M(th)$ devem ser escolhidos como os mais apropriados.

No programa Capture, para o modelo $M(th)$ o estimador utilizado é o proposto por Chao *et al.* (1992), que gerou uma estimativa de 35 (EP=6,8, IC: 28-58) botos-cinza marcados na enseada do Mucuripe durante o período estudado. A proporção de animais marcados na população (θ) foi calculada em 0,85 com base em 15 grupos nos quais todos os animais foram fotografados. Desta forma, a população total estimada para a enseada foi de 41 indivíduos (IC 95%: 26-64).

3.2 Sobrevivência

Para estimar a probabilidade aparente de sobrevivência (ϕ) e a probabilidade de captura (p) dos animais na enseada do Mucuripe durante o período de estudo, foram construídos modelos para testar a ocorrência do efeito tempo sob os parâmetros estimados (Tabela 3). O resultado do teste de GOF sugere igual probabilidade de sobrevivência para os animais (Test 3; $p>0,05$). No entanto o programa informa que os dados são insuficientes para realizar o teste para igual probabilidade de captura (Test 2). Assim, foi realizado o teste GOF Bootstrap com 1.000 replicações, sendo que o resultado não foi significativo ($p>0,05$). Isto indica que os dados seguem as premissas de métodos de marcação e recaptura, sendo possível realizar a estimativa de sobrevivência com o Modelo de Cormack-Jolly-Seber.

O fator de inflação da variância ($\hat{c} = 1,16$) foi ligeiramente maior do que 1, indicando não haver dispersão excessiva dos dados, ou seja, o modelo mais geral se ajusta aos dados e não há violação de premissas, podendo ser utilizado o método AIC para a escolha do modelo com o melhor ajuste.

Tabela 3. Modelos Cormack-Jolly-Seber construídos no MARK para os parâmetros sobrevivência (ϕ) e propabilidade de captura (ρ) de indivíduos marcados. O desvio é uma medida de ajuste dos modelos. (.): constante; (t) tempo-dependente.

#	Modelo	Sobrevivência	Probabilidade de captura	AIC _c	Delta AIC _c	Peso AIC _c	N° de parâmetros
1	{ $\phi(\cdot)$ $\rho(\cdot)$ }	Não varia	Não varia	94,4545	0	0,89	2
2	{ $\phi(\cdot)$ $\rho(t)$ }	Não varia	Varia	99,0308	4,5763	0,09	6
3	{ $\phi(t)$ $\rho(\cdot)$ }	Varia	Não varia	102,815	8,3602	0,01	6
4	{ $\phi(t)$ $\rho(t)$ }	Varia	varia	106,214	11,7599	0,002	9

O modelo em que não há variação nem da sobrevivência nem da probabilidade de captura (primeiro da tabela) ao longo do tempo de estudo foi aquele com o menor AIC_c. O Delta AIC_c entre primeiro e segundo modelos foi maior do que 2, indicando haver uma diferença real entre estes modelos. O Peso de AIC_c reforça a escolha do primeiro modelo em 89%, o qual estimou a taxa de sobrevivência aparente (ϕ) em 0,88 (EP = 0,06; IC: 0,69 – 0,96), e a probabilidade de captura (ρ) em 0,48 (EP = 0,09; IC: 0,30 – 0,65).

4 DISCUSSÃO

Esta é a primeira estimativa de abundância de boto-cinza gerada para o Ceará, e a terceira em áreas abertas para a espécie. A estimativa encontrada (28-54) indica a presença de uma população muito pequena no local, a menor estimada até o momento. Existe a possibilidade da estimativa obtida se dever a uma sub-amostragem da população em foco, uma vez que a área percorrida pela embarcação foi limitada pelas condições adequadas de navegabilidade e obtenção de fotos; e avistagens oportunistas da espécie já foram registradas tanto à leste quanto à oeste da região de estudo, nas praias do Titãzinho e Barra do Ceará, respectivamente, ambas em Fortaleza. No entanto, a sub-amostragem não deve ser considerado um problema, uma vez que existem condições reais encontradas no campo que limitam a cobertura de toda a área geográfica que uma população de golfinhos habita (e.g., WEIR *et al.*, 2008). De acordo com Santos *et al.* (2010), na maioria dos estudos de estimativa populacional de boto-cinza, pode-se observar a sub-amostragem da população.

Estimativas registradas em outras regiões utilizando o método de marcação e recaptura indicam populações pequenas de boto-cinza, mas não tão pequenas como esta registrada aqui [e.g., 70-90 no golfo de Morrosquilo, Colômbia (DUSSÁN-DUQUE *et al.*, 2006); 54-73 na baía de Guanabara, Rio de Janeiro (AZEVEDO *et al.*, 2003); 156-380 no estuário de Cananéia (ACUÑA, 2002); 235-449 na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro (CAMPOS *et al.*, 2004); 57-124 no estuário do rio Caravelas, Bahia (CANTOR *et al.*, 2012)]. Estimativas

reportadas para populações costeiras de *Tursiops truncatus* mostram também uma grande variação, com populações de 100 animais em Sarasota (EUA) (WELLS; SCOTT, 1990), 129 em Moray Firth (Escócia) (WILSON *et al.*, 1999) e 1.033 na Carolina do Sul (READ *et al.*, 2003). No entanto, populações tão pequenas como esta estudada aqui não tem sido comumente reportadas.

Quando a abundância estimada neste estudo numa área aberta de 16km² (N=41) é comparada com aquela estimada para a mesma espécie, também em uma área aberta de 6 km² no litoral sul do Rio Grande do Norte (N=105; PARO, 2010), observa-se que o baixo valor encontrado não está necessariamente relacionado à sub-amostragem da população, mas que pode estar relacionado a pressões ecológicas e/ou antrópicas observadas na região de estudo.

A pressão ecológica relacionada ao tamanho populacional pode ser a disponibilidade de alimento. A enseada do Mucuripe está localizada na costa semi-árida do Brasil, região de águas oligotróficas, onde os rios são na sua maioria intermitentes, e o aporte de nutrientes para a zona costeira é baixo, o que tem sido intensificado pela construção de barragens e desmatamento dos manguezais. Assim, nesta região há uma grande biodiversidade marinha, mas uma baixa abundância (CAMPOS *et al.*, 2003). Desta forma, a capacidade de suporte do ambiente para o boto-cinza, um predador de topo de cadeia, deve ser pequena, o que pode estar sendo refletido na pequena população que habita a área. Assim, a população estaria sendo regulada por fatores dependentes da densidade, neste caso, a limitação de alimento.

Outro fator que pode estar regulando a população de botos-cinza na região estudada é a pressão antrópica, uma vez que diversas ações humanas estão impactando de alguma forma estes animais, como captura acidental em rede de pesca (MEIRELLES *et al.*, 2010; MONTEIRO-NETO *et al.*, 2000), contaminação por poluentes organoclorados (SANTOS-NETO, 2012), e doenças infecciosas causadas pela má qualidade da água (CARVALHO;MEIRELLES, 2010), atuando como processos reguladores independentes da densidade.

Pequenas populações como esta estão mais sujeitas à extinção do que as maiores, pois mesmo em situações de pequeno risco de extinção, elas ainda tem uma propensão considerável ao declínio (MCCARTHY; THOMPSON, 2001), o que pode ser mais crítico para espécies com longa expectativa de vida e reprodução lenta como os golfinhos (WELLS, 1991).

Análises de viabilidade populacional de pequenos cetáceos costeiros, como *Tursiops truncatus* (THOMPSON *et al.*, 2000) e *Cephalorhynchus hectori* (SLOOTEN, 2007), concluíram que populações com menos de 100 indivíduos, como a de botos-cinza na enseada do Mucuripe, tem alta probabilidade de extinção, mesmo quando há poucos registros de mortes causadas por fatores antrópicos. Além disso, a mortalidade média anual registrada na região de

Fortaleza através de encalhes (mortalidade mínima) é de 1,5 animais (Informação Pessoal), ou seja, 3,7% do total da população estimada, sendo a maioria vítima de capturas acidentais. De acordo com a Perrin *et al.* (1994), a taxa máxima de mortalidade sustentável pro capturas acidentais para uma população de cetáceo é de 2% por ano. Desta forma, além de ser muito pequena, a população de botos-cinza da enseada do Mucuripe está sofrendo perdas superiores a sua capacidade de renovação.

De uma maneira geral, a história de vida dos cetáceos é caracterizada por maturidade sexual tardia; longo período de gestação e cuidado da cria; e o nascimento de apenas uma cria por gestação. Estas características limitam o potencial reprodutivo destes animais, tornando necessária uma alta taxa de sobrevivência de adultos para permitir a estabilidade ou o crescimento de uma população (MARSH *et al.*, 2012).

Entretanto, para estimar este importante parâmetro, não é possível utilizar modelos para populações fechadas, como o utilizado para estimar a abundância de botos-cinza neste trabalho. Mas de acordo com Pollock (1982), é possível utilizar tanto modelos de populações abertas quanto fechadas para estudar a mesma população. Assim, foi possível estimar a taxa de sobrevivência aparente dos indivíduos adultos de boto-cinza na enseada do Mucuripe utilizando o modelo para populações abertas de Cormack-Jolly-Seber (CJS) (CORMACK, 1964; JOLLY, 1965; SEBER, 1965). Neste modelo, a taxa de sobrevivência não é afetada pela heterogeneidade nas probabilidades de capturas dos animais como a estimativa populacional, por isso não se espera que haja ruído na estimativa, o que foi confirmado pelo cálculo do \hat{c} , que mede a dispersão dos dados.

A taxa de sobrevivência aparente obtida na enseada do Mucuripe para *Sotalia guianensis* ($\phi = 0,88$) foi como esperado para cetáceos, e foi igual a única já reportada para a espécie (CANTOR *et al.*, 2012), mesmo sob condições ambientais e interferências antrópicas consideravelmente diferentes. Apesar desta taxa ser considerada alta, ela está abaixo do que vem reportado para outras espécies de cetáceos, como baleias-piloto (*Globicephala macrorhynchus*) no Estreito de Gibraltar ($\phi = 0,982$; VERBORGH *et al.*, 2009); o golfinho *Tursiops aduncus* na Baía de Algoa, África do Sul ($\phi = 0,992$; REISINGER; KARCZMARSKI, 2010); e o golfinho *Tursiops truncatus* em Doubtful Sound, Nova Zelândia ($\phi = 0,9375$; CURREY *et al.*, 2008), na Baía de Sarasota, Florida ($\phi = 0,962$; WELLS; SCOTT, 1990), em Moray Firth, na Escócia ($\phi = 0,92$; CORKREY *et al.*, 2008), e no estuário de Sado, em Portugal ($\phi = 0,953$; GASPAS, 2003).

Poucos estudos com cetáceos tem registrado taxas de sobrevivência menores do que 0,90 (e.g., CAMERON *et al.*, 1999; FORTUNA, 2006; PONCELET *et al.*, 2010). De acordo com Reilly e Barlow (1981), taxas menores do que 0,85 não permitiriam o crescimento ou manutenção de uma população de qualquer espécie de cetáceo, levando em conta os parâmetros

vitais disponíveis na literatura (i.e., intervalo entre nascimentos, idade de primeira reprodução e taxa de sobrevivência de filhotes). Desta forma, a taxa estimada para o boto-cinza neste estudo deve ser observada com preocupação, uma vez que está bem próxima daquela informada como o limite mínimo para a manutenção da população. No entanto, o boto-cinza pode ter uma taxa de sobrevivência de adultos naturalmente mais baixa do que outras espécies de cetáceos, uma vez que em uma área abrigada, com baixos impactos antrópicos como a do estuário do rio Caravelas (Cantor *et al.*, 2012), a taxa de sobrevivência estimada foi a mesma. Entretanto, estudos adicionais ainda se fazem necessários para verificar esta informação.

Diferenças nas taxas de sobrevivência aparente entre espécies de cetáceos e entre a mesma espécie em regiões distintas tem sido relacionadas a diferenças ecológicas ou de níveis de pressões naturais ou antrópicas (CURREY *et al.*, 2008; SILVA *et al.*, 2009). Entretanto, verificar se um impacto antrópico está influenciando a taxa de sobrevivência dos animais não é uma tarefa fácil, principalmente se o impacto já estava presente antes do estudo. Assim, a verificação de uma taxa de sobrevivência constante ao longo do estudo, como observado para o boto-cinza na enseada do Mucuripe, não significa que não há um impacto sobre a população que esteja interferindo na sobrevivência dos adultos. Isto porque na região há diversas ações antrópicas que já estavam presentes antes do estudo, e que podem estar interferindo na sobrevivência do boto-cinza que estão presentes há anos ali, e o impacto delas sobre a espécie não poderia ser visto através deste parâmetro estudado em apenas dois anos de estudo.

Na enseada do Mucuripe há diversas ações antrópicas que de alguma forma impactam os botos-cinza, principalmente poluição (CAMPOS, 2007; CARVALHO; MEIRELLES, 2010), capturas acidentais em rede de pesca (MEIRELLES *et al.*, 2010), e intervenções costeiras. No entanto, para identificar se estas ações estão interferindo na taxa de sobrevivência dos animais, é necessária a realização de monitoramento em médio e longo prazo. Tal necessidade decorre da alta expectativa de vida dos cetáceos que acaba amortecendo mudanças na taxa de sobrevivência, tornando difícil a detecção de alterações. Como exemplo, pode-se citar o do estudo de Currey *et al.* (2007) com *Tursiops* sp. em Doubtful Sound, na Nova Zelândia, onde a população de golfinhos, com apenas 56 indivíduos, declinou de 34 a 39% em apenas 12 anos. No entanto, Currey *et al.* (2009) estimou a taxa de sobrevivência aparente dos adultos em 0,93. Desta forma, pode-se verificar que provavelmente o impacto sobre a população como um todo ainda não tinha sido refletida na sobrevivência dos adultos, que são geralmente menos impactados por mudanças em seu ambiente, e espera-se que suas taxas de sobrevivência sejam menos variáveis (OZGUL *et al.*, 2006). Portanto, a estimativa da taxa de sobrevivência dos filhotes também deve ser estimada, uma vez que é mais sensível a algumas perturbações. Neste estudo, apesar de terem sido registradas 29 avistagens de filhotes, não foi possível

identificá-los individualmente, uma vez que filhotes não tem marcas naturais. Além disso, não foi possível identifica-los através da identificação da mãe, uma vez que os filhotes tenderam a se aproximar menos da embarcação.

Assim, é imprescindível continuar o monitoramento da população de botos na enseada do Mucuripe, não só para estimar a taxa de sobrevivência dos adultos, mas dos filhotes e também para estimar a abundancia, que pode ser mais sensível a mudanças devido a impactos antrópicos e mudanças climáticas.

Além disso, medidas para diminuir os impactos antrópicos sobre a população de botos-cinza na enseada do Mucuripe devem ser implementadas para evitar a extinção desta pequena população. Além disso, esforços para identificar a taxa de mortalidade e verificar o status da saúde dos animais são necessários, uma vez que altas concentrações de organoclorados (SANTOS-NETO, 2012) e doenças de pele relacionadas a imunossupressão (CARVALHO; MEIRELLES, 2010) já foram identificadas em indivíduos da população.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDERSON, D.R.; BURNHAM, K.P.; WHITE, G. C. 1994. AIC Model Selection in Overdispersed Capture-Recapture Data. **Ecology**, v. 75, n. 6, p. 1780-1793, 1994.

AZEVEDO, A.F.; OLIVEIRA, A.M.; VIANA, S.C.; LAÍLSON-BRITO J.JR.; FRAGOSO, A.B.L.;VAN SLUYS, M. Estimativa do tamanho da população de botos (*Sotalia fluviatilis*) da baía da Guanabara (RJ), por meio da técnica de foto-identificação. *In: Congresso de Ecologia do Brasil*, 6, 2003, Fortaleza. **Anais...**Fortaleza: UFC, 2003. p. 175-176.

BARBRAUD, C.; WEIMERSKIRCH, H. Climate and density shape population dynamics of a marine top predator. **Proceedings of the Royal Society London B**, v. 270, p. 2111-2116, 2003.

BEDJER, L.; SAMUELS, A.; WHITEHEAD, H.; GALES, N.; MANN, J.; CONNER, R.; HEITHAUS, M.; WATSON-CAPPS, J.; FLAHERTY, C.; KRÜTZEN M. Decline in relative abundance of bottlenose dolphins exposed to long-term disturbance. **Conservation Biology**, v. 20, n.6 ,p. 1791-1798, 2006.

BEARZI, G.; AGAZZI, S.; BONIZZONI, S.; COSTA, M.; AZZELLINO, A. Dolphins in a bottle : abundance , residency patterns and conservation of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in the semi-closed eutrophic Amvrakikos Gulf , Greece. **Aquatic Conservation: Marine And Freshwater Ecosystems**, v. 18, p. 130-146, 2008.

BERTA, A.; SUMICH, J. L.; KOVACS, K. M. **Marine Mammals - Evolutionary Biology**. 2a edição, San Diego, Academic. 2006. 547p.

BRADFORD, A.; BURDIN, A. M.; WADE, P. R.. Survival Estimates of Western Gray Whales *Eschrichtius robustus* Incorporating Individual Heterogeneity and Temporary Emigration Survival estimates of western gray whales *Eschrichtius robustus* incorporating individual heterogeneity and temporary emigration. **Endangered Species Research**, v. 6, p.1-14, 1996.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON D. R. Data-based selection of an appropriate biological model: The key to modern data analysis. *In*: MCCULLOGH, D. R.; BARRETT R. H.(Org.) **Wildlife 2001: Populations**. Elsevier Applied Science, London, UK. 1992. p. 16-30.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON D. R. **Model selection and inference**: A practical information-theoretic approach. 2a. edição. Springer-Verlag, New York, NY. 1998.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R.; WHITE, G. C.; BROWNIE, C.; POLLOCK, K. H. Design and analysis of fish survival experiments based on release-recapture data. **American Fisheries Society**, Monograph 5, Bethesda, MD, 1987.

BURNHAM, K.P.; WHITE, G.C.; ANDERSON, D.R. Model selection strategy in the analysis of capture-recapture data. **Biometrics**, v. 5, n. 1, p.888-898, 1995.

CAMERON, C.; BARKER, R.; FLETCHER, D.; SLOOTEN, E.; DAWSON, S. Modelling Survival of Hector's Dolphin around Bank Peninsula, New Zealand. **Jornal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics**, v. 4, n. 2, p. 126-135, 1999.

CAMPOS, T. M. **Impactos antrópicos sobre o boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), na Enseada do Mucuripe, Fortaleza, Ceará**. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) – Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2007.

CAMPOS, T.M. **Ecologia alimentar do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (CETACEA, DELPHINIDAE), no estado do Ceará, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Federal do Paraná, 2012.

CAMPOS, A.A., MONTEIRO, A.Q.; MONTEIRO-NETO, C. **A Zona Costeira do Ceará: Diagnóstico para a Gestão Integrada**. Fortaleza : AQUASIS. 2003. 248p.

CAMPOS, P.G.; FERNANDES, M.F.; MARQUES, V.C.L.M; SIMÃO, S. M. Estimativa Populacional de *Sotalia fluviatilis* (GERVAIS,1853) da Baía de Sepetiba (RJ). **Revista da Universidade Rural**, v. 24, n. 2, p. 175-180, 2004.

CANTOR, M.; WEDEKIN, L. L.; DAURA-JORGE, F. G.; ROSSI-SANTOS, M. R.; SIMÕES-LOPES, P. C. Assessing population parameters and trends of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*): An eight-year mark-recapture study. **Marine Mammal Science**, v.28, n.1, p.63-83, 2012.

CARVALHO, V.L.; MEIRELLES, A. C. O. Skin diseases caused by virus in dolphins from the coast of Ceará, Northeastern Brazil. *In*: Reunião de Trabalho de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul, 14, 2010, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis-SC, Brasil.

CASTRO, I.B.; MATTHEWS-CASCON, H; FERNANDEZ, M.A. Imposex em *Thais haemastoma* (Mollusca: Gastropoda), uma indicação da contaminação por organoestânico na costa do município de Fortaleza – Ceará – Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 33, p. 51-56, 2000.

CENTRO DE PESQUISA E GESTÃO DE RECURSOS PESQUEIROS DO LITORAL NORDESTE – CEPENE. **Boletim estatístico da pesca marítima e estuarina do Nordeste do Brasil**. Tamandaré, CEPENE. 2005.

CLARK, R.B.; FRID, C.; ATTRILL, M. **Marine Pollution**. Oxford University Press, 236p. 2001.

COMPANHIA DOCAS DO CEARÁ. **Dragagem atinge 95% de conclusão**. 31/05/2011. Disponível em: <http://www.docasdoceara.com.br/noticias/dragagem-atinge-95-de-conclusao>.

CORKREY, R.; BROOKS, S.P.; LUSSEAU, D.; PARSONS, K.; DURBAN, J.W.; HAMMOND, P.S.; THOMPSON, P.M. A Bayesian capture–recapture population model with simultaneous estimation of heterogeneity. **Journal of the American Statistical Association**, v. 108, p. 948–960, 2008.

CORMACK, R. M. Estimates of survival from the sighting of marked animals. **Biometrika**, v. 51, p.429–438, 1964.

CULLOCH, R. M. **Mark recapture abundance estimates and distribution of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) using the southern coastline of the outer Moray Firth , NE Scotland** . Dissertação de Mestrado (University of Wales, Bangor), 2004.

CURREY, R. J. C.; DAWSON, S. M.; SLOOTEN, E. New abundance estimates suggest Doubtful Sound bottlenose dolphins are declining. **Pacific Conservation Biology**, v. 13, p. 265-273, 2007.

CURREY, R.J.C.; DAWSON, S.M.; SLOOTEN, E.; SCHNEIDER, K.; LUSSEAU, D.; BOISSEAU, O.J.; HAASE, P.; W. J. A. Survival rates for a declining population of bottlenose dolphins in Doubtful Sound , New Zealand : an information theoretic approach to assessing the role of human impacts. **Aquatic Conservation: Marine And Freshwater Ecosystems**, v. 19, n. 6, p. 658-670, 2008.

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

DORNELES, P. R.; LAILSON-BRITO, J.; AZEVEDO, A. F. *et al.* High accumulation of Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) in marine tucuxi dolphins (*Sotalia guianensis*) from the brazilian coast. **Environmental Science & Technology**, v. 42, n. 14, p. 5368-5373, 2008.

DUSSÁN-DUQUE, S.; WELLS, R.S.; BASSOS-HULL, K. Distribución, uso de habitat y abundancia de *Sotalia guianensis* en el Golfo de Morrosquillo, Colombia. *In*: WORKSHOP ON RESEARCH AND CONSERVATION OF THE GENUS SOTALIA, I, 2006, Armação dos Búzios. **Anais...** Rio de Janeiro. p. 15.

EDWARDS, H.; SCHNELL, G. D. Status and ecology of *Sotalia fluviatilis* in the Cayos Miskito Reserve , Nicaragua. **Marine Mammal Science**, v. 17, n. 3, p. 445-472, 2001.

FERNÁNDEZ, G.; LA CUEVA, H.; WAENOCK, N.; LANK, D. B. Apparent survival rates of western sandpiper (*Calidris mauri*) wintering in northwest Baja California, Mexico. **The Auk**, v. 120, n. 1, p. 55-61, 2003.

FLACH, L. **Densidade, tamanho populacional e distribuição do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (van Benéden, 1864) na Baía de Sepetiba, Estado do Rio de Janeiro**. Dissertação (Mestrado em Zoologia de Vertebrados) - Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2004.

FLORES, P.A.C.; DA SILVA, V.M.F. Tucuxi and Guiana Dolphin, *Sotalia fluviatilis e S. guianensis*. In: PERRIN W.F.; WÜRSIG B.; THEWISSEN, J.G.M. (Org.) **Encyclopedia of Marine Mammals**. Academic Press, 2009. p. 1188-1192.

FORTUNA, C.M. **Ecology and conservation of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the north-eastern Adriatic Sea**. Teses (Doutorado) University of St. Andrews, Reino Unido, 2006.

FRANKHAM, R. 2005. Stress and adaptation in conservation genetics. **Journal of Evolutionary Biology**, v. 18, n. 4, p. 750–755, 2005.

GASPAR, R. **Status of the resident bottlenose dolphin population in the Sado Estuary: past, present and future**. Dissertação (Mestrado), University of St Andrews, 2003.

GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, v. 4, p.379–391, 2001.

GURJÃO, L.M.; FURTADO-NETO, M.A.A.; SANTOS, R.A.; CASCON, P. Feeding habits of marine tucuxi, *Sotalia fluviatilis*, at Ceará state, northeastern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 2, n. 2, p. 117-122, 2003.

HAMMOND, P.S. Estimating the size of naturally marked whale populations using capture-recapture techniques. **Reports of the International Whaling Commission** (Special Issue 8), p. 253-282, 1986.

HAMMOND, P.S. Chapter 3 – Estimating the abundance of marine mammals. In: BOYD, I.L.; BOWEN, W.D.; IVERSON, S.J. (Org.) **Marine Mammal Ecology and conservation: a handbook of techniques**. Oxford Biology, New York. p.42-67. 2010.

JACKSON, J. B.; KIRBY, M. X.; BERGER, W. H. *et al.* Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. **Science (New York, N.Y.)**, v. 293, n. 5530, p. 629-37, 2001.

JOLLY, G.M. Explicit estimates from capture–recapture data with both death and immigration—stochastic model. **Biometrika**, v. 52, p. 225–247, 1965.

KELLY, B.C.; IKONOMOU, M.G.; BLAIR, J.D.; SURRIDGE, B.; HOOVER, D.; GRACE, R.; GOBAS, F.A. P. C. Perfluoroalkyl contaminants in an Arctic marine food web: trophic magnification and wildlife exposure. **Environ. Sci. Technol.**, v. 43, n. 11, p. 4037–4043, 2009.

LUKOSCHEK, V.; CHILVER, B. L. A robust baseline for bottlenose dolphin abundance in coastal Moreton Bay : a large carnivore living in a region of escalating anthropogenic impacts. **Wildlife Research**, v. 35, p. 593-605, 2008.

MAIA, S. R. R. **Distribuição e partição geoquímica de metais-traço na costa norte de Fortaleza, CE**. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2004.

MAIA, L. P.; BEZERRA, M. O.; PINHEIRO, L.; REDONDO, J. M. Application of the Cormix model to assess environmental impact in the coastal area: an example of the ocean disposal system for sanitary sewers in the city of Fortaleza (Ceará , Brazil). **Journal of Coastal Research**, v. 64, p. 922-926, 2011.

MARSH, H.; O'SHEA, T.J.; REYNOLDS, J.E. III. **Ecology and conservation of the Sirenia: dugong and manatees**. Cambridge University Press. 1ª. Ed., 2012. 536 pgs.

MCCARTHY, M. A.; THOMPSON, C. Expected minimum population size as a measure of threat. **Animal Conservation**, v. 4, p. 351–355, 2001.

MEIRELLES, A. C. O. **Aspectos da ecologia comportamental do boto cinza, *Sotalia guianensis* Van Bénéden, 1864 (Mammalia, Cetacea, Delphinidae), na Praia de Iracema, Fortaleza-CE**. Dissertação (Mestrado em Bioecologia Aquática), Departamento de Oceanografia e Limnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal. 2005. 113p.

MEIRELLES, A.C.O., RIBEIRO, A.R., SILVA, C.P.N., SOAREA-FILHO, A. A. Records of guiana dolphin, *Sotalia guianensis*, in the state of Ceará, Northeastern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 8, n. 1-2, p. 97-102, 2010.

MELO, J.B. Ocupação Urbana e Impactos Ambientais de Empreendimentos construídos na zona costeira de Fortaleza. In: SILVA, José Borzacchiello da, DANTAS, Eustógio Wanderley Correia, ZANELLA, Maria Elisa, MEIRELES, Antônio Jeovah de Andrade (Org.). **Litoral e sertão: natureza e sociedade no nordeste brasileiro**. 2006.

MENKENS, G. E.; ANDERSON, S. H. Estimation of small mammal population size. **Ecology**, V. 69, p. 1952–1959, 1988.

MOLISANI, M.M.; CRUZ, A.L.V; MAIA, L. P. Estimativa da descarga fluvial para os estuários do estado do Ceará , Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 39, p. 53-60, 2006.

MONTEIRO-NETO, C.; ALVES-JÚNIOR, T. T.; ÁVILA, F. J. C. *et al.* Impact of fisheries on the tucuxi (*Sotalia fluviatilis*) and rough-toothed dolphin (*Steno bredanensis*) populations off Ceará state , northeastern Brazil. **Aquatic Mammals**, v. 26, n. 1, p. 49-56, 2000.

NILIN, J.; de CASTRO, C.B.; PIMENTEL, M.F. *et al.* Water Toxicity Assessment of the Ceará River Estuary (Brazil). **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**, v. 2, n. 2, p.107-113, 2007.

O'GRADY, J. J.; BROOK, B. W.; REED, D. H. *et al.* Realistic levels of inbreeding depression strongly affect extinction risk in wild populations. **Biological Conservation**, v. 133, n. 1, p. 42-51, nov 2006.

OLIVEIRA, L.V.; MONTEIRO-FILHO, E. L. Individual identification and habitat use of the estuarine dolphin *Sotalia guianensis* (Cetacea : Delphinidae) in Canane south-eastern Brazil , using video images. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 88, n. 6, p. 1199 - 1205, 2008.

OLIVEIRA, J.A.; ÁVILA, F.J.C.; ALVES-JÚNIOR, T.T.; FURTADO-NETO, M.A.A.; MONTEIRO-NETO, C. Monitoramento do boto cinza, *Sotalia fluviatilis* (CETACEA: Delphinidae) em Fortaleza, estado do Ceará, Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 29, n. 1-2, p. 28-35, 1995.

OTIS, D. L.; BURNHAM, K. P.; White G. C.; ANDERSON, D. R. Statistical inference for capture data from closed populations. **Wildlife Monographs**, v. 62, p. 3-135, 1978.

OZGUL, A.; ARMITAGE, K. B.; BLUMSTEIN, D. T.; OLI, M. K. Spatiotemporal variation in survival rates: implications for population dynamics of yellow-bellied marmots. **Ecology**, v. 87, n. 4, p. 1027-37, 2006.

PARO, A. D. **Estimativa populacional e uso do hábitat do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) no litoral sul do Rio Grande do Norte**. Dissertação (Mestrado em Psicobiologia) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2010.

PANDOLFI, J. M.; BRADBURY, R. H.; SALA, E. *et al.* Global trajectories of the long-term decline of coral reef ecosystems. **Science (New York, N.Y.)**, v. 301, n. 5635, p. 955-958, 2003.

PEREIRA, S. P.; ROSMAN, P. C. C.; ALVAREZ, C. *et al.* **Modeling of Coastal Water Contamination in Fortaleza (Northeast of Brazil)**. International Symposium on Outfall Systems. **Anais...** Mar del Plata, Argentina: [s.n.], 2011.

PERRIN, W.F.; DONOVAN, G.P; BARLOW, J. Gillnets and Cetaceans. **International Whaling Commission**, Special Issue 15, p. 1-629, 1994.

POLLOCK, K. H. A capture–recapture design robust to unequal probability of capture. **Journal of Wildlife Management**, v. 46, p. 757–760, 1982.

POLLOCK, K. H.; NICHOL, J. D., BROWNLFI C.; HINES, J. E. Statistical inference for capture-recapture experiments. **Wildlife Monographs**, 107, 1990.

PONCELET, É.; BARBRUAD, C.; GUINET, C. Population dynamics of killer whales (*Orcinus orca*) in the Crozet Archipelago, southern Indian Ocean: a mark-recapture study from 1977 to 2002. **Journal of Cetaceans Research and Management**, v. 11, n. 1, p. 41-48, 2010.

READ, A.J.; URIAN, K.W.; WILSON, B.; WAPLES, D.M. Abundance of bottlenose dolphins in the bays, sounds and estuaries of North Carolina. **Marine Mammal Science**, v. 19, n. 1, p. 59-73, 2003.

READ, A. J.; DRINKER, P.; NORTHRIDGE, S. Bycatch of Marine Mammals in U.S. and Global Fisheries. **Conservation Biology**, v. 20, n. 1, p. 163-169, 2006.

REISINGER, R.R.; KARCZMARSKI, L. Population size estimate of Indo-Pacific bottlenose dolphins in the Algoa Bay region, South Africa. **Population (English Edition)**, v. 26, n. January, p. 86-97, 2010.

REILLY, S. B.; BARLOW, J. A. Y. Rates of increase in dolphin population size. **Fisheries Bulletin**, v. 84, n. 8, p. 527-533, 1981.

ROSAS, F.C.W; BARRETO, A.S.; MONTEIRO-FILHO, E. L. Age and growth of the estuarine dolphin (*Sotalia guianensis*) (Cetacea, Delphinidae) on the Paraná coast, southern Brazil. **Fishery Bulletin**, v. 101, n. 2, p. 377-383, 2003.

SANTOS-NETO, E.B. **Determinação de compostos organoclorados (DDTs, PCSs, HCHs, HCB e MIREX) em delfínídeos da costa do Ceará, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal nos Trópicos) - Universidade Federal da Bahia. 2012.

SEBER, G.A.F. A note on the multiple-recapture census. **Biometrika**, v. 52, p. 249–259, 1965

SEBER, G. A. F. **The estimation of animal abundance and related parameters**. New York, MacMillan, 2a. edição, 1982.

SEBER, G. A. F. A review of estimating animal abundance. **Biometrics**, v. 42, p. 267-292, 1986.

SICILIANO, S. Review of small cetaceans and fisheries interactions in coastal waters of Brazil. **Report of the International Whaling Commission**, special issue 15, p. 241–150, 1994.

SILVA, M. A.; MAGALHÃES, S.; PRIETO, R.; SANTOS, R. S.; HAMMOND, P. S. Estimating survival and abundance in a bottlenose dolphin population taking into account transience and temporary emigration. **Marine Ecology Progress Series**, v. 392, p. 263-276, 2009.

SLOOTEN, E. Conservation management in the face of uncertainty: effectiveness of four options for managing Hector's dolphin bycatch. **Endangered Species Research**, v. 3, p. 169-179, 2007.

SLOOTEN, E.; DAWSON, S.M.; LAD, F. Survival rates of photographically identified Hector's Dolphin from 1984 to 1988. **Marine Mammal Science**, v. 8, n. 4, p. 327-343, 1992.

TAYLOR, B. L.; WADE, P. R.; DE MASTER, D. P.; BARLOW, J. Incorporating uncertainty into management models for marine mammals. **Conservation Biology**, v. 14, n. 5, p. 1243-1252, 2000.

THOMPSON, W.R. 2004. **Sampling rare or elusive species: concepts, designs, and techniques for estimating population parameters**. Island Press, 429p.

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

TYSON, R. B. **Abundance of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Big Bend of Florida , St . Vincent Sound to Alligator Harbor**. Dissertação (Mestrado) - The Florida State University, 2008.

World Resources Institute. 2000. World Resources 2000-2001: People and ecosystems: The fraying web of life.

VALLE, A.L.; MELO, F. C. C. Alterações comportamentais do golfinho *Sotalia guianensis* (Gervais , 1953) provocadas por embarcações. **Biotemas**, v. 19, n. 1, p. 75-80, 2006.

VASCONCELOS, F.P.; MELO, M.T.D. Evolução e situação atual da poluição na Enseada do Mucuripe. **Arquivos de Ciências do Mar**, v.30, n. 1-2, p. 63-71, 1996.

VASCONCELOS, F.P.; OLIVEIRA, M.A Considerações sobre a poluição da Enseada do Porto do Mucuripe (Fortaleza-Ceará-Brasil). **Boletim de Ciências do Mar**, n. 34, p. 1-11, 1981.

VERBORGH, P.; STEPHANIS, R.; PÉREZ, S.; JAGET, Y.; BARBRAUD, C.; GUINET, C. Survival rate, abundance, and residency of long-finned pilot whales in the Strait of Gibraltar. **Marine Mammal Science**, v. 25, n. 3, p. 523-536, 2009.

VIEIRA, R H S F, RODRIGUES, D.P., EVANGELISTA, N.S.S., THEOPHILO, G.N.D., REIS, E. M. F. Colimetry of marine waters off Fortaleza (Ceará State, Brazil) and detection of enteropathogenic *Escherichia coli* strains. **International Microbiology**, v. 1, p. 221-224, 1998.

VIEIRA, R. H. S. F.; NASCIMENTO, S. C. O. ; MENEZES, F. G. R.; NASCIMENTO, S. M. M. ; LUCENA, L. H. L. Influência das águas das galerias pluviais como fator da poluição costeira, Fortaleza, Ceará. **Arquivos de Ciências do Mar**, Fortaleza, v. 36. 2003.

WELLS, R. S. 1991. The role of long-term study in understanding the social structure of a bottlenose dolphin community. In PRYOR K.; NORRIS, K. S. (Org.). **Dolphin societies: Discoveries and puzzles**. University of California Press, Berkeley, CA. 1991. p. 199–225.

WELLS, R.S.; SCOTT, M.D. Estimating bottlenose dolphin population parameters from individual identification and capture–release techniques. **Reports of the International Whaling Commission**, Special Issue 12, p. 407–415, 1990.

WHITE, G. C.; Burnham, K. P. Program MARK: Survival estimation form populations of marked animals. **Bird Study**, v. 46, p. 120–138, 1999.

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

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

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

CAPÍTULO 2

COMPORTAMENTO DO BOTO-CINZA, *Sotalia guianensis*, NA ENSEADA DO MUCURIBE, ESTADO DO CEARÁ

1 INTRODUÇÃO

A percepção dos pesquisadores sobre a importância dos estudos comportamentais para a conservação de espécies é relativamente recente (BERGER-TAL *et al.*, 2011; SUTHERLAND, 1998). Uma vez que a forma como uma espécie se movimenta e usa o espaço, como se relaciona com suas presas e predadores e como se comporta social e reprodutivamente afetam sua sobrevivência e reprodução, a obtenção destas informações (ecologia comportamental) é crucial para identificar o status de conservação de uma determinada população (BERGER-TAL *et al.*, 2011).

Apesar dos trabalhos de Caldwell (1955) e Schevill e Backus (1960) já terem demonstrado a viabilidade de estudar golfinhos e baleias na natureza, apenas na década de 1970 houve um maior esforço dos cetologistas de ir ao campo. Embora houvesse o reconhecimento da importância dos estudos com animais em cativeiro, os estudiosos verificaram que apenas deduções limitadas poderiam ser feitas sobre importantes aspectos da ecologia dos golfinhos sem a observação dos animais em seu ambiente natural. Este fato, aliado à tendência de se utilizar métodos não-letais para estudar animais selvagens, inclusive restringindo os estudos com carcaças provenientes da indústria baleeira, fez a cetologia emergir (SAMUELS; TYACK, 2000; WÜRSIG, 2002).

Devido à maior facilidade de acesso, a maioria dos estudos com cetáceos tem sido desenvolvido com os delfínídeos costeiros que habitam áreas naturalmente protegidas como baías e estuários, ou áreas costeiras abertas. Por causa do hábito costeiro, hoje muitas destas espécies encontram-se sob forte pressão antrópica, sofrendo com capturas acidentais em aparelhos de pesca, poluição química e acústica, depleção de estoques pesqueiros, perda e degradação de habitat devido à construção de portos, molhes, marinas e viveiros de aquicultura. Por isso, algumas das espécies de golfinhos costeiros hoje estão à beira da extinção, e outras, apesar de não terem sua categoria definida como ameaçada, tem centenas de mortes registradas todos os anos. Para que ações de manejo e conservação possam ser eficientemente propostas, conhecer a ecologia populacional destes animais é essencial, uma vez que estas espécies são pouco resilientes a impactos antrópicos devido a fatores comportamentais (WADE *et al.*, 2012).

Um exemplo é o boto-cinza [*Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864)], pequeno delfínídeo que habita águas costeiras desde La Mosquitia, em Honduras (EDWARDS; SCHNELL, 2001) até Florianópolis, estado de Santa Catarina, no sul do Brasil (SIMÕES-LOPES, 1988). A espécie é encontrada principalmente em águas protegidas de baías e estuários [e.g. estuário de Cananéia (OLIVEIRA; MONTEIRO-FILHO, 2008)], mas também em enseadas e áreas costeiras abertas até 25m de profundidade (CANTOR *et al.*, 2012; MEIRELLES, 2005;

SANTOS *et al.*, 2010^a; TOSI; FERREIRA, 2008). De acordo com Cunha *et al.* (2010) há pelo menos seis “unidades de manejo” de *S. guianensis* na costa brasileira (Pará/Ceará/Rio Grande do Norte/Bahia/Espírito Santo/Sudeste-Sul), indicando a existência de uma restrição de fluxo gênico entre estas áreas.

A espécie sofre fortes pressões antrópicas ao longo de sua restrita distribuição, como capturas acidentais em redes de pesca (MEIRELLES *et al.*, 2010; MONTEIRO-NETO *et al.*, 2000; SICILIANO, 1994), poluição por esgoto doméstico, metais pesados e organoclorados (DORNELES *et al.*, 2008), tráfego de embarcações (VALLE; MELO, 2006) e obras costeiras, como construção de portos, molhes, marinas e aterros (CRESPO *et al.*, 2010).

No Brasil, a ecologia comportamental do boto-cinza começou a ser estudada no início da década de 80, principalmente no sudeste (e.g., GEISE, 1989; GEISE, 1991; MONTEIRO-FILHO, 1991) e sul do país (FLORES, 1992; SIMÕES-LOPES, 1988), em áreas onde a espécie ocorre em abundância ou pode ser mais facilmente acessada, ou seja, em áreas naturalmente abrigadas (DA SILVA *et al.*, 2010).

No Brasil, os valores médios de tamanho de grupo observados para a espécie são pequenos, e os tamanhos mais observados são entre dois e 10 animais (Figura 7). Algumas exceções podem ser observadas na baía Norte-SC (DAURA-JORGE *et al.*, 2005), na baía de Sepetiba - RJ (FLACH *et al.*, 2008) e na baía da Ilha Grande - RJ (LODI; HETZEL, 1998). Neste último, foi registrada a maior agregação para a espécie (450 indivíduos). No entanto, a utilização de distintas definições do termo “grupo” pode prejudicar comparações. Por exemplo, o registro de grandes grupos por Lodi & Hetzel (1998) na baía da Ilha Grande, pode estar relacionado à agregação temporária de vários grupos devido à maior abundância de presas no local num determinado momento.

Estudos de fidelidade e residência tem sido desenvolvidos principalmente em áreas abrigadas, como o estuário de Cananéia (OLIVEIRA; MONTEIRO-FILHO, 2008), e a baía de Guanabara (AZEVEDO *et al.*, 2004.) ou mistas, como o estuário de Caravelas (ROSSI-SANTOS *et al.*, 2007), onde os animais utilizam a região do estuário e a área costeira aberta.

No entanto, existem poucas informações publicadas sobre populações que habitam áreas abertas, principalmente no norte e nordeste do Brasil, dificultando comparações na ecologia comportamental da espécie e a identificação das características ecológicas que influenciam seu comportamento. No estado do Ceará, o boto-cinza pode ser encontrado ao longo de todo o litoral (MEIRELLES *et al.*, 2010), com algumas áreas de concentração, como a enseada do Mucuripe, em Fortaleza, uma área aberta fortemente antropizada, que abriga uma população de apenas 41 indivíduos (Capítulo 1). Nesta região, o comportamento da espécie foi estudado na praia de Iracema de 1992 a 2000 (DAMASCENO, 2004; OLIVEIRA *et al.*, 1995), e

de 2004-2005 (MEIRELLES, 2005), com esforços esporádicos em outros locais da enseada. De acordo com os estudos acima citados, a praia de Iracema é uma área de alimentação, frequentada ao longo de todo o ano por pequenos grupos de cerca de três botos, com variações sazonais na frequência de ocorrência. Esforços para estudar a espécie em outras áreas da enseada são necessários para identificar outras áreas de uso, suas funções e como os animais se comportam nestes locais. Desta forma, o objetivo deste estudo foi identificar a ocorrência, comportamento, tamanho de grupo e residência do boto-cinza na enseada do Mucuripe.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

Uma descrição geral da área de estudo encontra-se na Introdução geral.

2.2 Coleta de Dados

A população de botos-cinza da enseada do Mucuripe foi estudada de outubro de 2009 a setembro de 2011, utilizando uma embarcação para pesca esportiva de 7m de comprimento com casco de fibra e motor de centro. A velocidade de cruzeiro foi de aproximadamente seis nós, a mínima possível viabilizando a observação dos animais.

Foram realizadas de uma a três amostragens por mês. Estas amostragens ocorreram no período da manhã (08:00-12:00h) ou da tarde (13:00-17:00h), utilizando rota pré-definida, principalmente desde o Marina Park Hotel, ao lado da INACE, até o Porto do Mucuripe (Figura 1), em cerca de 10 km de costa, e 20 km percorridos por dia de amostragem, numa área de 16km². A rota de ida foi diferente da rota de volta, no entanto alguns pontos, como a praia de Iracema e o espigão do Ideal foram amostrados nas duas rotas. Esta rota foi estabelecida levando em conta áreas com menos interferência de ondas, tornando possível a navegação com segurança e permitindo a obtenção de fotos caso um grupo de botos fosse observados. Expedições preliminares indicaram que as áreas a leste e a oeste da rota definida não permitiam a navegação com segurança.

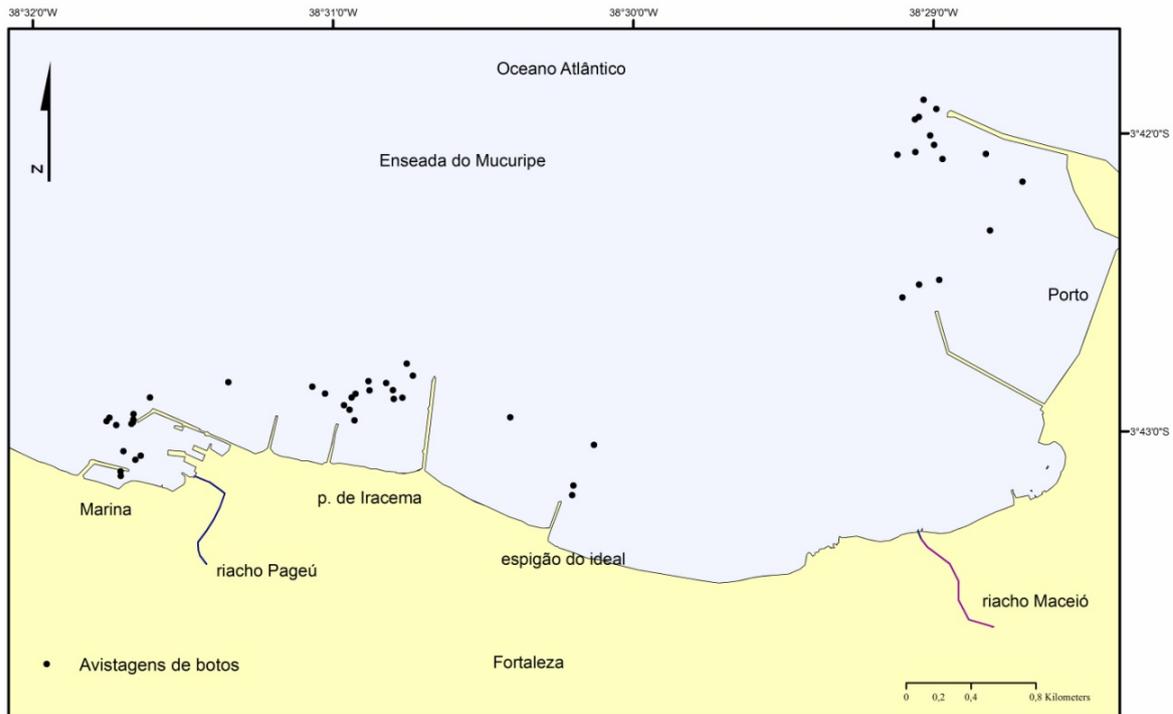


Figura 1. Distribuição das avistagens de boto-cinza na enseada do Mucuripe de outubro de 2009 a setembro de 2011. Cada ponto representa uma avistagem de boto-cinza.

O esforço não foi igual durante o período de estudo devido a fatores como a disponibilidade da embarcação e as condições do mar. Como há um incremento na velocidade do vento a partir do mês de julho se estendendo até dezembro, o esforço foi menor nestes meses em virtude das condições impróprias para navegação.

A equipe de campo geralmente foi composta por quatro pessoas: o piloto da embarcação, um anotador de dados, um observador e um fotógrafo. Assim que um grupo de golfinhos era observado, a embarcação se aproximava lentamente e o motor era desligado. Esta estratégia foi adotada após a observação de respostas negativas dos animais à presença de embarcações motorizadas, inclusive da equipe de pesquisa. No entanto, caso os animais não se aproximassem da embarcação, tentativas de aproximação eram realizadas. No intuito de minimizar os efeitos negativos da presença da embarcação no comportamento dos animais, foi estabelecido um período máximo de permanência de uma hora com os grupos de botos.

Assim que um grupo de golfinhos era observado, informações sobre horário, posição geográfica do local de observação (GPS Garmin E-TREX), tamanho do grupo (consenso entre dois observadores), presença de filhotes, comportamento predominante (*Ad libitum*, ALTMAN, 1974), presença de ação antrópica (barco, rede, draga) eram registradas. Com uma máquina fotográfica digital reflex Canon EOS 450D com lente objetiva 75-300mm IS, foram tiradas fotografias dos animais, com o objetivo de identificá-los individualmente através de marcas únicas e permanentes em suas nadadeiras dorsais (foto-identificação). Após uma hora de

permanência com os animais, o grupo era abandonado e o barco seguia a rota definida à procura de novos grupos. Caso os animais ficassem mais de 10 minutos sem serem visualizados, a sessão era encerrada e o barco seguia a rota.

Cada observação de botos-cinzas na área de estudo foi considerada uma avistagem. Um grupo foi considerado um conjunto de animais em aparente associação, deslocando-se na mesma direção e geralmente, mas nem sempre, engajados no mesmo comportamento (SHANE, 1990). Os animais foram classificados apenas como adultos ou filhotes, uma vez que a diferença de tamanho entre juvenis e adultos é muito sutil e de difícil observação em condições de mar aberto. Indivíduos de pequeno tamanho, cerca de 2/3 do tamanho de um adulto, e de coloração mais clara que estes, foram considerados filhotes.

Os comportamentos foram classificados em deslocamento, forrageio, socialização e descanso (BALLANCE, 1992). Deslocamento foi considerado movimento linear de um animal ou um grupo, de um ponto até outro sem mudança de atividade. A observação de perseguição de peixes, movimentos bruscos e movimentos erráticos de animais dentro de uma área foram considerados forrageio. Animais observados em prolongado contato, realizando movimentos vigorosos em direção a outros animais foram considerados em comportamento de socialização. O comportamento de descanso foi caracterizado por baixos níveis de atividades com pouco ou nenhum deslocamento dos animais.

2.3 Análise dos dados

Duas estações do ano foram consideradas aqui para análises de sazonalidade: chuvosa (janeiro a junho) e seca (junho a dezembro), uma vez que a climatologia da região é influenciada principalmente pelo regime de chuvas (CAMPOS *et al.*, 2003). O ano 1 foi considerado o período de outubro de 2009 a setembro de 2010, e o ano 2 de outubro de 2010 a setembro de 2011.

Para identificar padrões temporais de ocorrência do boto-cinza na enseada do Mucuripe foram analisadas três variáveis: número de horas de observação direta; número de avistagens por hora de esforço total; e número de animais avistados por hora de esforço total. Estas variáveis foram analisadas mensalmente e por estações climáticas para todo o período de estudo e separadamente para cada ano.

O número de avistagens em cada fase de maré (cheia, secando, seca, enchendo) e em seis intervalos de hora do dia (08:00-09:30; 09:31-11:00; 11:01-12:30; 12:31;14:00; 14:01-15:30; 15:31-17:00) foram analisadas para identificar a influência destas variáveis na presença

dos animais na enseada. As marés foram identificadas na Tábua de Maré do Porto do Mucuripe, disponibilizada pela Diretoria de Hidrografia e Navegação.

O tamanho dos grupos observados foi comparado em cada sítio de observação, fase de maré, horário do dia, estado comportamental e presença/ausência de filhotes.

Para identificar o grau de residência dos animais foto-identificados, ou seja, o tempo em que cada animal permanece em uma determinada área (WELLS; SCOTT, 1990), as fotografias foram selecionadas de acordo com o foco e ângulo em relação ao fotógrafo (90°), e que mostrassem características que claramente permitissem a identificação dos indivíduos. Apenas marcas de longa duração na nadadeira dorsal, como cortes (Figura 3) foram utilizadas na identificação dos animais (WÜRSIG; JEFFERSON, 1990). Além destas marcas, o formato da nadadeira dorsal, a presença de colorações incomuns, arranhões e outras marcas no resto do corpo dos golfinhos foram registrados, mas apenas utilizados como marcas auxiliares na identificação dos animais (OLIVEIRA; MONTEIRO-FILHO, 2008).

O método de catalogação das fotografias foi adaptado daquele utilizado por Defran *et al.* (1990). Os animais foto-identificados receberam um código de acordo com as características que os identificaram. Esse código foi iniciado com letras do A ao D, no qual: A- nadadeira dorsal com uma marca; B - nadadeira dorsal com duas marcas; C - nadadeira dorsal com três marcas; D - nadadeira dorsal com quatro ou mais marcas. Após a letra, foi inserido um número corrido de três dígitos, e o animal era inserido num catálogo de avistagens com a respectiva data de identificação. Assim, os animais que na primeira vez que foram fotografados possuíam cicatrizes consideradas permanentes na nadadeira dorsal, foram considerados novos, receberam um novo código e foram inseridos no catálogo de avistagens.

Cada nova imagem de uma nadadeira dorsal foi comparada às outras do catálogo. Quando uma semelhança visual era detectada e confirmada, a fotografia recebia o mesmo código, com a data de re-avistagem, sendo adicionada a um catálogo de re-avistagens.

Os animais foto-identificados foram classificados como residentes e não-residentes. Animais residentes foram aqueles avistados mais de uma vez e animais não-residentes foram aqueles avistados apenas uma vez (BALLANCE, 1990). Um grau de residência para cada animal foi estabelecido usando-se o Índice de Residência (IR): (número de avistagens do animal/número total de meses de amostragem) x100 (KARCZMARSKI, 1999).

Os resultados obtidos foram analisados utilizando-se testes do Qui-Quadrado (uma variável com uma amostra), Mann-Whitney (U) (uma variável com duas amostras independentes) e Kruskal-Wallis (H) (uma variável com mais de duas amostras independentes), todos com grau de significância (α) igual a 0,05.

3 RESULTADOS

De outubro de 2009 a setembro de 2010, 40 expedições embarcadas foram realizadas na enseada do Mucuripe, percorrendo toda a rota pré-definida. Em 37 destas houve esforço de foto-identificação (21 meses). Em 27 dos 40 dias (67,5%) foram registradas avistagens de botos na área de estudo. O esforço total de campo foi de 150,9 h, com 32 h de esforço efetivo (21,2%), ou seja, de observação direta dos animais. Apesar do esforço total em campo ter sido maior na estação chuvosa ($\chi^2=11,8$; gl=1; $p<0,05$), o esforço efetivo de observação dos animais foi considerado uniforme nas estações ($\chi^2=0,16$; gl=1; $p>0,05$). Foram registradas 48 avistagens de botos-cinza ao longo do período de estudo. O número de avistagens foi uniforme ao longo dos meses de estudo ($\chi^2=13$; gl=23; $p>0,05$) e nas estações do ano ($\chi^2=0,08$; gl=1; $p>0,05$).

Os botos foram observados em quatro principais áreas: Porto do Mucuripe (29%), Espigão do ideal (8%), Praia de Iracema (34%) e Marina Park (29%) (Figura 2). No primeiro ano de estudo, a área mais utilizada pelos animais foi o Porto do Mucuripe ($\chi^2=10,33$; gl=3; $p<0,05$), ao passo que no segundo ano os animais utilizaram a área de maneira mais uniforme ($\chi^2=4,33$; gl=3; $p>0,05$) (Figura 2).

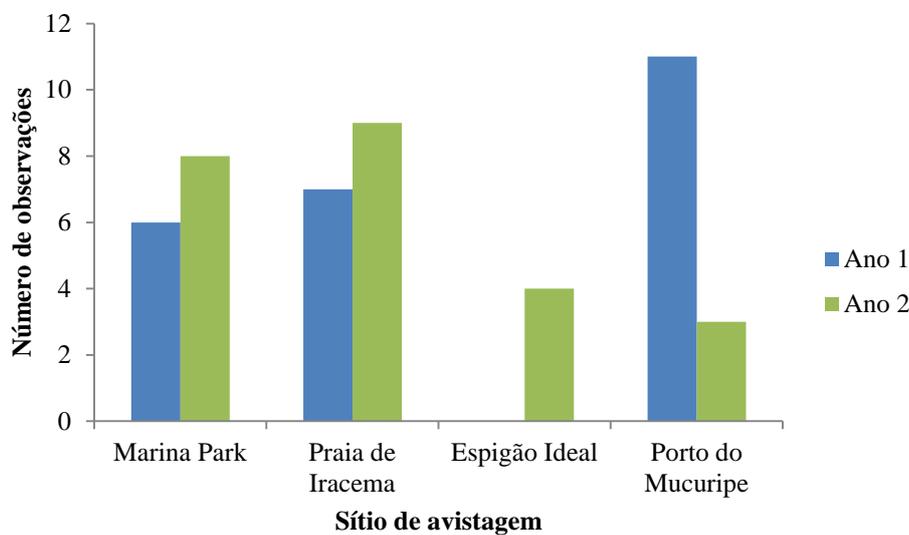


Figura 2. Número de avistagens de botos nos sítios de observação em cada ano do estudo na enseada do Mucuripe, Fortaleza, de outubro de 2009 a setembro de 2011.

Foram avistados um total de 198 botos, incluindo contagens múltiplas dos mesmos indivíduos em avistagens independentes. O número de animais avistados por hora não variou no total nas estações do ano ($\chi^2=0,18$; gl=1; $p>0,05$), nem em cada ano separadamente ($\chi^2_{\text{ano 1}}=1,315$; gl=1; $p>0,05$; $\chi^2_{\text{ano 2}}=0,12$; gl=1; $p>0,05$). Este valor não variou significativamente ao longo dos meses de estudo ($\chi^2=22,10$; gl=23; $p<0,05$), nem nos meses em cada ano

separadamente ($\chi^2_{\text{ano 1}}=5,28$; $gl=11$; $p<0,05$; e $\chi^2_{\text{ano 2}}=15,63$; $gl=11$; $p<0,05$). A presença de navios-draga no canal do Porto do Mucuripe foi observada em 10 expedições, nos meses de abril a junho e outubro a dezembro de 2010, e em janeiro e setembro de 2011 (Figura 3).

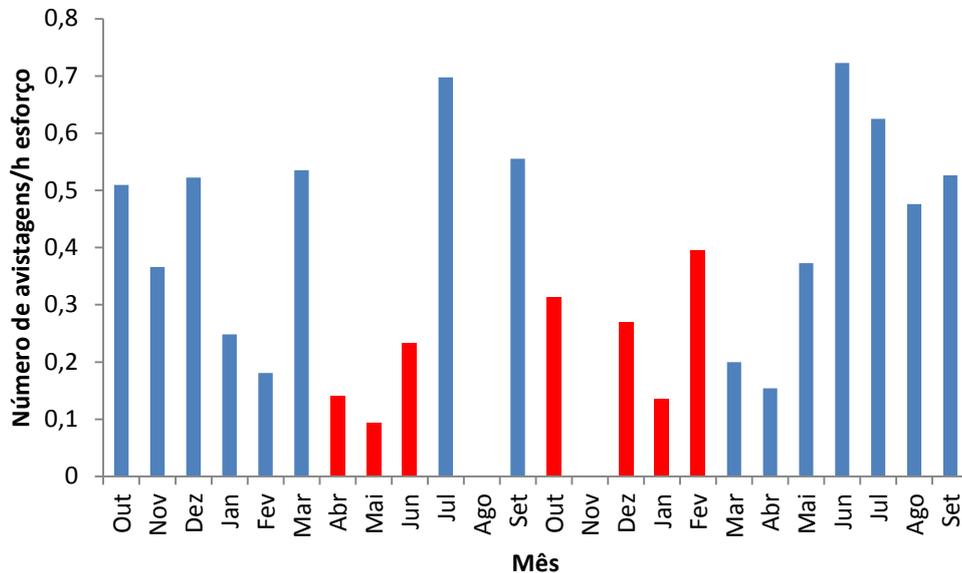


Figura 3. Número de animais avistados por hora de esforço total na enseada do Mucuripe de outubro de 2009 a setembro de 2011. As colunas vermelhas indicam os meses nos quais foram observadas atividades de dragagem na área

O número total de avistagens de botos em cada fase de maré para toda a região de estudo não foi significativamente diferente ($\chi^2=1,5$; $gl=3$; $p>0,05$). No entanto, o número total de botos avistados foi maior na maré seca ($\chi^2=8,74$; $gl=3$; $p<0,05$). O número de avistagens nos intervalos de horário do dia não variou significativamente ao longo de todo o período de estudo ($\chi^2=6,5$; $gl=5$; $p>0,05$), nem sazonalmente ($\chi^2_{\text{chuvosa}}=4,52$; $gl=5$; $p>0,05$; $\chi^2_{\text{seca}}=6,47$; $gl=5$; $p>0,05$) (Figura 4), no entanto verifica-se uma tendência de diminuição no número de avistagens ao longo do dia. O número de animais avistados ao longo do dia não foi uniforme ($\chi^2=32$; $gl=5$; $p<0,05$), seguindo a mesma tendência do número de avistagens, ou seja, com o maior número de animais avistados no começo da manhã e o menor no fim da tarde. No entanto, analisando-se cada local separadamente, observa-se que a Praia de Iracema e o espigão do ideal foram utilizados principalmente pela manhã. Já no Marina Park houve maior frequência de utilização no meio do dia. Por fim, o Porto do Mucuripe teve um uso mais uniforme, mas com um maior número de avistagens na parte da tarde (Figura 5).

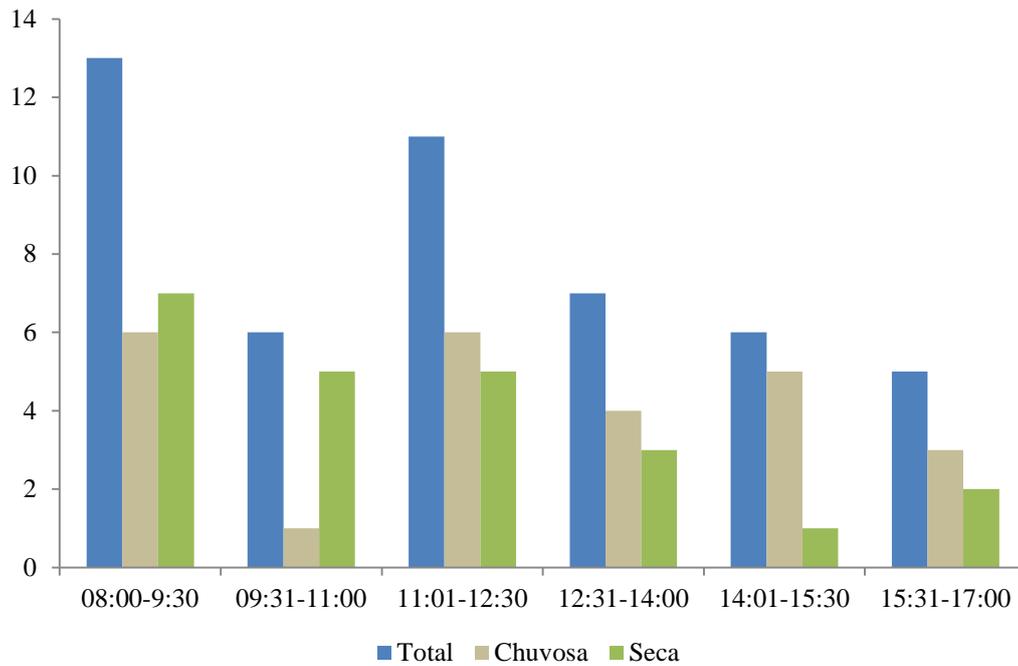


Figura 4. Número de avistagens de botos em seis intervalos de tempo ao longo do dia, na enseada do Mucuripe, de outubro de 2009 a setembro de 2011.

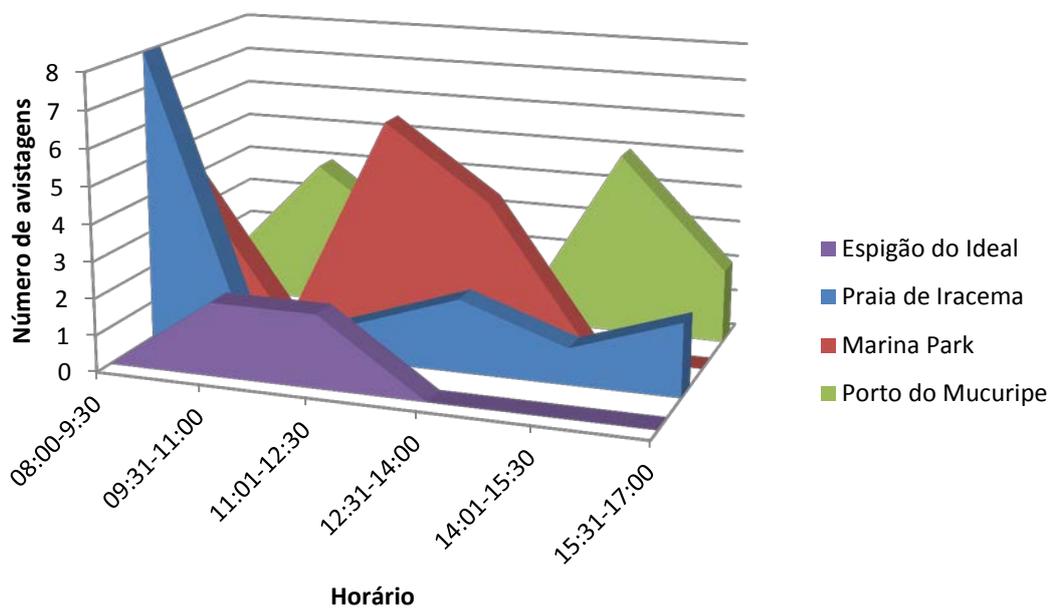


Figura 5. Frequência de observação de botos em cada local de observação durante os horários do dia, na enseada do Mucuripe de outubro de 2009 a setembro de 2011.

O comportamento predominante observado em toda a área de estudo, e em cada sítio de observação separadamente foi o forrageio (Figura 6), principalmente o forrageio cooperativo, no qual um grupo de animais encerrava um cardume de peixes contra um espigão (Marina Park

e Porto do Mucuripe), ou contra a praia, usando um espigão ou píer para evitar a fuga dos peixes (espigão do Ideal e Praia de Iracema, respectivamente; para os locais ver Figura 1). Em todos os comportamentos de forrageio nos quais foi possível identificar as presas, tratavam-se de cardumes de saúna (*Mugil curema*). O comportamento de socialização foi caracterizado principalmente pela permanência dos animais em um determinado local, sem a realização de deslocamentos, e a execução de movimentos bruscos aparentemente agressivos, como batidas de cauda e de cabeça em direção aos coespecíficos. Não foi observado comportamento de descanso.

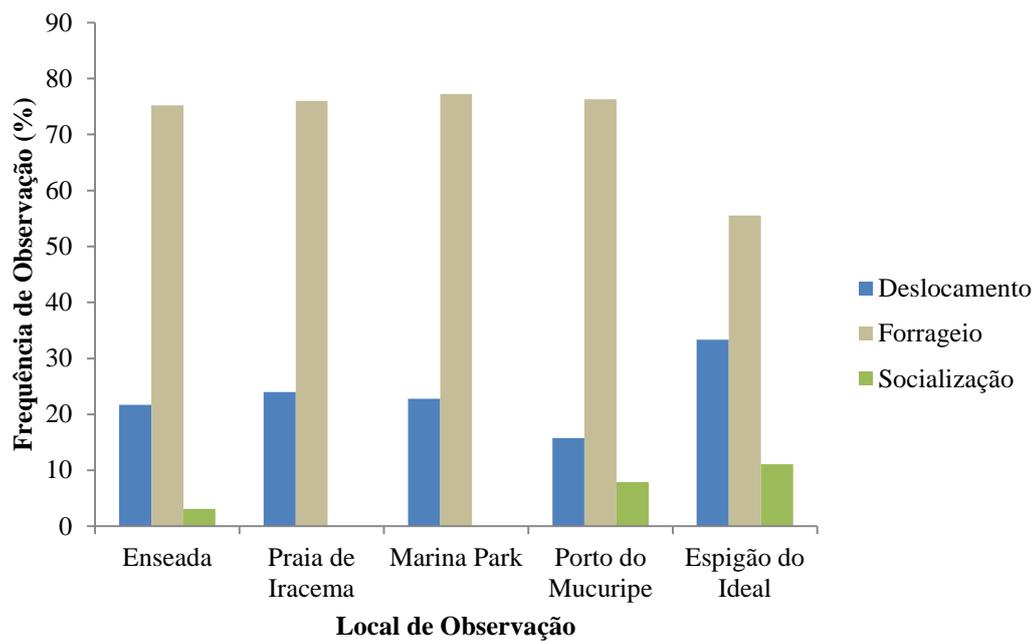


Figura 6. Frequência de observação dos comportamentos registrados na enseada do Mucuripe e em cada local de observação, de outubro de 2009 a setembro de 2011.

O tamanho dos grupos de boto-cinza observados variou de dois a oito animais (Média=4,1; DP =1,8; Moda=3), sendo os grupos de três e quatro animais os mais comumente avistados ($\chi^2=37,79$; gl= 6; $p<0,05$) (Figura 7). Apenas uma avistagem de um indivíduo solitário foi registrada. Não foi observada variação no tamanho dos grupos nas estações do ano ($U=263$; gl=1; $p>0,05$). Apesar do tamanho médio dos grupos ter sido ligeiramente diferente nas quatro áreas de observação (Figura 8), a diferença não foi significativa ($H=58,83$; gl=3; $p>0,05$). No entanto, foi observada diferença significativa no tamanho dos grupos nos diferentes comportamentos, com os maiores grupos observados em socialização ($H=70,3$; gl=2; $p<0,05$) (Figura 9). O tamanho médio dos grupos não variou significativamente nas fases de maré ($H=19,98$; gl=3; $p>0,05$) e nos horários do dia ($H=43,69$; gl=5; $p>0,05$).

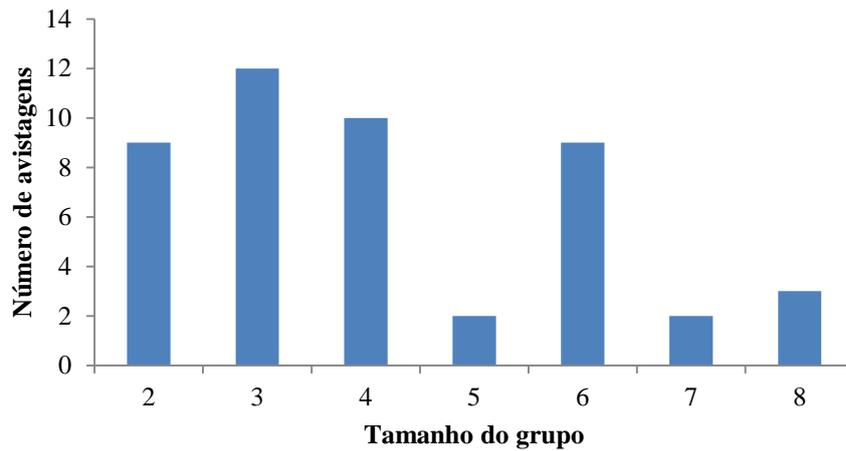


Figura 7. Frequência de observação dos diferentes tamanhos de grupo de boto-cinza na enseada do Mucuripe, de outubro de 2009 a setembro de 2011.

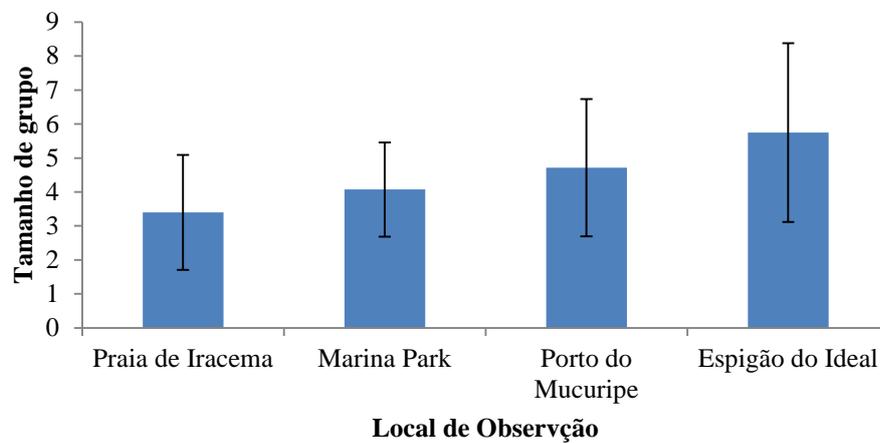


Figura 8. Tamanho médio e desvio padrão dos grupos de boto-cinza nas quatro áreas de observação na enseada do Mucuripe, Fortaleza, de outubro de 2009 a setembro de 2011.

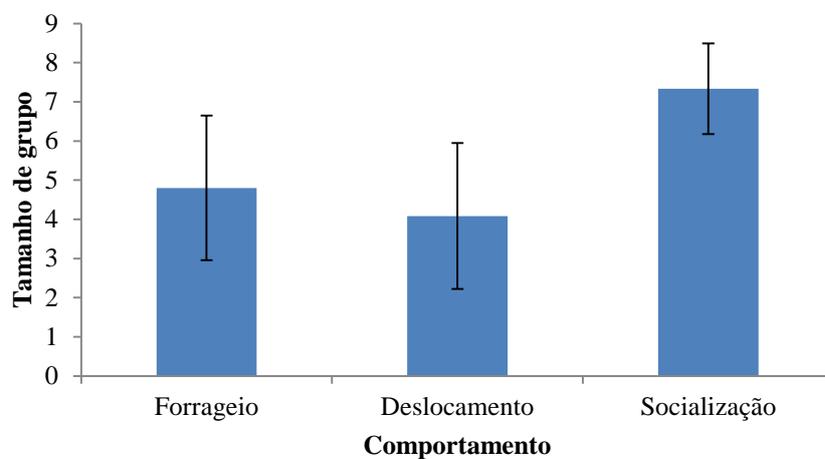


Figura 9. Tamanho médio e desvio padrão dos grupos de boto-cinza nos três estados comportamentais identificados na enseada do Mucuripe, Fortaleza, de outubro de 2009 a setembro de 2011.

A presença de filhotes foi observada em 56,3% das avistagens ($n=27$) registradas no período de estudo. Um máximo de dois filhotes foi observado em cada avistagem, mas o mais comum (92,6%) foi a observação de apenas um filhote em cada grupo. O tamanho dos grupos com filhotes foi ligeiramente maior do que dos grupos sem filhotes ($U=114,5$; $p<0,05$) (Figura 10).

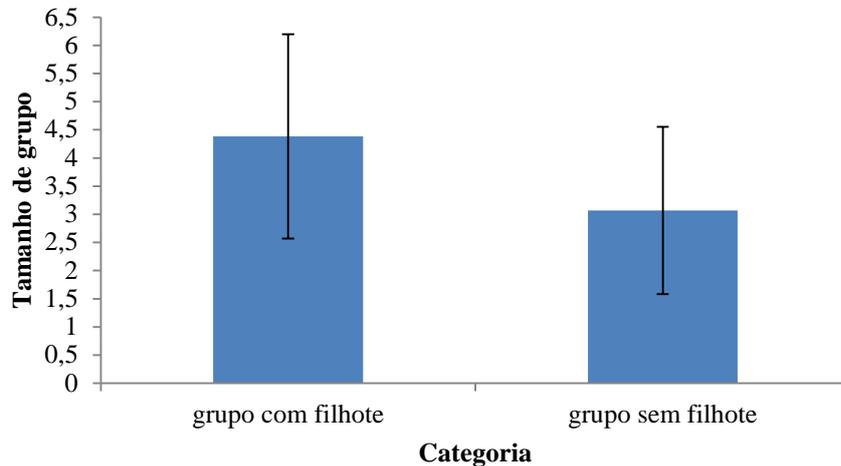


Figura 10. Tamanho médio de grupo e desvio padrão para grupos de boto-cinza com e sem filhotes na enseada do Mucuripe, Fortaleza, de outubro de 2009 a setembro de 2011.

Em alguns meses não foram avistados filhotes, no entanto não foi verificada diferença significativa no número de avistagens de filhotes ao longo dos meses ($\chi^2=4,58$; $gl=23$; $p>0,05$) ou das estações ($\chi^2=0,4$; $gl=1$; $p>0,05$). Também não foi verificado um padrão mensal, comparando-se os anos de estudo (Figura 11).

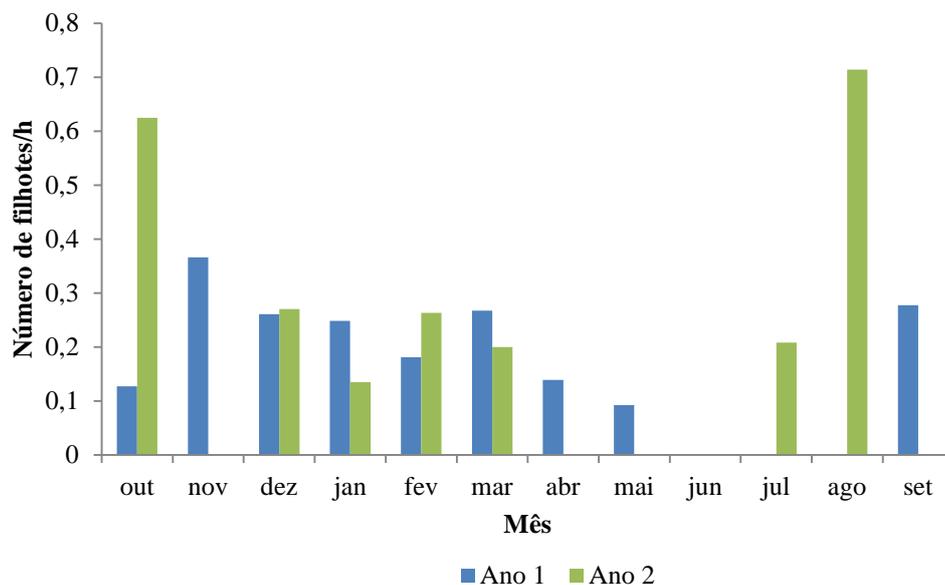


Figura 11. Número de avistagens de filhotes de boto-cinza por hora de esforço ao longo dos meses, em cada ano de estudo na enseada do Mucuripe, Fortaleza.

Um total de 25 botos foram identificados individualmente através de fotografias na enseada do Mucuripe nos 21 meses com esforço de fotoidentificação. Destes, 10 (40%) foram identificados apenas uma vez, sendo considerados não-residentes. Nos animais considerados residentes, foram observados diferentes graus, variando de 9,5 a 42,8%. A maioria dos animais (80%) teve grau de residência menor do que 20% (Figura 12). Apenas um animal com cicatriz de mordida de tubarão foi observado no período de estudo (#B007).

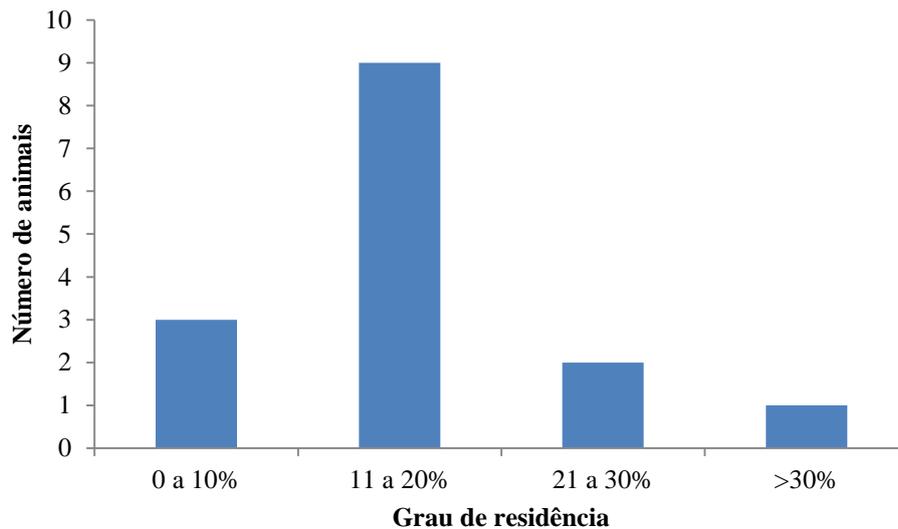


Figura 12. Grau de residência dos botos-cinza na Enseada do Mucuripe de outubro de 2009 a setembro de 2011.

4 DISCUSSÃO

A maioria das áreas de ocorrência de populações do boto-cinza ao longo de sua distribuição tem grande influência estuarina (AZEVEDO *et al.*, 2005; FLORES, 2003; GEISE *et al.*, 1999; LODI, 2003), onde altas concentrações de nutrientes, zooplâncton e peixes podem ser encontradas (MOYLE; CECH, 1982). Apesar da costa do estado do Ceará não ter grandes estuários ou baías com influências estuarinas, a espécie se concentra em algumas regiões, como a enseada do Mucuripe, onde os animais foram observados ao longo de todo o ano. Esta é uma área mais abrigada da costa, devido aos espigões construídos para o Porto do Mucuripe e para a contenção do avanço do mar. Mesmo estando sobre forte pressão antrópica, a região aparentemente fornece apoio ao ciclo de vida de espécies de peixes, crustáceos e moluscos (BRAGA *et al.*, 2001) e atrai a presença dos golfinhos. A presença da espécie em áreas portuárias e naturalmente ou artificialmente protegidas foi registrada nos portos de Recife - PE

(ARAÚJO *et al.*, 2007), de São Francisco do Sul-SC (CREMER *et al.*, 2009) e de Ilhéus – BA (IZIDORO; LE PENDU, 2012), entre outros.

A frequência de observação do boto-cinza na enseada do Mucuripe foi de 67,5%, semelhante ao registrado por Oliveira *et al.* (1995) (60%), Hayes (1999) (63%) e Meirelles (2005) (61,7%) todos na Praia de Iracema, localizada dentro da enseada. Isto indica que ao longo de quase duas décadas, a frequência com que os botos utilizam a região não se alterou. No entanto, neste estudo não foi observada uma sazonalidade marcada na ocorrência dos botos-cinza, como descrito em outros estudos com a espécie na região (OLIVEIRA *et al.*, 1995; MEIRELLES, 2005). De acordo com Meirelles (2005), o provável aumento da produtividade primária costeira na região nos meses de chuva (dezembro-março) e de ventos (julho), levaria a um aumento na abundância de presas na área, e conseqüentemente no número de botos avistados, ou seja, a disponibilidade de alimento seria uma das principais pressões ecológicas atuando na ocorrência dos animais na enseada. No entanto, pressões antrópicas também podem influenciar a forma como uma determinada espécie ocorre e se movimenta em seu habitat. As atividades humanas tem aumentado cada vez mais em áreas costeiras e mudanças na distribuição de golfinhos e baleias tem sido relatadas nessas regiões, com algumas espécies deixando de ocorrer em áreas intensamente usadas pelo homem [e.g., *Eschrichtius robustus* (BRYANT *et al.*, 1984; WITHROW, 1983); *Sousa chinensis* (JEFFERSON, 2000)].

Na enseada do Mucuripe, diversas ações antrópicas estão presentes ao longo de todo o ano, e a maioria destas ações já estavam presentes antes do início deste estudo, como as redes de pesca, os navios e barcos de pesca a motor e a vela (CAMPOS, 2007). No entanto, durante o estudo foi iniciada uma atividade de dragagem do canal do Porto do Mucuripe, que se estendeu por diversos meses, chegando a ocorrer com dois navios simultaneamente. Em alguns destes meses foi observado um baixo número de animais por hora de esforço na área de estudo (ver Figura 4). Além disso, no primeiro ano de estudo, o Porto do Mucuripe foi a área da enseada mais utilizada pelos animais, mas no segundo ano, quando houve maior atividade de dragagem no Porto, os animais reduziram a utilização da área em mais de 70%.

Os botos podem estar adaptados á presença de outras fontes de ruídos antrópicos presentes na enseada, como os navios e barcos à motor. Dentro de um limite, os golfinhos podem compensar o ruído, aumentando o nível de suas próprias emissões sonoras, produzindo sinais mais longos ou até esperando para emitir sons quando o ruído cessa (TYACK, 2008). No entanto, estas adaptações podem requerer energia extra e podem também não compensar completamente o ruído presente (TYACK, 2008). Este pode ser o caso do ruído causado pelas dragagens, ou pela soma deste ruído com os outros já existentes no Porto do Mucuripe. De acordo com o Committee on Characterizing Biologically Significant Marine Mammal Behavior

(2005), estudos tem indicado que mamíferos marinhos evitam utilizar áreas com ruídos intensos. Bryant *et al.* (1984) observaram um menor número de baleias cinzentas (*E. robustus*) em áreas de reprodução após o início de atividades de dragagem e tráfego de navios. De acordo com os autores, as baleias acabaram abandonando a área e só retornaram anos após o fim das operações que causavam ruído.

Além do ruído, dragagens causam outros tipos de impactos no ambiente. Estudando os golfinhos *Sousa chinensis* na região costeira de Hong Kong, Jefferson *et al.* (2009) indicaram que dentre os inúmeros impactos antrópicos registrados sobre a espécie, pode-se indicar a dragagem, que aumenta a concentração de sólidos suspensos na água e afugenta diversas espécies, inclusive os golfinhos e suas presas. Desta forma, é possível que as operações de dragagem do canal do Porto observadas durante este estudo tenham influenciado a presença do boto-cinza na enseada do Mucuripe, que evitaram o Porto do Mucuripe e ocorreram em menor número na enseada como um todo no período da atividade (Figura 3). Uma vez que a qualidade do habitat, ou seja, o status ecológico do ambiente, a abundância de recursos (abrigo, alimento, áreas de reprodução, etc.) e o grau de distúrbios determinam a adaptabilidade de uma espécie e a probabilidade de sua sobrevivência (GILPIN; SOULE, 1986), caso as outras áreas utilizadas pelo boto-cinza na enseada do Mucuripe não forneçam os recursos necessários para a sobrevivência desta pequena população, ou ela não procure outras áreas que forneçam os recursos necessários, ela pode desaparecer da região. O desaparecimento de espécies de cetáceos de algumas regiões já foi registrado e inferido como consequência de fatores antrópicos, como distúrbios provocados por tráfego de embarcações, dragagens, exploração sísmica, extração de óleo e gás, assim como efeitos diretos ou indiretos da pesca (CURRAN *et al.*, 1996; EVANS, 1980). Um importante exemplo ocorreu no estuário do Rio Tejo, em Portugal, onde habitava uma população de *Tursiops truncatus*. A deterioração do habitat desses animais levou ao desaparecimento da espécie da região, que há mais de 30 anos era observada todos os dias no estuário (DOS SANTOS; LACERDA, 1987; HARZEN; BRUNNICK, 1997).

Na enseada do Mucuripe, a observação dos botos ocorreu em apenas quatro áreas, onde o comportamento predominante foi o forrageio. Alguns estudos com cetáceos tem indicado que seus habitats mais utilizados tem características que favorecem a alta concentração de potenciais presas e/ou que aumentam as oportunidades de forrageio para os animais (BALLANCE, 1992; HASTIE *et al.*, 2004; WILSON *et al.*, 1997), como a topografia do fundo, que aumenta a habilidade dos animais de capturar suas presas (DOMIT, 2006; HEIMLICH-BORAM, 1998; MONTEIRO-FILHO, 1991; WANG *et al.*, 1994;). Em todos quatro locais de observação na enseada há espigões e na praia de Iracema, além de um espigão há também um píer. De acordo com Svane e Petersen (2001), estas estruturas produzem um ambiente abrigado e

atrai organismos marinhos, atuando como recifes artificiais, e atraindo golfinhos, como relatado por Maze e Würsig (1999) no Texas, estudando *T. truncatus*. Além disso, na praia de Iracema e no espigão do Ideal, os animais usaram a topografia do fundo, levando cooperativamente os cardumes para águas mais rasas, mas também usaram um píer e um espigão, respectivamente, para encurralar os animais e aumentar as chances de captura. Já no Porto e no Marina Park, os botos apenas encurralaram os peixes contra os espigões. Em todos os locais, os botos utilizaram estruturas feitas pelo homem para aumentar suas chances de captura. Relatos de *T. truncatus* arrebanhando cardumes de peixes em direção à praia ou bancos de areia já foram registrados (LEATHERWOOD, 1975). Registros semelhantes foram publicados para o boto-cinza no estuário de Cananéia, no estado de São Paulo (MONTEIRO-FILHO, 1995) e na Praia da Pipa, no estado do Rio Grande do Norte (ARAÚJO *et al.*, 2003). Em Cananéia, os animais foram observados arrebanhando cardumes em direção à praia ou contra estruturas de pesca chamadas de cercos-fixos (MONTEIRO-FILHO, 1995). Na baía de Babitonga, estado de Santa Catarina, Cremer *et al.* (2009) reportaram grupos de *S. guianensis* encurralando peixes contra os navios do porto de São Francisco do Sul. A presença de golfinhos próximo a habitats modificados pelo homem, como canais dragados e espigões, foi relatado por Parra (2006), estudando duas espécies de golfinho, *Orcaella heinsohni* e *Sousa chinensis*, na baía de Queensland, Austrália, e por Mattos *et al.* (2007) estudando *T. truncatus* na Lagoa dos Patos, sul do Brasil. No entanto, os autores não indicam o uso do espigão para captura dos peixes, mas apenas como um local de concentração de presas. Estudos com *S. guianensis* também indicaram a presença da espécie próxima a espigões, como no Porto de Ilhéus (IZIDORO; LE PENDU, 2012), mas sem registros de forrageio diretamente usando a estrutura. Assim, para maximizar a obtenção de energia, parece que os botos-cinza que habitam a enseada do Mucuri se adaptaram a presença destas estruturas, desenvolvendo um comportamento específico de forrageio que tem sido transmitido socialmente entre as gerações. Variações intra-específicas em mecanismos de forrageio entre populações de mamíferos marinhos tem sido registradas para várias espécies [e.g., *Tursiops truncatus* (LEWIS; SCHROEDER, 2003; GAZDA *et al.*, 2005), *Orcinus orca* (BAIRD *et al.*, 1992)], e tem sido atribuídas a variações ecológicas locais e aprendizado social.

A construção de estruturas dentro do mar pode causar diversos impactos aos cetáceos, tanto pelo ruído gerado, que pode desde afastar os animais de importantes habitats até causar danos auditivos; quanto pelo risco de injúrias físicas causadas por explosões ou despejo de pedras. Mas a presença das estruturas pode resultar em perda de habitat para os animais, ou pode criar um novo micro-habitat, do qual os animais podem se beneficiar (WILHELMSSON *et al.*, 2006). Para entender como a presença dos espigões e píer influenciaram a população de botos-cinza na enseada do Mucuri, seria necessário ter dados sobre a presença desses animais

na área num período anterior a sua construção (e.g., frequência de ocorrência, abundância), mas estes dados não existem. Assim, pode-se afirmar que, na enseada do Mucuripe os animais utilizam estruturas construídas pelo homem em seu benefício, mas nada se pode afirmar sobre como a construção delas impactou os animais na área.

Os padrões de atividades de golfinhos podem ser influenciados por diversas características ecológicas, como marés, estações do ano, horário do dia e atividades humanas. Já as respostas dos animais a estas variáveis podem variar de acordo com as características do habitat que eles ocupam (SHANE, 1990). Na enseada do Mucuripe, o número de animais avistados e o número de avistagens foram maiores no início da manhã e menores no fim da tarde. Alguns padrões de horários tem sido descritos para a presença do boto-cinza, geralmente com um maior número de avistagens no início da manhã e no fim do dia (GARCIA: TRUJILLO, 2004; GEISE, 1991; IZIDORO; LE PENDU, 2012; SANTOS *et al.*, 2010a). Em outros estudos, padrões como o descrito aqui também tem sido registrados (ARAÚJO *et al.*, 2003), inclusive na região de estudo (HAYES, 1999; OLIVEIRA *et al.*, 1995). No entanto, quando os locais de observação na enseada do Mucuripe são analisados separadamente, há diferenças nos horários de maior utilização. A Praia de Iracema tem um pico de utilização no início da manhã e o Porto do Mucuripe no fim da tarde, como descrito por Oliveira *et al.* (1995), mas estes autores indicaram que o primeiro seria uma área de alimentação e o segundo uma área de descanso. Entretanto, o comportamento predominante dos botos em ambas as áreas observado nesse estudo foi o de forrageio. O resultado observado neste estudo indica uma tendência dos animais em usarem as águas da enseada do Mucuripe durante o dia e moverem-se para outra área no fim da tarde, o que pode sugerir um padrão contínuo de uso deste habitat no período diurno. Como não foram observados comportamentos de descanso na enseada, é possível que os animais utilizem outro local para isso, com menos impactos antrópicos. No entanto, não há esforços de campo para verificar a presença dos botos na enseada no período noturno.

O número de botos observados na área de estudo foi maior nas marés seca e vazante, ou seja, contra a maré. Alguns estudos com a espécie tem identificado a influência da maré na presença dos animais em um determinada região. Aparentemente, em áreas mais abertas ou com grande volume de água, os animais tendem a ocorrer mais na maré seca ou vazante, como na Baía da Babitonga (CREMER *et al.*, 2009) e na Praia da Pipa (ARAÚJO *et al.*, 2003). Já em áreas mais fechadas, onde os botos entram em rios, há uma maior frequência de ocorrência na maré cheia, quando os animais entram nos rios junto com a maré, como na Baía do Pontal, em Ilhéus (SANTOS *et al.*, 2010a), e no estuário do rio Caravelas, no sul do estado da Bahia (ROSSI-SANTOS *et al.*, 2010). De acordo com Karczmarski *et al.* (2000), em áreas abertas a variação da maré teria pouca influencia na ocorrência de golfinhos costeiros. No entanto, dados

obtidos em áreas abertas onde o boto-cinza ocorre, incluindo neste estudo, indicam que a amplitude da maré tem maior influência no movimento dos animais, do que o tipo de habitat (aberto ou protegido). Na enseada do Mucuripe e na praia da Pipa, a amplitude de maré é grande, sendo de 3,1 e 2,8 m, respectivamente, enquanto que na baía da Guanabara, onde Azevedo *et al.* (2007) não observou influência da maré na atividades dos botos-cinza, a amplitude é de apenas 1 m. O uso das áreas abertas nas marés mais baixas, associado à topografia de fundo, como observado aqui, pode estar relacionado à otimização do forrageio, uma vez que com um menor volume de água a captura de presas ficaria mais fácil, como observado por Oliveira *et al.* (1995) na Praia de Iracema e por Araújo *et al.* (2003) na praia da Pipa, no estado do Rio Grande do Norte.

O tamanho médio dos grupos de boto-cinza na enseada do Mucuripe foi pequeno, como descrito para a espécie em outras áreas do Nordeste do Brasil [e.g., estado da Bahia (IZIDORO; LE PENDU, 2012; SANTOS *et al.*, 2010a), estado do Rio Grande do Norte (ARAÚJO *et al.*, 2003) e estado de Pernambuco (ARAÚJO *et al.*, 2007)]. Em outras regiões, no sul e sudeste do país, o tamanho médio dos grupos de boto-cinza é geralmente maior, assim como o tamanho máximo dos grupos. No Nordeste, na maioria das áreas estudadas, os maiores grupos tinham cerca de 10 animais, enquanto que no Sul e Sudeste, grupos de até 40 animais são regularmente avistados.

As variações no tamanho dos grupos de animais sociais têm sido estudadas para muitos táxons desde a década de 1970, entre eles os macropódios (cangurus) (KAUFMANN, 1974), ungulados (JARMAN, 1974; OWEN-SMITH, 1977), e primatas (EISENBERG *et al.* 1972). Nestes estudos, há indicações de que a disponibilidade de alimento, o grau e o tipo de pressão de predação, além das características físicas do habitat são fontes especialmente importantes de pressão ecológica, atuando na sociabilidade, inclusive no tamanho dos grupos, de forma atrativa ou dispersiva (LIMA; DILL, 1990; WELLS *et al.*, 1980). De acordo com Shane *et al.* (1986), para entender variações intra-específicas em alguns aspectos comportamentais que refletem adaptações às características ecológicas encontradas (e.g., tamanho de grupo, padrões de forrageio e fidelidade a uma área), são necessários estudos detalhados da espécie em foco em habitats similares e distintos.

De acordo com Gygax (2002a), há uma grande plasticidade no tamanho dos grupos observados na superfamília Delphinoidea. O autor verificou indícios de que a exposição do habitat leva a formação de grupos maiores, o que daria suporte a hipótese da formação de grupos como uma estratégia anti-predação. No entanto, o autor concluiu que o maior risco de predação em ambientes abertos não foi crucial na evolução e manutenção do tamanho de grupo das espécies estudadas. Ao contrário disso, foi verificado que diferentes espécies tem distintas

estratégias de defesa contra predadores e, desta forma, o tamanho de grupo ou a exposição do habitat na superfamília não retrata bem o risco de predação no local. Também foram verificados maiores tamanhos de grupo em latitudes elevadas e baixas, o que pode estar relacionada a maior disponibilidade de alimento nessas regiões, uma vez que grupos maiores poderiam se alimentar em área onde as presas são abundantes.

A pressão de predação sobre o boto-cinza existe na enseada do Mucuripe, uma vez que dois animais foto-identificados na área apresentavam cicatrizes de mordidas de tubarão, um durante este estudo (#B007) e outro em estudo realizado por Meirelles (2005) na Praia de Iracema (#D001). Mas o pequeno tamanho dos grupos registrados na enseada leva a crer que ou esta pressão é pequena, ou que os botos tem outra estratégia anti-predação. O levantamento realizado por Gadig *et al.* (2000) no estado do Ceará, indicou a presença de 30 espécies de tubarões em águas costeiras e oceânicas, inclusive de espécies predadoras de mamíferos marinhos (ver HEITHAUS, 2001), como o tubarão-tigre (*Galeocerdo cuvier*) e o tubarão-cabeça-chata (*Carcharhinus leucas*), considerados frequentes e abundantes no estado; e o tubarão-branco (*Carcharodon carcharias*), raramente registrado na região. Entretanto, a pesca de elasmobrânquios vem crescendo no estado do Ceará, principalmente devido ao valor elevado das barbatanas no mercado internacional (FURTADO-NETO; BARROS-JÚNIOR, 2006), e algumas populações estão provavelmente em declínio, diminuindo a pressão de predação sobre os golfinhos.

A região de estudo está localizada na costa semi-árida do Nordeste, onde há pequenos rios intermitentes e ausência de baías costeiras (LACERDA *et al.* 2006), e onde apesar de haver uma grande quantidade de espécies marinhas, estas são encontradas em pequena abundância, devido às características oligotróficas das águas costeiras (CAMPOS *et al.*, 2003). Essa pequena abundância de presas agiria como uma pressão dispersiva para a espécie, de forma que em pequenos grupos os botos conseguem obter alimento suficiente e evitar gastos maiores de energia em deslocamentos.

Para o boto-cinza, observa-se uma tendência a formação da relação em U do tamanho dos grupos com a temperatura, como pode ser observado na Tabela 1, como descrito por Gygax (2002a) para espécies da mesma superfamília (GYGAX, 2002a). Analisando os dados publicados para a espécie ao longo da costa brasileira, e como citado aqui anteriormente, o tamanho dos grupos registrados varia muito (Tabela 1). Isto provavelmente está relacionado às características observados na zona costeira do Atlântico sul ocidental, onde a produtividade primária tem influência de correntes marinhas ricas, ressurgências e a contribuição continental através de rios de variados portes. No sul e parte do sudeste do Brasil, encontra-se uma grande abundância de presas devido ao grande aporte de nutrientes do continente para o mar e da

influência da corrente Malvinas/Falklands e da ressurgência que origina a Água Central do Atlântico Sul (ACAS) (MARANÓN *et al.*, 2000; SILVA-JÚNIOR *et al.*, 1996). Na região do estuário do rio Amazonas, na latitude 0°, é observada uma área de alta produtividade, e grupos maiores do que no nordeste do Brasil são encontrados. Já no nordeste, onde a contribuição de nutrientes do continente é menor, assim como a influência de correntes e ressurgências, grupos menores são observados, como registrado neste estudo.

Tabela 1. Tamanho médio e máximo dos grupos de boto-cinza ao longo de sua distribuição no Brasil.

Lat ° S	Tamanho médio	Tamanho máximo	Fonte
27	29	59	Daura-Jorge et al, 2005
26	4	18	Cremer et al., 2009
25	11,5	90	Santos et al., 2010
25	2,9	37	Filla e Monteiro-Filho, 2009
23	32,5	100	Lodi, 2003
22	16	50	Nery et al., 2010
22	13	40	Azevedo et al., 2005
19	2,3	10	Frizzera et al., 2007
17	4	>18	Rossi-Santos et al., 2006
14	3,75	7	Santos et al., 2010
14	3,08	18	Izidoro e Le Pendu, 2012
10	4,15	12	Lima, 2010
6	2,75	8	Araújo et al, 2003
3	3	10	Oliveira et al., 1995
3	4,1	8	Este estudo

A presença de filhotes nos grupos de boto-cinza observados na enseada do Mucuripe foi registrada ao longo de todo o ano durante o período de estudo, assim como em outros locais onde a espécie ocorre (e.g., ARAÚJO *et al.*, 2004; SANTOS *et al.*, 2011), no entanto não foi registrada sazonalidade e identificada uma provável época de concentração de nascimentos, como na Baía Norte, no estado de Santa Catarina (DAURA-JORGE *et al.*, 2005), estuário de Cananéia, no estado de São Paulo (GEISE *et al.*, 1999) e na Baía de Paraty, no estado do Rio de Janeiro (LODI, 2003). Uma vez que no estado do Ceará o regime de chuvas é o principal fator que influencia a climatologia da região, esperava-se que um pico na avistagem de filhotes ocorresse na época de chuva na enseada do Mucuripe, quando há um incremento da quantidade de nutrientes na zona costeira vindo do continente, e as fêmeas estariam dando a luz neste período, quando haveria uma maior abundância de peixes (CEPENE, 2007; COSTA *et al.*, 1995) para suprir a maior necessidade energética das fêmeas lactantes. Talvez o período de apenas dois anos de esforço seja curto para detectar esta sazonalidade, uma vez que há outros fatores que

podem influenciar negativamente a presença de fêmeas com filhotes na enseada, como o tráfego de embarcações e o excesso de ruídos, como discutido anteriormente.

Os grupos de boto-cinza observados com filhotes foram ligeiramente maiores do que aqueles sem filhotes. Esta característica também foi registrada para a espécie na Baía de Guanabara (AZEVEDO *et al.*, 2005) e Baía de Paraty (LODI, 2003), no estado do Rio de Janeiro, bem como para outras espécies de golfinhos, como *Souza chinensis* (KARCZMARSKI, 1999) e *T. truncatus* (CAMPBELL *et al.*, 2002; KERR *et al.*, 2005; ROGERS *et al.*, 2004). Grupos maiores podem oferecer maior proteção aos filhotes contra predadores, além de facilitar a captura de presas através de forrageio cooperativo, que é transmitido aos filhotes (WELLS; IRVINE; SCOTT, 1980). Além disso, em grupos maiores, as fêmeas lactantes podem se beneficiar do comportamento aloparental, no qual outras fêmeas, aparentadas ou não, podem ajudá-la no cuidado da cria (KARCZMARSKI, 1999; WHITEHEAD; MANN, 2000).

Grupos maiores foram observados na enseada do Mucuripe durante o comportamento de socialização. O mesmo foi observado na Baía de Sepetiba (FLACH *et al.*, 2008) e na Baía de Guanabara (AZEVEDO *et al.*, 2005), no estado do Rio de Janeiro. Nenhum desses autores discutiu a provável causa desta relação, no entanto este padrão também foi descrito para outras espécies de delfínídeos, como *Globicephala melas* (CAÑADAS; SAGARMINAGA, 2000) e *Grampus griseus* (PEREIRA, 2008), e tem sido associado à formação de grupos de acasalamento. Apesar de comportamento sexuais não terem sido observados na enseada do Mucuripe devido a turbidez da água, a descrição comportamental observada para o boto-cinza na enseada do Mucuripe, onde os grupos em socialização não deslocavam-se e realizavam comportamento aparentemente agressivo, com mordidas, perseguições e batidas de cabeça e de cauda em direção aos coespecíficos, se assemelha ao descrito para outras espécies de golfinho (CAÑADAS; SAGARMINAGA, 2000).

A maior parte dos botos-cinza foto-identificados na enseada do Mucuripe (60%) foi considerada residente. Dados similares foram obtidos na Baía de Ilha Grande, no estado do Rio de Janeiro (ESPÉCIE *et al.*, 2010). Mas proporções maiores (AZEVEDO *et al.*, 2004; FLORES, 1999) e menores (NERY *et al.*, 2008) também já foram registradas. Estudos com o golfinho *T. truncatus* tem indicado que diferenças no grau de residência dos animais provavelmente estão relacionados às características do habitat (BALLANCE, 1992). Em áreas mais abrigadas onde há a influência de estuários e grande abundância de presas observam-se animais residentes [e.g., Sarasota, Florida (NOVACEK *et al.*, 2001)]. Já em áreas mais abertas onde há pouca influência estuarina e uma pequena disponibilidade de presas, os animais teriam que se deslocar mais em busca de alimento, apresentando uma área de vida maior e conseqüentemente estariam menos disponível para avistagem durante o estudo, sendo considerados não-residentes. De acordo com

esta observação, esperava-se que a população estudada na enseada do Mucuripe, área aberta com pouca influencia estuarina, tivesse muito indivíduos considerados não-residentes, no entanto a maior proporção foi de animais residentes (60%). Talvez o fato da população ser muito pequena (41 indivíduos, Capítulo 1) permita que os indivíduos obtenham o alimento necessário numa área pequena, por isso a alta proporção observada.

Além disso, a probabilidade da área estudada coincidir com a área de vida de todos os indivíduos da população é muito pequena (DAVIS, 1953; ZOLMAN *et al.*, 2002), assim as variações individuais observadas estão relacionadas ao tempo que cada indivíduo passa dentro da área de estudo escolhida. Na enseada do Mucuripe, observações oportunísticas (Informação Verbal) e informações de moradores locais confirmam a presença de botos na região do Titanzinho e da Barra do Ceará, à leste e oeste da região de estudo, respectivamente. Estas áreas não foram amostradas devido às condições inadequadas do mar para navegação e avistagem de golfinhos. Assim, acredita-se que a área estudada é parte da área de vida dos indivíduos da população e as diferenças no número de avistagens individuais observadas no estudo está relacionada à diferenças tanto no tamanho da área de vida dos animais, quanto no tempo de permanência da área de estudo.

Foi possível observar neste estudo que a ecologia comportamental do boto-cinza é influenciada por diversas variáveis e que somente a exposição do habitat não influencia as características observadas, sendo necessário avaliar o seu conjunto para entender como a espécie se comporta em um determinado local, seja ele aberto ou abrigado.

O grau moderado de residência observado para o boto-cinza na região de estudo pode ter implicações para a conservação da população, uma vez que indica que os animais passam um tempo considerável na área, estando mais vulneráveis às perturbações antrópicas. Como esta é uma população muito pequena e as perturbações antrópicas são diversas, ações urgentes de conservação devem ser tomadas, como a criação de áreas ou períodos de exclusão de atividades humanas em áreas importantes para a espécie, como é feito em Hong Kong para diminuir os impactos sobre as populações dos golfinhos *Neophocaena phocaenoides* e *Sousa chinensis* (JEFFERSON *et al.*, 2009). O monitoramento da população durante e após a execução de atividades impactantes no mar, como dragagens; ou em áreas costeiras da enseada, como construção de molhes, píers e aterros, são essenciais para mensurar os impactos e identificar se eles são pontuais ou permanentes.

REFERÊNCIAS

- ALTMANN, J. Observational study of behavior: sampling methods. **Behaviour**, v. 49, p. 227–265, 1974.
- ARAÚJO, J. P. Behavior of the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis*, at Dolphin bay – Pipa - Rio Grande do Norte – Brazil. **Tropical Oceanography**, v. 31, n. 2, p. 101-112, 2003.
- ARAÚJO, J. P.; ARAÚJO, M. E.; SOUTO, A.; PARENTE, C. L.; GEISE, L. The influence of seasonality, tide and time of activities on the behavior of *Sotalia guianensis* (Van Bénédén) (Cetacea, Delphinidae) in Pernambuco, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 4, p. 1122-1130, 2007.
- AZEVEDO, A.F.; LAILSON-BRITO, J.Jr.; CUNHA, H.A.; VAN SLUYS, M. A note on site fidelity of marine tucuxis (*Sotalia fluviatilis*) in Guanabara Bay, southeastern Brazil. **Journal of Cetacean Research and Management**, v. 6, p. 265–268, 2004.
- AZEVEDO, A.F.; VIANA, S.C.; OLIVEIRA, A.M.; SLUYS, M.V. Group characteristics of marine tucuxis (*Sotalia fluviatilis*) (Cetacea: Delphinidae) in Guanabara Bay, south-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 85, p. 209-212, 2005.
- BAIRD, R.W.; ABRAMS, P.A.; DILL, L.M. 1992. Possible indirect interactions between transient and resident killer whales: implications for the evolution of foraging specializations in the genus *Orcinus*. **Oecologia**, v. 89, p. 125- 132, 1992.
- BALLANCE, L. T. Residence patterns, group organization, and surfacing associations of bottlenose dolphins in Kino Bay, Gulf of California, Mexico. *In*: LEATHERWOOD, S.; Reeves, R. R. (Eds.). **The bottlenose dolphin**. San Diego: Academic Press, 1990, p. 267- 283.
- BALLANCE, L.T. Habitat use patterns and ranges of the bottlenose dolphin in the Gulf of California, Mexico. **Marine Mammal Science**, v. 8, p. 262-274, 1992.
- BERGER-TAL, O.; POLAK, T.; ORON, A. *et al.* Integrating animal behavior and conservation biology: a conceptual framework. **Behavioral Ecology**, v. 22, n. 2, p. 236-239, 8 fev 2011.
- BRAGA, M.S.C.; SALLES, R.; FONTENELES-FILHO, A.A. Ictiofauna acompanhante da pesca de camarão com rede-de-arrasto na zona costeira do Município de Fortaleza, estado do Ceará, Brasil. **Arquivo de Ciências do Mar**, v. 34, p. 49-60, 2001.
- BRYANT, P.J.; LAFFERTY, C.M.; LAFFERTY, S.K. Reoccupation of Laguna Guerrero Negro, Baja California, Mexico, by gray whales. *In*: Jones, ML; Swartz, S.L.; Leatherwood, S. (eds.) **The gray whale *Eschrichtius robustus***. Academic Press, New York, 1984, p. 375–387.
- CAMPBELL, G. S.; BILGRE, B. A.; DEFRAN, R. H. Bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Turneffe Atoll, Belize: occurrence, site fidelity, group size and abundance. **Aquatic Mammals**, v. 28, n. 2, p. 170-180, 2002.
- CAMPOS, A.A.; MONTEIRO, A.Q.; MONTEIRO-NETO, C. **A Zona Costeira do Ceará: Diagnóstico para a Gestão Integrada**. Fortaleza : AQUASIS, 2003, 248p.

CAÑADAS, A. M.; SAGARMINAGA, R. Preliminary results on the photo-identification work on *Grampus griseus* of the survey on distribution and dynamics of cetaceans along the south-eastern coast of Spain: 1992-1995. *In: Annual Conference of the European Cetacean Society*, 10, **Anais...**Lisboa, Portugal, 1996.

CANTOR, M.; WEDEKIN, L. L.; DAURA-JORGE, F. G.; ROSSI-SANTOS, M. R.; SIMÕES-LOPES, P. C. Assessing population parameters and trends of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*): An eight-year mark-recapture study. **Marine Mammal Science**, v. 28, n. 1, p. 63-83, 2012.

CASTRO, I.B.; MATTHEWS-CASCON, H; FERNANDEZ, M.A. Imposex em *Thais haemastoma* (Mollusca: Gastropoda), uma indicação da contaminação por organoestânico na costa do município de Fortaleza – Ceará – Brasil. **Arquivo de Ciências do Mar**, v. 33, p. 51-56, 2000.

CENTRO DE PESQUISA E GESTÃO DE RECURSOS PESQUEIROS DO LITORAL NORDESTE – CEPENE. **Boletim estatístico da pesca marítima e estuarina do Nordeste do Brasil 2005**. Tamandaré, CEPENE. 2007.

COMMITTEE ON CHARACTERIZING BIOLOGICALLY SIGNIFICANT MARINE MAMMAL BEHAVIOR. **Marine Mammal Populations and Ocean Noise:Determining When Noise Causes Biologically Significant Effects**. 2005. Disponível em: <http://www.nap.edu/catalog/11147.html> 2005.

COMPANHIA DOCAS DO CEARÁ. **Dragagem atinge 95% de conclusão**. 31/05/2011. Disponível em: <http://www.docasdoceara.com.br/noticias/dragagem-atinge-95-de-conclusao>.

COSTA, P.S.R.; SANTOS, M.A.M.; ESPÍNOLA, M.F.A.; MONTEIRO-NETO, C. Biologia e biometria do coró, *Pomadasys corvinaeformis* (Steindachner) (Teleostei: Pomadasidae) em Fortaleza, Ceará, Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 29, n. 1-2, p. 20-27, 1995.

CREMER, M. J.; SIMÕES-LOPES, P. C.; SALATIEL, J.; PIRES, R. Occupation Pattern of a Harbor Inlet by the Estuarine Dolphin, *Sotalia guianensis* (P. J. Van Bénédén, 1864). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 52, p. 765-774, 2009.

CRESPO, E.A.; ALARCON, D.; ALONSO, M.; BAZZALO, M.; BOROBIA, M.; CREMER, M.; FILLA, G.; MAGALHÃES, F.A.; MARIGO, J.; QUERIOZ, H.L.; REYNOLDS III, J.E.; SCHAEFFER, Y.; DORNELES, P.R. REPORT OF THE WORKING GROUP ON MAJOR THREATS AND CONSERVATION. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 8, n. 1-2, p. 47-56, 2010.

CUNHA, H.A.; DA SILVA, V.M.F.; SOLÉ-CAVA, A. M. MOLECULAR ECOLOGY AND SYSTEMATICS OF *Sotalia* Dolphins. *In: RUIZ-GARCIA, M.; SHOSTELL, J.M.(eds.) Biology, Evolution and Conservation of River Dolphins within South America and Asia. Wildlife Protection, Destruction and Extinction*, Nova Science Pub. Inc, 2010.

CURRAN, S.; WILSON, B.; THOMPSON, P.M. Recommendations for the sustainable management of the bottlenose dolphin population in the Moray Firth. **Scottish Natural Heritage Review**, v. 56., 1996.

DA SILVA, V.M.F.; FETTUCCIA, D.; RODRIGUES, E.S.; EDWARDS, H.; MORENO, I.G.; MOURA, J.F.; WEDEKIN, L.L.; BAZZALO, M.; EMIN-LIMA, N.R.; CARMO, N.A.S.;

SICILIANO, S.; UTRERAS, V. Report of the working group on distribution, habitat characteristics and preferences, and group size. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 8, n. 1-2, p. 31-38, 2010.

DAMASCENO, M.A. **Monitoramento do boto cinza, *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853), na Praia de Iracema, Fortaleza (CE), entre os anos de 1992 e 2000**. Monografia (Bacharelado em Engenharia de Pesca) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2004.

DAURA-JORGE, F. G.; WEDEKIN, L. L.; PIACENTINI, V. D. Q.; SIMÕES-LOPES, P. C. Seasonal and daily patterns of group size, cohesion and activity of the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis* (P.J. van Bénédén) (Cetacea, Delphinidae), in southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n. 4, p. 1014-1021, 2005.

DAVIS, D.E. Analysis of home range from recapture data. **Journal of Mammalogy**, v. 34, p. 352-358, 1953.

DEFRAN, R.H.; SCHULTZ, G.M.; WELLER, D.W. A technique for the photographic identification and cataloging of dorsal fins of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*). In: HAMMOND, P.S. et al. (Org.). **Individual recognition of cetaceans: use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters**. Cambridge, UK. [International Whaling Commission, Special issue 12], 1990.

DOMIT, C. **Comportamento de pesca do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864)**. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2006.

DORNELES, P. R.; LAILSON-BRITO, J.; AZEVEDO, A. F. *et al.* High accumulation of Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) in marine tucuxi dolphins (*Sotalia guianensis*) from the brazilian coast. **Environmental Science & Technology**, v. 42, n. 14, p. 5368-5373, 2008.

DOS SANTOS, M.E.; LACERDA, M. Preliminary observations of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Sado estuary (Portugal). **Aquatic Mammals**, v.13, n. 2, p. 65–80, 1987.

EDWARDS, H.; SCHNELL, G. D. Status and ecology of *Sotalia fluviatilis* in the Cayos Miskito Reserve , Nicaragua. **Marine Mammal Science**, v. 17, n. 3, p. 445-472, 2001.

EISENBERG, J.F.; MUCKENHIRN, N.A.; RUDRAN, R. The relation between ecology and social structures in primates. **Science**, v. 176, n. 4037, p. 863-874, 1972.

ESPÉCIE, M. D. A.; TARDIN, R. H. O.; SIMÃO, S. M. Degrees of residence of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) in Ilha Grande Bay, south-eastern Brazil: a preliminary assessment. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 90, n. 08, p. 1633-1639, 2010.

EVANS, P.G.H. Cetaceans in British waters. **Mammal Review**, v. 10, p. 1-52, 1980.

FLACH L.; FLACH, P.A.; CHIARELLO, A.G. Aspects of behavioral ecology of *Sotalia guianensis* in Sepetiba Bay, southeast Brazil. **Marine Mammal Science**, v. 24, 503–515, 2008.

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

FLORES, P.A.C. Preliminary results of a photoidentification study of the marine tucuxi *Sotalia fluviatilis* in southern Brazil. **Marine Mammal Science**, vol. 15, no. 3, p. 840-847, 1999.

FLORES, P.A.C. **Ecology of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia fluviatilis*) in southern Brazil**. Tese de doutorado, Pontifícia Universidade Católica do Rio grande do Sul. 140p. 2003.

FRIZERRA, F.C.; VASCONCELOS, D.G.; PINHEIRO, H.T. Avistamento de pequenos cetáceos na foz do rio Doce, ES. *In*: VIII Congresso de Ecologia do Brasil, VIII, Caxambu. Anais...Caxambu, MG. 2007.

FURTADO-NETO, M.A.A., BARROS-JÚNIOR, F. V. P. ANÁLISE DA PRODUÇÃO PESQUEIRA DE ELASMOBRÂNQUIOS NO ESTADO DO CEARÁ , BRASIL , DE 1991 A 2003. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 39, p. 110-116, 2006.

GARCÍA, C.; TRUJILLO, F. Preliminary observations on habitat use patterns of the marine tucuxi , *Sotalia fluviatilis* , in Cispatá bay , colombian caribbean coast. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 3, p. 53-59, 2004.

GAZDA, S.K.; CONNOR, R.C.; EDGAR, R.K.; COX, F. A division of labour with role specialization in group-hunting bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) off Cedar Key, Florida. **Proceed Roy Soc B.**, v. 6272, p. 135-140, 2005.

GEISE, L. Estrutura social, comportamental e populacional de *Sotalia* sp. (Gray, 1886) (Cetacea, Delphinidae) na região estuarino-lagunar de Cananéia, SP, e na Baía de Guanabara, RJ. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, Brazil. 1989.

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

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. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 2, p. 183-194, 1999.

GILPIN, M.E.; SOULÉ, M.E. Minimum viable populations: processes of species extinction. *In*: SOULÉ, M.E. (ed.). **Conservation Biology: the Science of Scarcity and Diversity**. Sinauer Associates, Sunderland, 1986. p. 19-34.

GYGAX, L. Evolution of group size in the superfamily Delphinoidea (Delphinidae, Phocoenidae and Monodontidae): a quantitative comparative analysis. **Mammal Review**, v. 32, n. 4, p. 295-314, 2002a.

GYGAX, L. Evolution of group size in the dolphins and porpoises : interspecific consistency of intraspecific patterns. **Behavioral Ecology**, v. 13, n. 5, p. 583-590, 2002b.

HARZEN, S.; BRUNNICK, B.J. Skin disorder in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*), resident in Sado estuary, Portugal. **Aquatic Mammals**, v. 23, n. 1, p. 59-68, 1997.

HASTIE, G.D.; WILSON, B.; WILSON, L.J.; PARSONS, K.M.; THOMPSON, P.M. Functional mechanisms underlying cetacean distribution patterns: hotspots for bottlenose dolphins are linked to foraging. **Marine Biology**, v. 144, p. 397-403, 2004.

HAYES, A.J. **Ocorrência e utilização de habitat da forma marinha do tucuxi, *Sotalia fluviatilis*, na Praia de Iracema, Brasil, através de observações a partir de um ponto fixo.** Monografia de Bacharelado, Universidade de Algarve, Portugal. 1999.

HEIMLICH-BORAN, J.R. Behavioral ecology of killer whales (*Orcinus orca*) in the Pacific Northwest. **Canadian Journal Zoology**, v. 66, p. 565-578, 1988.

HEITHAUS, M. R. Predator-prey and competitive interactions between sharks (order Selachii) and dolphins (suborder Odontoceti): a review. **Journal of Zoology**, v. 253, n. 1, p. 53-68, jan 2001.

IZIDORO, F. B.; PENDU, Y. L. E. Estuarine dolphins (*Sotalia guianensis*) (Van Bénédén, 1864) (Cetacea: Delphinidae) in Porto de Ilhéus, Brazil: group characterisation and response to ships. **NORTH-WESTERN JOURNAL OF ZOOLOGY**, v. 8, n. 2, p. 232-240, 2012.

JARMAN, P.J. The social organization of antelope in relation to their ecology. **Behaviour**, v. 58, p. 215-267, 1974.

JEFFERSON, T.A. Population biology of the Indo-Pacific humpbacked dolphin in Hong Kong waters. **Wildlife Monogr.**, v. 144, p. 1-65, 2000.

JEFFERSON, T.; HUNG, S.; WURSIG, B. Protecting small cetaceans from coastal development: Impact assessment and mitigation experience in Hong Kong. **Marine Policy**, v. 33, n. 2, p. 305-311, 2009.

KARCZMARSKI, L. Conservation and management of humpback dolphins: the South African perspective. **Ecological Studies**, v. 34, n. 3, p. 207-216, 2000.

KARCZMARSKI, L. Group dynamics of humpback dolphins (*Sousa chinensis*) in the Algoa Bay region, South Africa. **Journal of Zoology**, v. 249, n. 3, p. 283-293, 1999.

KAUFMANN, J.H. The ecology and social organization in the kangaroo family (Macropodidae). **American Zoology**, v. 14, p. 51-62, 1974.

KERR, K.A.; DEFRAN, R.H.; CAMPBELL, G.S. Bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in the Drowned Cayes, Belize: group size, site fidelity and abundance. **Caribbean J. Sci.**, v. 41, n. 1, p. 172-177, 2005.

LACERDA, L. D. D.; HISLEY, L.; MONTEIRO, U. Manguezais do Nordeste. **Ciência Hoje**, v. 39, p. 24-29, 2006.

LEATHERWOOD, S. Some observations of feeding behavior of bottle-nosed dolphins (*Tursiops truncatus*) in the northern Gulf of Mexico and (*Tursiops cf. T. gilli*) off southern California, Baja California, and Nayarit, Mexico. **Mar. Fish. Rev.**, v. 37, n. 9, p. 10-16, 1975.

LEWIS, J. S.; SCHROEDER, W. W. Mud-plume feeding: A unique foraging behavior of the bottlenose dolphin in the Florida Keys. **Gulf of Mexico Science**, v. 21, p. 92-97, 2003.

LIMA, M.S. Uso de habitat e comportamento do boto-cinza *Sotalia guianensis* em uma zona estuarina do estado de Sergipe, nordeste do Brasil. Dissertação (Mestrado em Psicobiologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. 2010.

LIMA, S.L.; DILL, L.M. Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. **Canadian Journal of Zoology**, v. 68, p. 619-640, 1990.

LODI, L. Tamanho e composição de grupo dos botos-cinza, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864) (CETACEA, DELPHINIDAE) na Baía de Paraty, Rio de Janeiro, Brasil. **Atlântica**, v. 25, n. 2, p. 135-146, 2003.

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

MAIA, S. R. R. Distribuição e partição geoquímica de metais-traço na costa norte de Fortaleza, CE. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2004.

MAIA, L. P.; BEZERRA, M. O.; PINHEIRO, L.; REDONDO, J. M. Application of the Cormix model to assess environmental impact in the coastal area: an example of the ocean disposal system for sanitary sewers in the city of Fortaleza (Ceará, Brazil). **Journal of Coastal Research**, v. 64, p. 922-926, 2011.

MARAÑÓN, E.; HOLLIGAN, P. M.; VARELA, M.; BALE, A. J. Basin-scale variability of phytoplankton biomass, production and growth in the Atlantic Ocean. **Deep-sea Research I**, v. 47, p. 825-857, 2000.

MATTOS, P. H.; DALLA ROSA, L.; FRUET, P. F. Activity budgets and distribution of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Patos Lagoon estuary, southern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 6, n. 2, p. 161-169, 2007.

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.

MEIRELLES, A. C. O. **Aspectos da ecologia comportamental do boto cinza, *Sotalia guianensis* Van Bénédén, 1864 (Mammalia, Cetacea, Delphinidae), na Praia de Iracema, Fortaleza-CE.** Dissertação (Mestrado em Bioecologia Aquática), Departamento de Oceanografia e Limnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal. 2005. 113p.

MEIRELLES, A. C. O.; MONTEIRO-NETO, C.; MARTINS, A. M. A. *et al.* Cetacean strandings on the coast of Ceará, north-eastern Brazil (1992–2005). **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 89, n. 05, p. 1083-1090, 2009.

MEIRELLES, A.C.O.; RIBEIRO, A.R.; SILVA, C.P.N.; SOAREA-FILHO, A. A. Records of Guiana Dolphin, *Sotalia guianensis*, in the State of Ceará, Northeastern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 8, n. 1-2, p. 97-102, 2010.

MENDES, S.; TURRELL, W.; LÜTKEBOHLE, T.; THOMPSON, P. Influence of the tidal cycle and a tidal intrusion front on the spatio-temporal distribution of coastal bottlenose dolphins. **Marine Ecology Progress Series**, v. 239, p. 221-229, 2002.

MOLISANI, M.M.; CRUZ, A.L.V; MAIA, L. P. Estimativa da descarga fluvial para os estuários do estado do Ceará, Brasil. **Arquivos de Ciências do mar**, v. 39, p. 53-60, 2006.

MONTEIRO-FILHO, E.L.A. Pesca interativa entre o golfinho *Sotalia fluviatilis guianensis* e a comunidade pesqueira da região de Cananéia. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 22, n. 2, p. 15-23, 1995.

MONTEIRO-NETO, C.; ALVES-JÚNIOR, T. T.; ÁVILA, F. J. C. *et al.* Impact of fisheries on the tucuxi (*Sotalia fluviatilis*) and rough-toothed dolphin (*Steno bredanensis*) populations off Ceará state, northeastern Brazil. **Aquatic Mammals**, v. 26, n. 1, p. 49-56, 2000.

MONTEIRO FILHO, E.L.A. **Comportamento de caça e repertório sonoro do golfinho *Sotalia brasiliensis* (Cetacea, Delphinidae) na região de Cananéia, Estado de São Paulo.** Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 1991.

MOYLE, P.B.; CHECH Jr., J.J. **Fishes: An introduction to ichthyology.** Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, NJ. 1982.

MUEHE, D.; GARCEZ, D. S. A plataforma continental brasileira e sua relação com a zona costeira e a pesca. **Revista de Geografia**, v. 4, n. 8, p. 69-88, 2005.

NERY, M. F.; ESPÉCIE, M. D. A.; SIMÃO, S. M. Site fidelity of *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) in Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 25, n. 2, p. 182-187, 2008.

NILIN, J.; De CASTRO, C.B.; PIMENTEL, M.F. *et al.* Water Toxicity Assessment of the Ceará River Estuary (Brazil). **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**, v. 2, n. 2, p.107-113, 2007.

NOVACEK, S.M.; WELLS, R.; SOLOW, A.R. Short-term effects of boattraffic on bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in Sarasota Bay, Florida. **Marine Mammal Science**, v. 17, p. 663–688, 2001.

OLIVEIRA, L.V; MONTEIRO-FILHO, E. L. Individual identification and habitat use of the estuarine dolphin *Sotalia guianensis* (Cetacea : Delphinidae) in Cananéia south-eastern Brazil, using video images. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 88, n. 6, p. 1199 - 1205, 2008.

OLIVEIRA, J.A.; ÁVILA, F.J.C.; ALVES-JÚNIOR, T.T.; FURTADO-NETO, M.A.A.; MONTEIRO-NETO, C. Monitoramento do boto cinza, *Sotalia fluviatilis* (CETACEA: Delphinidae) em Fortaleza, estado do Ceará, Brasil. **Arquivos de Ciências do mar**, v. 29, n. 1-2, p. 28-35, 1995.

OWEN-SMITH, N. On territoriality in ungulates and an evolutionary model. **Quarterly Review of Biology**, v. 52, p. 1-38, 1977.

PARRA, G. J. Resource partitioning in sympatric delphinids: space use and habitat preferences of Australian snubfin and Indo-Pacific humpback dolphins. **Journal of Animal Ecology**, v. 75, n. 4, p. 862-874, 2006.

PEREIRA, J. N. D. S. G. Field Notes on Risso's Dolphin (*Grampus griseus*) Distribution, Social Ecology, Behaviour, and Occurrence in the Azores. **Aquatic Mammals**, v. 34, n. 4, p. 426-435, 2008.

PEREIRA, S. P.; ROSMAN, P. C. C.; ALVAREZ, C. *et al.* Modeling of Coastal Water Contamination in Fortaleza (Northeast Of Brazil). *In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON OUTFALL SYSTEMS.* **Anais...** Mar del Plata, Argentina, 2011.

ROGERS, C.A.; BRUNNICK, B. J. The social structure of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in the Bahamas. **Marine Mammals Science**, v. 20, p. 688-708, 2004.

ROSSI-SANTOS, M.R.; WEDEKIN, L.L.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. Habitat use of the Guiana dolphin, *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae), in the Caravelas river estuary, eastern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 8, n. 1-2, p. 111-116, 2010.

SAMUELS, A.; TYACK, P. L. Flukeprints: A history of studying cetacean societies. In: Mann, J.; Connor, R. C.; Tyack, P. L.; Whitehead, H. (Org.). **Cetacean societies: Field studies of dolphins and whales**. San Diego: Academic Press. 2000. p. 9-44.

SANTOS, U.A.; ALVAREZ, M.R.; SCHILLING, A.C.; STRENZEL, G.M.R.; LE PENDU, Y. Spatial distribution and activities of the estuarine dolphin *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae) in Pontal Bay, Ilhéus, Bahia, Brazil. **Biota Neotrópica**, v. 10, n. 2, p. 67-73, 2010a.

SANTOS, N.P.L.; MOREIRA, J.A.; ALMEIDA, L. Q. Rios urbanos, sinônimo de espaços degradados? Estudo de caso sobre o riacho Pajeú, Fortaleza, Brasil. In: XVI Encontro Nacional de Geógrafos, 16, **Anais...**Porto Alegre, RS, Brasil. 2010b.

SHANE, S.H.. Behavior and ecology of the bottlenose dolphin at Sanibel Island, Florida. In: LEATHERWOOD, S.; REEVES, R.R. (eds.) **The bottlenose dolphin**. San Diego: Academic Press, 1990. p. 245-265.

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

SICILIANO, S. Review of small cetaceans and fisheries interactions in coastal waters of Brazil. **Report of the International Whaling Commission**, special issue 15, p. 241-150, 1994.

SILVA-JUNIOR, C.L.; KAMPEL, M.;ARAÚJO, C.E.S.; STECH, J.L. Observação da penetração do ramo costeiro da corrente das Malvinas na costa sul-sudeste do Brasil a partir de imagens AVHRR. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 8, **Anais...**Salvador, BA. 1996.

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

SUTHERLAND, W. The importance of behavioural studies in conservation biology. **Animal behaviour**, v. 56, n. 4, p. 801-809, 1998.

SVANE, I.; PETERSEN, J.K. On the problem of epibioses, fouling and artificial reefs, a review. **Marine Ecology**, v. 22, n. 3, p. 169-188, 2001.

TOSI, C. H.; FERREIRA, R. G. Behavior of estuarine dolphin, *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae), in controlled boat traffic situation at southern coast of Rio Grande do Norte, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 18, n. 1, p. 67-78, 2008.

TYACK, P. L. Implications for marine mammals of large-scale changes in the marine acoustic environment. **Journal of Mammalogy**, v. 89, n. 3, p. 549-558, 2008.

VALLE, A.L.; MELO, F. C. C. Alterações comportamentais do golfinho *Sotalia guianensis* (Gervais , 1953) provocadas por embarcações. **Biotemas**, v. 19, n. 1, p. 75-80, 2006.

VASCONCELOS, F.P.; MELO, M.T.D. Evolução e situação atual da poluição na Enseada do Mucuripe. **Arquivo de Ciências do Mar**, v.30, n. 1-2, p. 63-71, 1996.

VASCONCELOS, F.P.; OLIVEIRA, M.A Considerações sobre a poluição da Enseada do Porto do Mucuripe (Fortaleza-Ceará-Brasil). **Boletim de Ciências do Mar**, n. 34, p. 1-11, 1981.

VIEIRA, R.H.S.F.; RODRIGUES, D.P.; EVANGELISTA, N.S.S.; THEOPHILO, G.N.D.; REIS, E. M. F. Colimetry of marine waters off Fortaleza (Ceará State, Brazil) and detection of enteropathogenic *Escherichia coli* strains. **International Microbiology**, v. 1, p. 221-224, 1998.

VIEIRA, R.H.S.F.; NASCIMENTO, S.C.O.; MENEZES, F.G.R.; NASCIMENTO, S. M.M.; LUCENA, L.H.L. Influência das águas das galerias pluviais como fator da poluição costeira, Fortaleza, Ceará. **Arquivo de Ciências do Mar**, Fortaleza, v. 36, p. 123-127, 2003.

WADE, P. R.; REEVES, R. R.; MESNICK, S. L. Social and Behavioural Factors in Cetacean Responses to Overexploitation: Are Odontocetes Less “Resilient” Than Mysticetes? **Journal of Marine Biology**, v. 2012, p. 1-15, 2012.

WANG, K.R.; PAYNE, P.M.; THAYER, V.G. Coastal stock (s) of Atlantic Bottlenose Dolphin: status Review and Management. Proceedings and Recommendations from workshop held in Beaufort, NC, 13-14 September 1993. **NOAA Technical Memo NMFS- OPR-4**, 1994.

WEDEKIN, L. L.; DAURA-JORGE, F.G.; SIMÕES-LOPES, P. C. Habitat preferences of Guiana dolphins , *Sotalia guianensis* (Cetacea : Delphinidae), in Norte Bay , southern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the UK**, v. 90, n. 8, p. 1561 - 1570, 2010.

WELLS, R. S.; M. D. SCOTT. Estimating bottlenose dolphin population parameters from individual identification and capture-release techniques. **Report of the International Whaling Commission** (Special issue 12), p. 407-415, 1990.

WELLS, R.S.; IRVINE, A.B.; SCOTT, M.D. The social ecology of inshore odontocetes. In: HERMAN, M.H. (ed.). **Cetacean Behavior: Mechanisms and Processes**, John Wiley & Sons, Inc, 1980.

WHITEHEAD, H.; MANN, J. Female reproductive strategies of cetaceans: life histories. In: MANN, J., CONNOR, R.C.; TYACK, P.L.; WHITEHEAD, H. (eds). **Cetacean Societies**. University of Chicago Press, Chicago, IL, 2000. p. 219-246.

WILHELMSSON, D.; MALM, T.; OHMAN, M.C. The influence of offshore windpower on demersal fish. **ICES Journal of Marine Science**, v. 63, p. 775–784, 2006.

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

WITHROW, D.E. Gray whale research in Scammon’s Lagoon (Laguna Ojo de Liebre). **Cetus**, v. 5, p. 8–13, 1983.

WÜRSIG, B. History of marine mammal research. *In*: PERRIN W.F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J.G.M. (Org.) **Encyclopedia of Marine Mammals**. Academic Press, San Diego. 2002. p. 576-579.

WÜRSIG, B.; JEFFERSON, T.A. 1990. Methods of photo-identification for small cetaceans. **Reports of the International Whaling Commission** (Special Issue 12), p. 43-52, 1990.

ZOLMAN, E. S. Residence Patterns of Bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Stono River Estuary, Charleston County, South Carolina, U.S.A. **Marine Mammal Science**, v. 18, n. 4, p. 879-892, 2002.

CAPÍTULO 3

USO DE HABITAT DO BOTO-CINZA, *Sotalia guianensis*, NUMA ÁREA ANTROPIZADA NO NORDESTE DO BRASIL

1 INTRODUÇÃO

Habitat é um conjunto de recursos e condições presentes em um determinado local que promove a ocupação, incluindo sobrevivência e reprodução, por um determinado organismo (THOMAS, 1979). No entanto, no ambiente marinho os habitats geralmente não são homogêneos, mas compostos por distintas paisagens subaquáticas que diferem física e biologicamente. Algumas oferecerão maior proteção contra predadores, enquanto outras terão maior abundância de alimento. Por causa dessas diferenças, os animais que ali habitam irão utilizá-las de forma distinta, algumas vezes evidenciando padrões (BALLANCE, 1992). Entender quais são os fatores que determinam estes padrões é uma questão central quando se estuda a ecologia de uma população.

A descrição das características do habitat que um indivíduo ou população usam num determinado período é conhecida como “uso de habitat” (ver WEDEKIN, 2007). Determinar estas características é crítico para realizar predições sobre como os animais irão responder a mudanças em seus habitats, tanto naturais como antrópicas (HEITHAUS; DILL, 2002).

Por causa das diferenças observadas nas características de seus habitats, os organismos precisam selecionar, dentro de um mosaico formado por áreas ricas e pobres, aqueles micro-habitats que fornecem as melhores possibilidades para uma melhor aptidão biológica (ROSENZWEIG, 1981). Estes micro-habitats são chamados de “habitats preferenciais”, e uma forma de identificá-los é comparar a proporção de uso dos diferentes tipos de habitat disponíveis, de maneira que aqueles mais usados serão considerados os preferenciais (JOHNSON, 1980; ARTHUR *et al.*, 1996; BOYCE; MCDONALD, 1999; MANLY *et al.*, 2002; CALENGE *et al.*, 2005).

Os habitats utilizados pelos golfinhos costeiros tem sido relacionados principalmente a fatores como: profundidade (e.g. KARCZMARSKI *et al.*, 2000; HARZEN, 1998; LESCRAUWAET *et al.*, 2000); gradiente topográfico (WILSON *et al.*, 1997; INGRAM; ROGAN, 2002); presença de recifes (KARCZMARSKI *et al.*, 2000); proximidade de estuários e bocas de rio (BALLANCE, 1992; ALLEN *et al.*, 2001, INGRAM; ROGAN, 2002) e de bancos de fanerógamas (VIDDI; LESCRAUWAET, 2005). Mesmo com a ocorrência de populações residentes de golfinhos costeiros em áreas urbanas ou altamente antropizadas, variáveis antrópicas raramente tem sido analisadas quando se estuda o uso do habitat destes animais [e.g., nível de poluição (HARZEN, 1998); distância de estruturas de aquicultura (RIBEIRO *et al.*, 2007); distância de centros urbanos (WEDEKIN *et al.*, 2010)].

Além disso, há carência de estudos que comparem a sobreposição da área de uso dos golfinhos e ações antrópicas.

Nas águas costeiras e estuarinas do Brasil, existe uma espécie de golfinho, o boto-cinza [*Sotalia guianensis*, (van Bénédén, 1984)], que habita principalmente áreas naturalmente protegidas. Ocorrendo desde La Mosquitia, em Honduras (EDWARDS; SCHNELL, 2001) até Florianópolis, estado de Santa Catarina, no sul do Brasil (SIMÕES-LOPES, 1988), esta espécie sofre muitas pressões antrópicas, como capturas acidentais em redes de pesca (MEIRELLES *et al.*, 2010; MONTEIRO-NETO *et al.*, 2000; SICILIANO, 1994), poluição por esgoto doméstico, metais pesados e organoclorados (DORNELES *et al.*, 2008; Neto, 2012), tráfego de embarcações (VALLE; MELO, 2006), intervenções costeiras como dragagens, construção de portos, molhes, marinas e aterros (MELO, 2006).

Estudos detalhados sobre uso de área e habitats preferenciais do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) ao longo de sua distribuição são raros. Wedekin (2007) realizou uma revisão parcial sobre estes estudos e selecionou apenas nove que realmente continham informações sobre uso de habitat, uma vez que existem diferenças conceituais sobre o termo. A maioria das publicações estudou variáveis ambientais, como profundidade, distância da costa e gradiente topográfico. No entanto, apenas Wedekin *et al.* (2010) avaliaram a presença dos animais relacionada a uma variável antrópica (distância de centros urbanos). Apesar da espécie estar presente em áreas peri-urbanas e portuárias onde há intenso tráfego de embarcações e grandes esforços de pesca, não foram publicados ainda estudos que identifiquem a sobreposição da área de uso destas atividades com a área ocupada pelos botos-cinza.

Uma pequena população de botos-cinza habita a enseada do Mucuripe, uma área aberta localizada em Fortaleza, capital do estado do Ceará (Capítulo 1). Nesta área urbana altamente antropizada a espécie está sujeita a diversos impactos, como poluição, tráfego de embarcações, intervenções costeiras e capturas acidentais em redes de pesca (MEIRELLES *et al.*, 2010; SANNTOS-NETO, 2011). Na região, estudos sobre a ecologia comportamental da espécie foram desenvolvidos de 1992 a 2005 na praia de Iracema (DAMASCENO, 2000; HAYES, 1999; MEIRELLES, 2005; OLIVEIRA *et al.*, 1995). No entanto, não há estudos sobre o uso do habitat, nem sobre a influência de fatores antrópicos no uso espacial da enseada.

Desta forma, o objetivo deste estudo foi descrever o uso do habitat do boto-cinza na enseada do Mucuripe, determinando as variáveis físicas e antrópicas que influenciam o uso espacial da área pelos animais, além de identificar as áreas e períodos de sobreposição da área

utilizada pelos animais com as áreas de uso da pesca, do tráfego de embarcações motorizadas e de atividades de dragagem.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

Uma descrição geral da área de estudo está inserida na Introdução geral.

2.2 Coleta de dados

A coleta de dados foi realizada de outubro de 2009 a setembro de 2011, utilizando uma embarcação de pesca esportiva de 7 m de comprimento com casco de fibra de vidro e motor de centro. A velocidade de cruzeiro foi de aproximadamente seis nós, a mínima possível viabilizando a observação dos animais.

Foram realizadas de uma a três amostragens por mês. Estas amostragens ocorreram no período da manhã (08:00-12:59h) ou da tarde (13:00-17:00 h), utilizando rota pré-definida, principalmente desde o Marina Park Hotel, ao lado da INACE, até o porto do Mucuripe (Figura 1), em cerca de 10 km de costa, e 20 km percorridos por dia de amostragem, numa área amostrada de aproximadamente 16 km². A rota de ida foi diferente da rota de volta, no entanto alguns pontos, como a praia de Iracema e o espigão do Ideal foram amostrados nas duas rotas. Estas rotas foram estabelecidas levando em conta áreas com menos interferência de ondas, tornando possível a navegação com segurança e permitindo a obtenção de fotos caso um grupo de botos fosse observados. Expedições preliminares indicaram que as áreas a leste e a oeste das rotas definidas não permitiam a navegação com segurança. Ao longo das rotas de deslocamento foi registrada a localização geográfica de redes de pesca e embarcações motorizadas, com exceção dos navios.

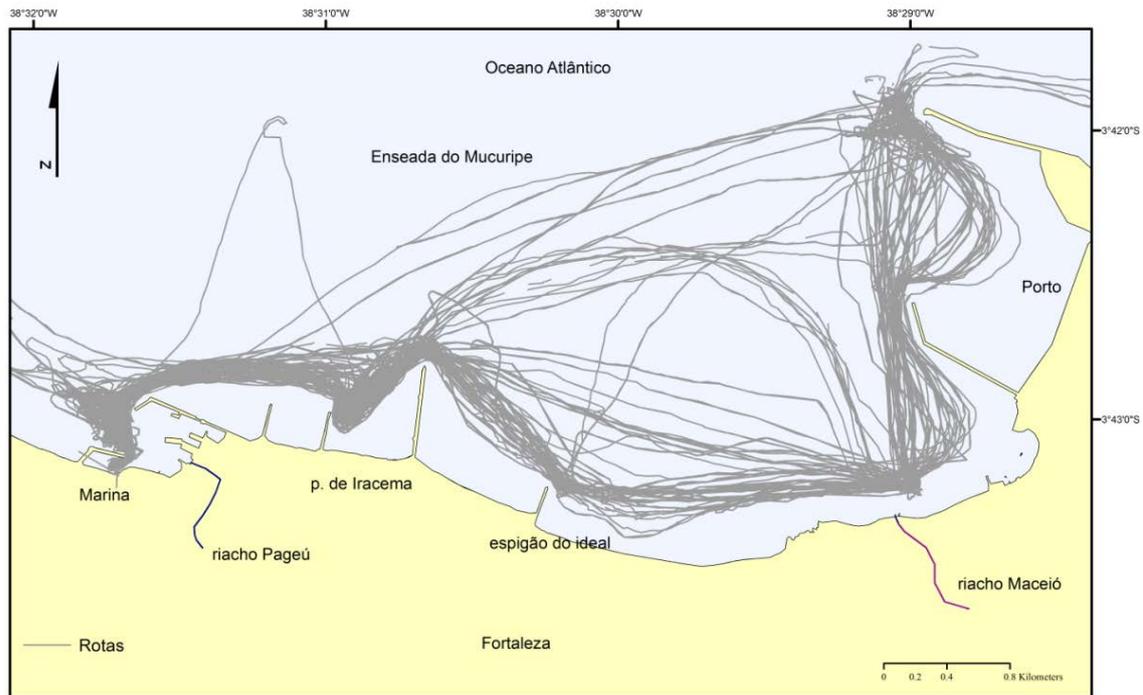


Figura 1. Enseada do Mucuripe, com a soma de todas as rotas de deslocamento realizadas nos embarques para estudo do boto-cinza, de outubro de 2009 a setembro de 2011.

A equipe de campo foi geralmente composta por quatro pessoas: o piloto da embarcação, um anotador de dados, um observador e um fotógrafo. Assim que um grupo de golfinhos era observado a embarcação se aproximava lentamente e o motor era desligado. Esta estratégia foi adotada após a observação de respostas negativas dos animais à presença de embarcações motorizadas, inclusive da equipe de pesquisa. No entanto, caso os animais não se aproximassem da embarcação, tentativas de aproximação eram realizadas. No intuito de minimizar os efeitos negativos da presença da embarcação no comportamento dos animais, foi estabelecido um período máximo de permanência de uma hora com os grupos de botos.

Assim que um grupo de golfinhos era observado, informações sobre horário, posição geográfica do local de observação (GPS Garmin E-TREX), presença de ação antrópica (barco motorizado, rede, draga) eram registradas. Após uma hora de permanência com os animais, o grupo era abandonado e a embarcação seguia a rota definida à procura de novos grupos. Caso os animais ficassem mais de 10 minutos sem serem visualizados, a sessão era encerrada e a embarcação seguia a rota.

Cada observação de botos-cinza na área de estudo foi considerada uma amostra. Um grupo foi considerado um conjunto de animais em aparente associação, deslocando-se na mesma direção e geralmente, mas nem sempre, engajados no mesmo comportamento (SHANE, 1990).

2.3 Análise dos dados

Para descrever o uso do habitat do boto-cinza na enseada do Mucuripe no período estudado foram analisadas quatro características: profundidade, declividade, distância da costa e distância dos espigões e píers. Para identificar dentro de cada característica as classes preferidas ou evitadas, de acordo com sua disponibilidade, foi utilizado o método proposto por Neu *et al.* (1974) e detalhado por Byers *et al.* (1984). O método consiste em verificar, através do teste Qui-quadrado, se há diferença na frequência de uso esperada de uma determinada característica de acordo com sua disponibilidade, e a frequência de uso observada no estudo. Em caso de rejeição da hipótese nula, conclui-se que a espécie não utiliza aquele componente do habitat proporcionalmente à sua disponibilidade. Para verificar quais as características preferidas ou evitadas daquele componente, calculou-se o intervalo de confiança de Bonferroni (estatística z):

$$\bar{p}_i \pm Z_{\alpha/2k} \sqrt{\bar{p}_i(1-\bar{p}_i)/n}$$

onde:

\bar{p}_i : proporção observada de utilização.

α : grau de significância (0,05).

k: número de categorias testadas para aquela característica.

Quando a proporção esperada de utilização daquela determinada característica estava contida dentro do intervalo calculado, concluiu-se que não houve preferência ou rejeição pelos animais. No caso do valor ser menor ou maior do que o intervalo calculado, conclui-se que os animais evitaram ou preferiram aquela determinada característica, respectivamente.

Para se utilizar esse método, os requisitos que devem ser atendidos são: 1) independência entre as observações; 2) indivíduos devem ter acesso ou ter a oportunidade de serem observados nas diferentes classes de categorias analisadas; 3) deve haver pelo menos uma observação registrada em cada classe de categoria analisada; e 4) no máximo 20% das classes de categorias conterem menos do que cinco observações (DIXON; MASSEY 1969). Para atender o requisito 1, certificou-se que as avistagens registradas na mesma expedição eram de grupos formados por animais diferentes, através da observação das fotografias das nadadeiras dorsais (foto-identificação). Para atender o requisito 2, certificou-se que todas as classes de categoria analisadas foram amostradas. Para atender os requisitos 3 e 4, a divisão de classes dentro de cada categoria procurou atender aos requisitos indicados.

Além disso, foi calculado para cada classe de categoria um índice simples de preferência (IH) (INGRAN E ROGAM, 2002; WEDEKIN *et al.*, 2010), através da divisão da proporção de utilização da classe de categoria pela proporção de disponibilidade dessa classe na área de estudo. Valores de IH iguais a 1 indicam que a classe da categoria estudada é usada proporcionalmente à sua disponibilidade; valores maiores do que 1 indicam que a classe é mais usada, ou seja, é preferida; e valores menores do que 1 indicam que ela é menos usada, ou seja, é evitada.

Para identificar a área disponível de cada classe das categorias analisadas dentro da área amostrada (16 km²), foram criados mapas utilizando a extensão *Spatial Analyst* do aplicativo ArcGis 10.0 (ESRI, 2011). Para o mapa de profundidade, os pontos foram digitalizados da Carta Náutica 701, das proximidades do terminal do Pecém e do porto do Mucuripe (DHN, 2003). Após a plotagem dos pontos, foi realizada uma interpolação pelo método de ponderação do inverso da distância (*Inverse Distance Weighted -IDW*), para obter a representação da disponibilidade de intervalos de profundidade de 0 a 12m (Figura 2). Com estes dados, foi criado um mapa de declividade do fundo da enseada utilizando a ferramenta *Slope* (Figura 3). Para as outras variáveis, foi utilizada a ferramenta *Euclidian Distance* (Figuras 4 e 5). Em todos os casos, o próprio programa escolheu o tamanho dos quadrantes mais adequado: profundidade – 28,3 x 28,3m; declividade – 28,3 x 28,3 m; distância da costa – 22,9 x 22,9 m; e distância dos espigões – 14,9 x 14,9 m.

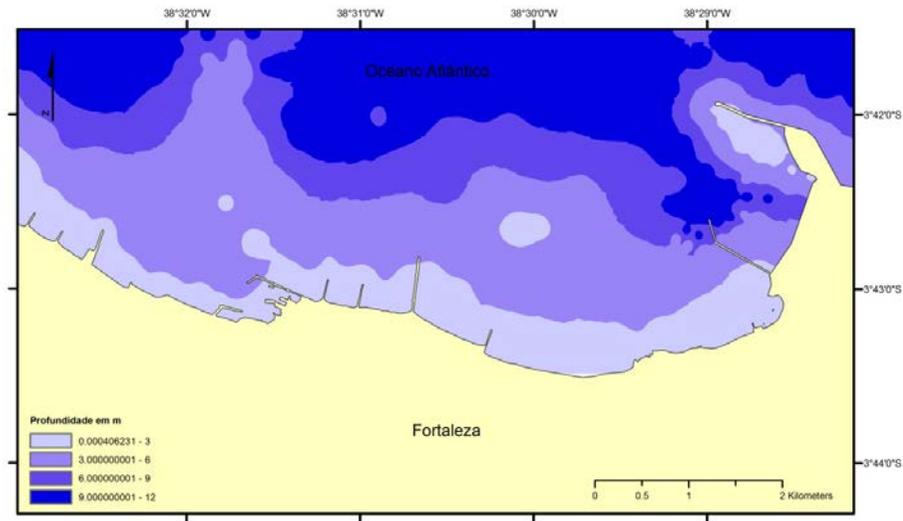


Figura 2. Disponibilidade de áreas de classes de profundidade de 0 a 12m, obtido através da interpolação IDW dos dados batimétricos digitalizados da carta náutica da enseada do Mucuripe.

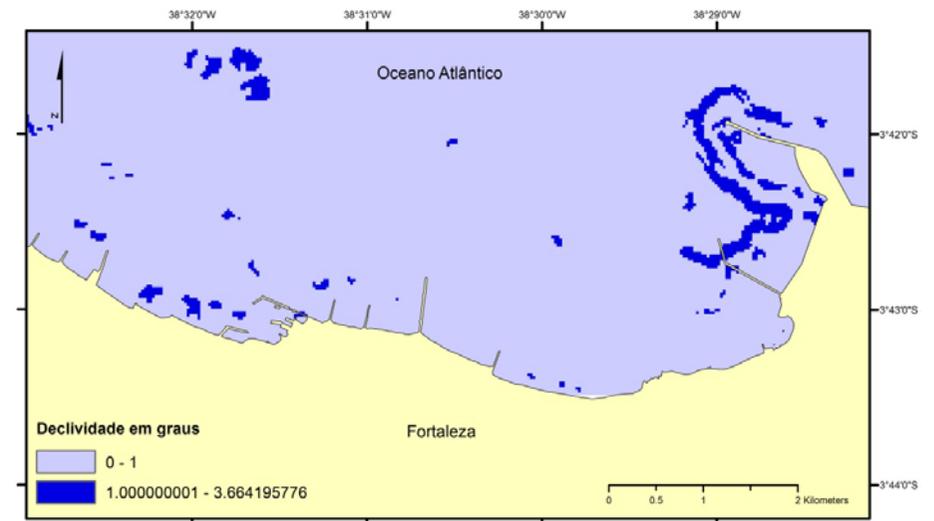


Figura 3. Disponibilidade de área das classes de declividade de fundo da enseada do Mucuripe.

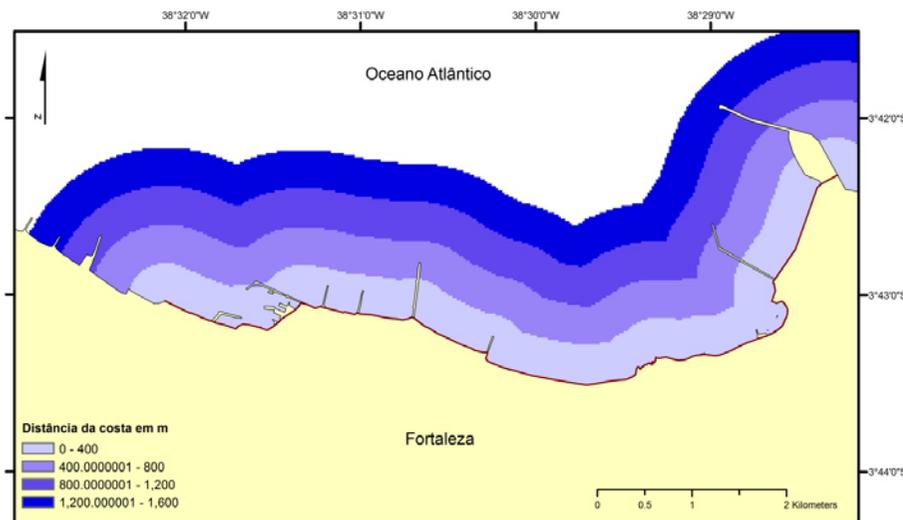


Figura 4. Disponibilidade de diferentes classes de distância da costa na enseada do Mucuripe, utilizando a ferramenta *Euclidian Distance do ArcGis*.

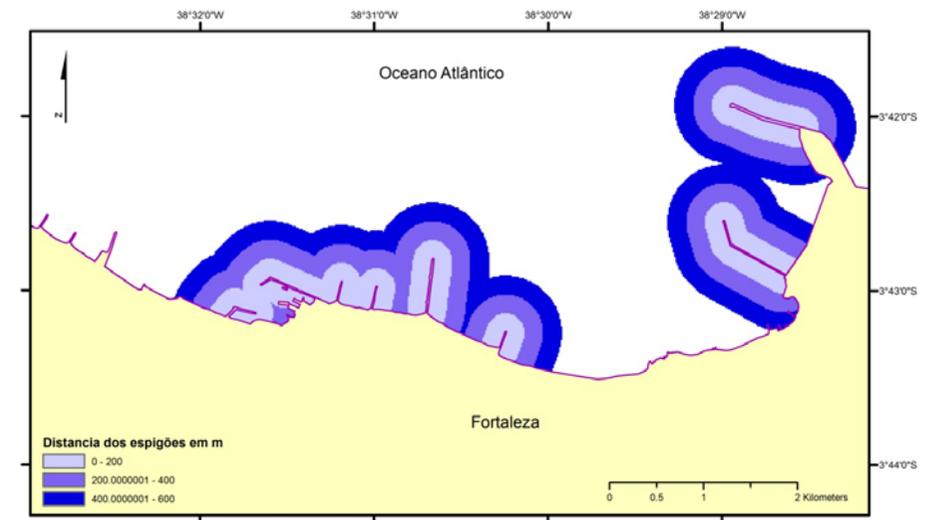


Figura 5. Disponibilidade de diferentes classes de distância de píers e espigões na enseada do Mucuripe, utilizando a ferramenta *Euclidian Distance do ArcGis*.

Para identificar as áreas de uso dos botos, redes de pesca, embarcações motorizadas e operações de dragagem, foram utilizadas as ferramentas Kernel e Isopleth do aplicativo Geospatial Modelling Environment (GME), que tem interface com o ArcGis 10.0. A ferramenta Kernel, através do método Kernel Fixo, estima a densidade do tema estudado na área, baseada em um conjunto de pontos indicados, neste caso os pontos independentes de avistagens de botos, pontos de redes avistadas, pontos de observação de embarcações motorizadas e de operações de dragagem. Para definir a largura da banda, ou seja, o raio de abrangência da área sobre a qual o estimador irá proceder a contagem de pontos, foi indicado no aplicativo GME o método de validação cruzada de quadrados mínimos (*Least-square cross validation – LSCV*), que escolhe várias larguras de banda e seleciona aquela com o mínimo erro de estimativa. Worton (1989), Seaman e Powell (1996) e Börger *et al.* (2006) indicaram este como o método com resultados mais acurados. Além disso, vem sendo amplamente utilizado em trabalhos desenvolvidos com cetáceos (ver RAYMENT, 2009).

A área amostrada foi dividida em quadrantes de 50 x 50 m (2.500 m²), para gerar os valores de densidade atribuída a cada célula. A ferramenta Isopleth foi utilizada para criar as linhas de contorno da área de uso (95% dos pontos utilizados para a estimativa de densidade) e a área preferencial (50% dos pontos utilizados para a estimativa de densidade) de cada um dos temas.

As áreas de uso e preferencial dos botos, das redes e das embarcações motorizadas foram calculadas para o período de seca (julho a dezembro) e chuvoso (janeiro a junho) e para os anos 1 (outubro de 2009 a setembro de 2010) e ano 2 (outubro de 2010 a setembro de 2011) do estudo. As áreas de uso e preferencial das operações de dragagem foram calculadas para os anos 1 e 2 do estudo.

Nas áreas de uso, os locais onde houve coincidência espacial foram considerados áreas de sobreposição. Para cada tema, em cada período proposto, a área percentual de sobreposição foi calculada utilizando-se metodologia proposta por Atwood e Weeks (2003):

$$PS = (A_{1,2} / A_1 \times A_{1,2} / A_2)^{0,5}$$

onde:

A_{1,2}: área de sobreposição entre a área de uso dos dois temas analisados

A₁: área de uso do tema 1

A₂: área de uso do tema 2

3 RESULTADOS

De outubro de 2009 a setembro de 2011, foram realizadas 40 amostragens completas da área de estudo, todas em dias distintos. Em 27 destas (67,5%), 48 avistagens independentes de botos-cinza foram registradas (Figura 6). Houve uso desproporcional das classes de habitats de profundidade ($\chi^2 = 17,09$; gl=3; $p < 0,05$), distância da costa ($\chi^2 = 8,90$; gl=3; $p < 0,05$) e distância de espigões/píers ($\chi^2 = 28,33$; gl=2; $p < 0,05$). Apenas para a característica declividade, o uso foi proporcional à disponibilidade das classes ($\chi^2 = 0,017$; gl=1; $p > 0,05$).

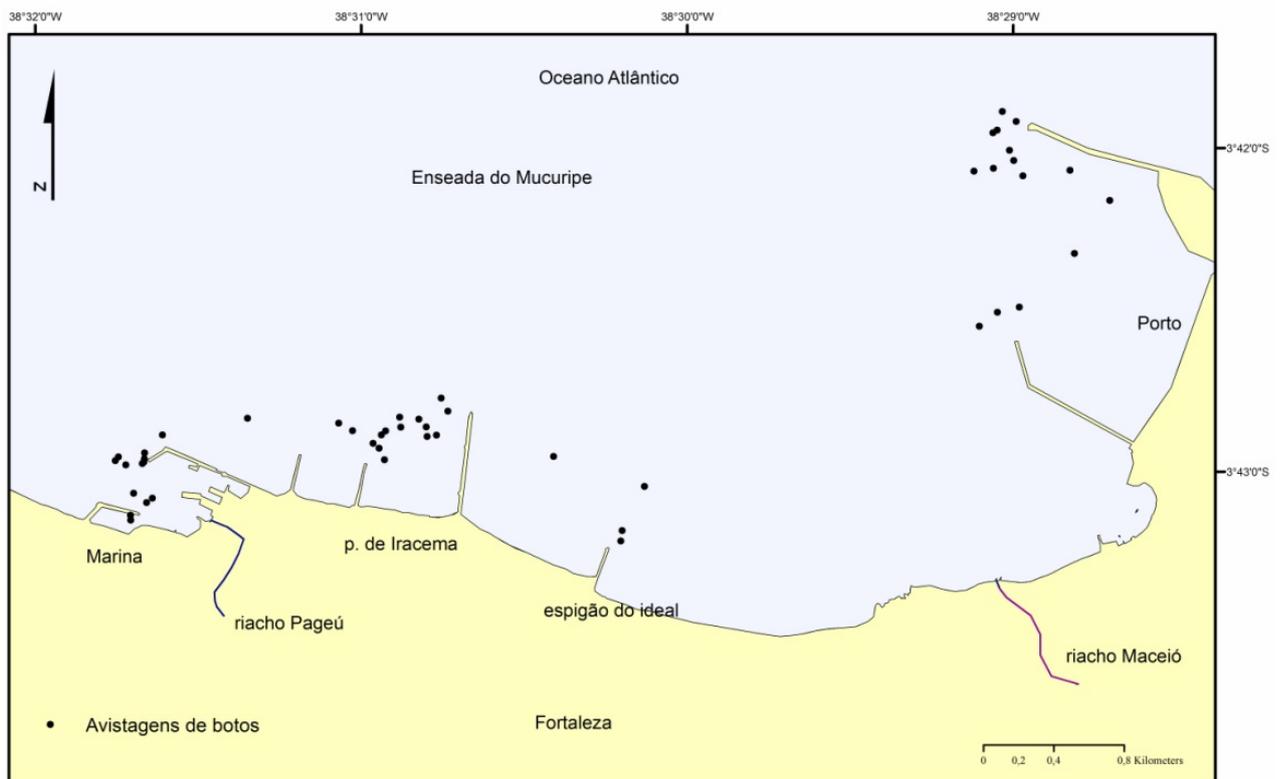


Figura 6. Localização das avistagens de boto-cinza (pontos pretos) na enseada do Mucuripe, de outubro de 2009 a setembro de 2011.

Através do cálculo do intervalo de confiança de Bonferroni identificou-se que na enseada do Mucuripe os botos-cinza preferiram profundidades entre 3 e 6 metros, evitando áreas mais profundas e áreas a mais de 800m da costa. As áreas próximas a espigões e píers foram preferidas pelos botos, registrados a até 400m destas estruturas (Tabela 1).

Tabela 1. Proporção disponível e utilizada das classes de habitat pelo boto-cinza na enseada do Mucuripe, de outubro de 2009 a setembro de 2011, com os intervalos de confiança de Bonferroni e o índice de preferência (IH), com a conclusão de cada análise.

Característica de habitat	Proporção disponível (esperada)	Número de avistagens esperadas	Número de avistagens observadas	Proporção observada	Intervalo de Confiança de Bonferroni (ICB)	Conclusão ICB	IH	Conclusão IH
Classes								
Profundidade (m)								
0 a 3	0,204	9,82	16	0,333	0,311 - 0,355	preferida	1,63	preferida
3,1 a 6	0,404	19,40	27	0,563	0,539 - 0,585	preferida	1,39	preferida
6,1 a 9	0,205	9,84	2	0,042	0,032 - 0,050	evitada	0,20	evitada
9,1 a 12	0,186	8,94	3	0,063	0,051 - 0,073	evitada	0,34	evitada
Distância da costa (m)								
0 a 400	0,276	13,26	16	0,333	0,172 - 0,493	não significativo	1,21	preferida
400,1-800	0,254	12,20	19	0,396	0,229 - 0,562	não significativo	1,56	preferida
800,1	0,241	11,55	5	0,104	0,0002 - 0,208	evitada	0,43	evitada
1200,1-1600	0,229	10,98	8	0,167	0,039 - 0,293	não significativo	0,73	evitada
Distância de espigões/píers (m)								
0 a 200	0,288	13,83	28	0,583	0,422 - 0,744	preferida	2,02	preferida
200,1 a 400	0,315	15,10	17	0,354	0,197 - 0,510	não significativo	1,13	preferida
400,1 a 600	0,397	19,07	3	0,063	-0,157	evitada	0,16	evitada

A área de uso dos botos dentro da área amostrada da enseada foi de 11,56 km² em todo o período de estudo, com duas áreas preferenciais, uma na ponta do espigão do Porto do Mucuripe e a outra englobando a região entre o Marina Park e a Praia de Iracema (Figura 7). Comparando-se o ano 1 e o ano 2, o tamanho da área de uso foi similar (Tabela 2). No entanto, a área preferencial diminuiu em cerca de 36%. No primeiro ano de estudo, foram identificadas três áreas preferenciais, uma na região da ponta do espigão do Porto do Mucuripe, outra próxima ao píer da Lubnor, e a última englobando a área que vai do Marina Park à praia de Iracema (Figura 8). No segundo ano da pesquisa, os animais diminuíram a frequência de uso da região do Porto do Mucuripe, e foi observada apenas uma área preferencial, na região do Marina Park à praia de Iracema (Figura 9).

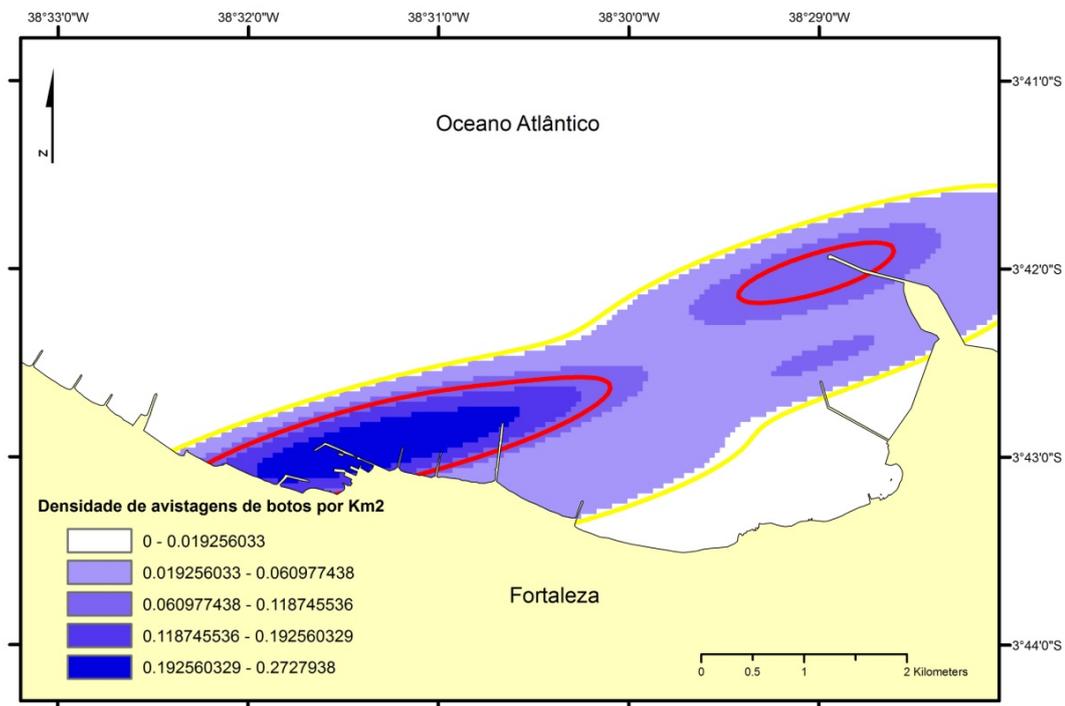


Figura 7. Densidade de avistagens de boto-cinza na enseada do Mucuripe, considerando todo o período de estudo, indicando a área de uso (kernel 95%) contornada em amarelo e a área preferencial (kernel 50%) contornada de vermelho.

Tabela 2. Área de uso (95%) e área preferencial dos botos e atividades antrópicas estudadas na enseada do Mucuripe, em diferentes períodos.

	Área km ²									
	Todo período (95%)	Todo período (50%)	Ano 1 (95%)	Ano 1 (50%)	Ano 2 (95%)	Ano 2 (50%)	Estação chuvosa (95%)	Estação chuvosa (50%)	Estação seca (95%)	Estação seca (50%)
Avistagem de boto	11,56	2,57	11,11	3,36	10,74	2,15	11,83	2,68	12,85	3,23
Redes de pesca	37,63	8,04	37,63	8,07	12,84	3,09	13,61	3,2	72,04	15,13
Barcos motorizados	15,7	4,3	17,02	4,4	15,94	5,2	17,72	4,85	15,52	4,43
Dragagem	1,95	0,43	0,27	0,09	2,26	0,54				

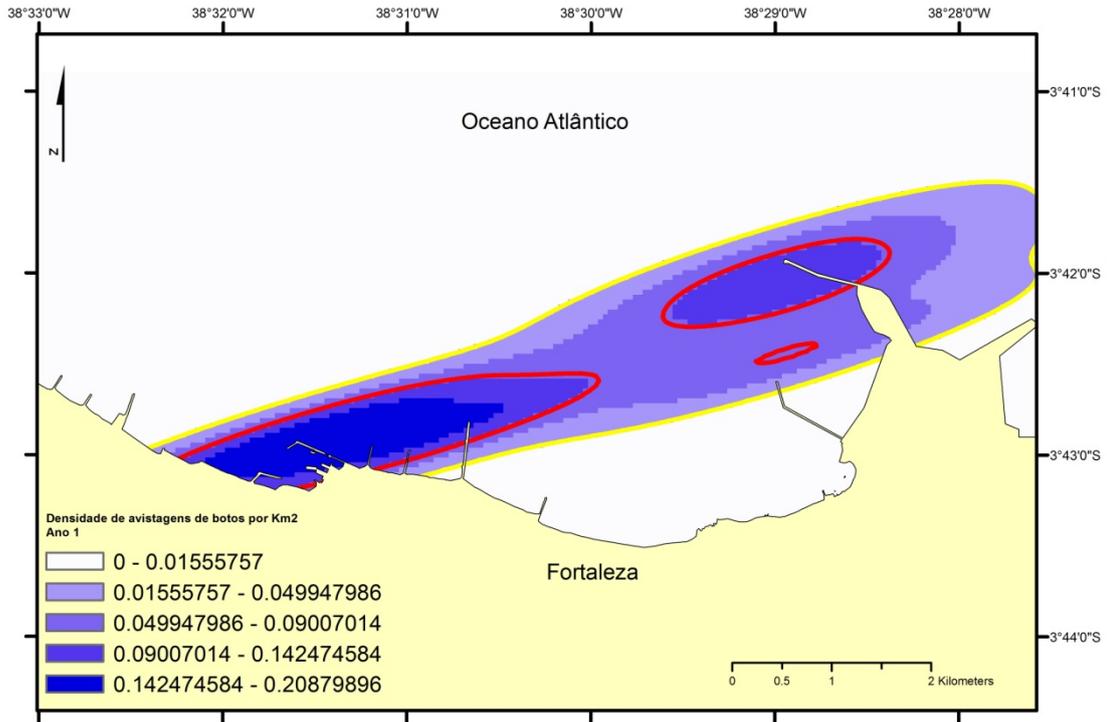


Figura 8. Densidade de avistagens de boto-cinza na enseada do Mucuripe, considerando apenas o primeiro ano de estudo, indicando a área de uso (kernel 95%) contornada em amarelo e a área preferencial (kernel 50%) contornada de vermelho.

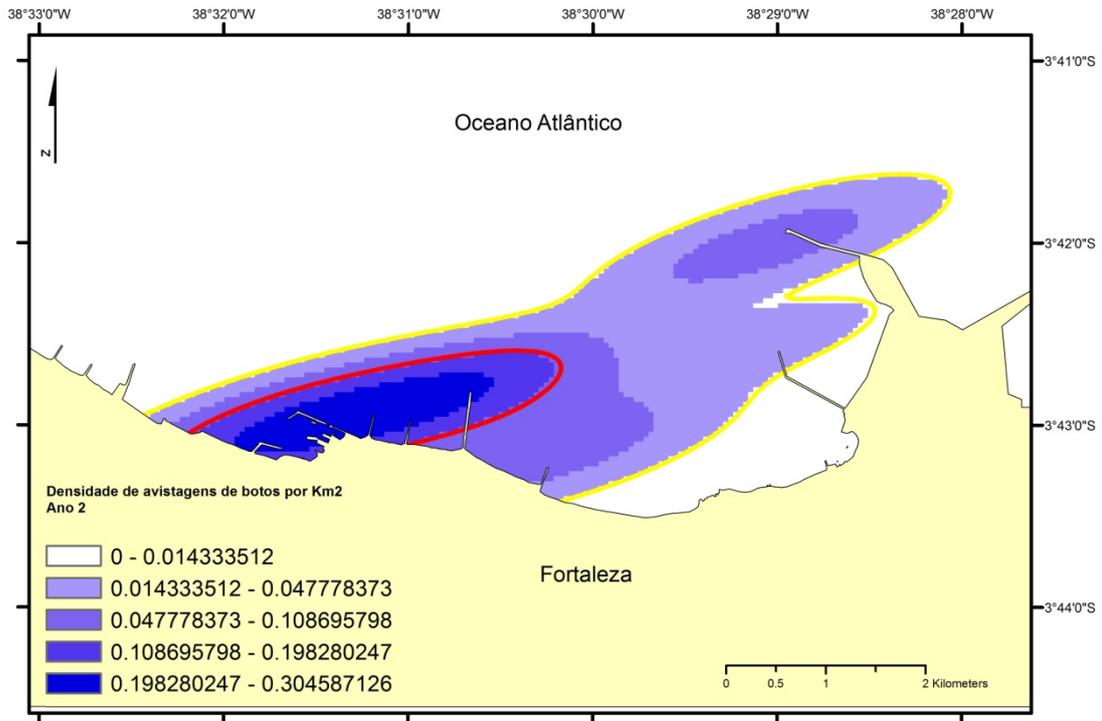


Figura 9. Densidade de avistagens de boto-cinza na enseada do Mucuripe no segundo ano de estudo, indicando a área de uso (kernel 95%) contornada em amarelo e a área preferencial (kernel 50%) contornada de vermelho.

A área de uso dos botos foi 9% maior no período de seca do que no período de chuva. A área preferencial foi 16% maior na seca do que na chuva (Figuras 10 e 11; Tabela 2).

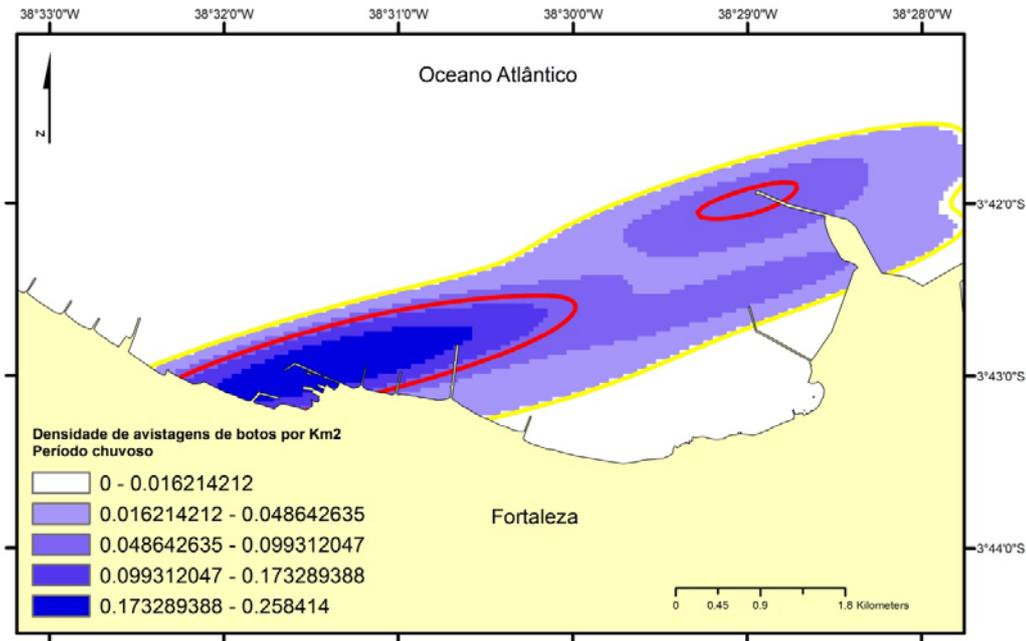


Figura 10. Densidade de avistagens de boto-cinza na enseada do Mucuripe no período chuvoso, indicando a área de uso (kernel 95%) contornada em amarelo e a área preferencial (kernel 50%) contornada de vermelho.

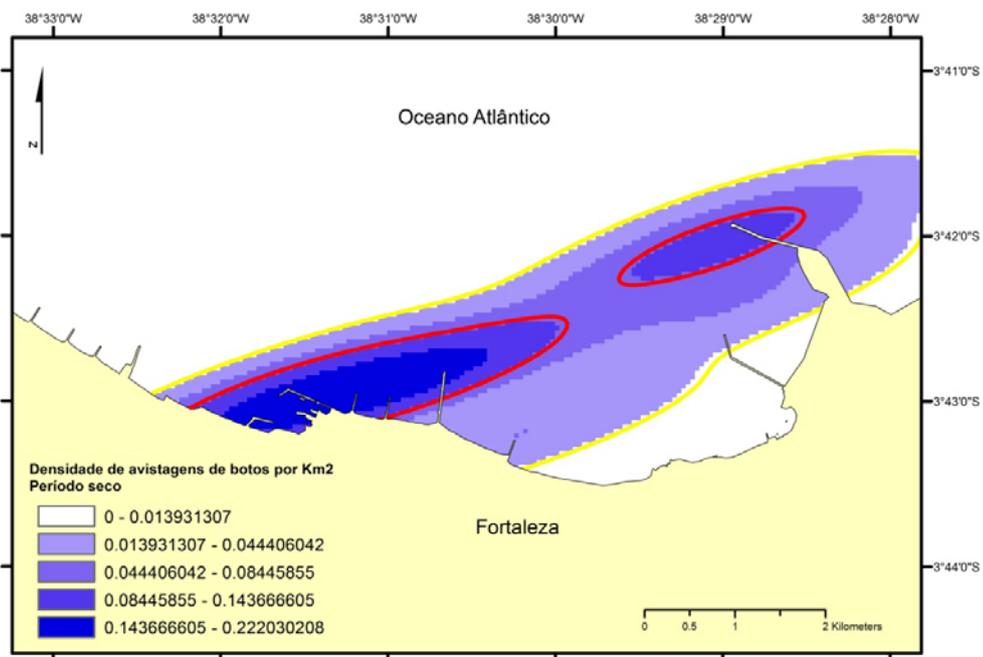


Figura 11. Densidade de avistagens de boto-cinza na enseada do Mucuripe no período seco, indicando a área de uso (kernel 95%) contornada em amarelo e a área preferencial (kernel 50%) contornada de vermelho.

Foram registradas 268 redes de pesca na área de estudo, sendo 152 no primeiro ano e 116 no segundo ano; e 169 no período de chuva e 99 no período de seca. A área de uso das redes de pesca foi de aproximadamente 38 km², considerando todo o período de estudo, e a área preferencial da atividade localizou-se desde a parte externa do espigão do porto até a linha de costa da região central da área de estudo (Figura 12). No primeiro ano de estudo a área de uso quatro vezes maior do que área observada no segundo ano (Tabela 2). No ano 1, a área preferencial de pesca também foi maior, e abrangeu a região compreendida entre a parte externa do espigão do porto até a região do riacho Maceió, na região do Mucuripe (Figura 13). Já no segundo ano, houve duas áreas preferenciais menores, dentro da área preferencial do ano 1 (Figura 14).

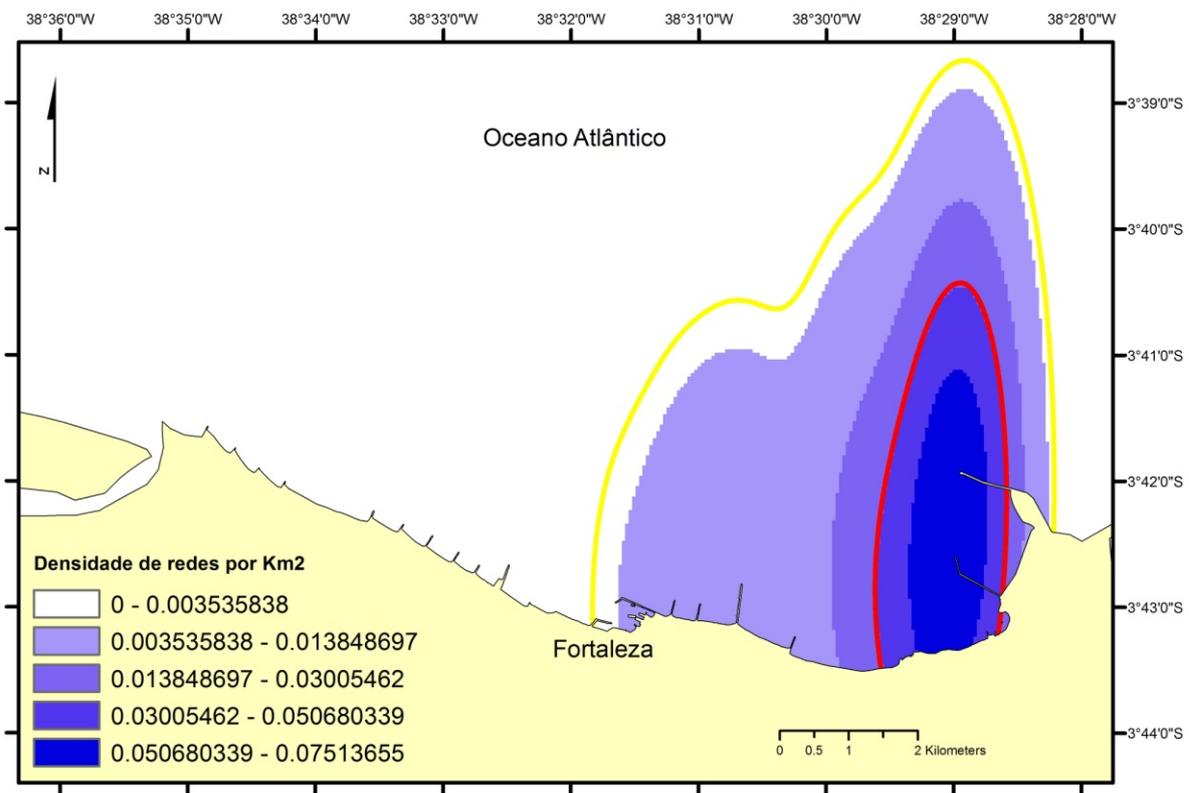


Figura 12. Densidade de redes de pesca na enseada do Mucuripe, considerando todo o período de estudo, indicando a área de uso (kernel 95%) contornada em amarelo e a área preferencial (kernel 50%) contornada de vermelho.

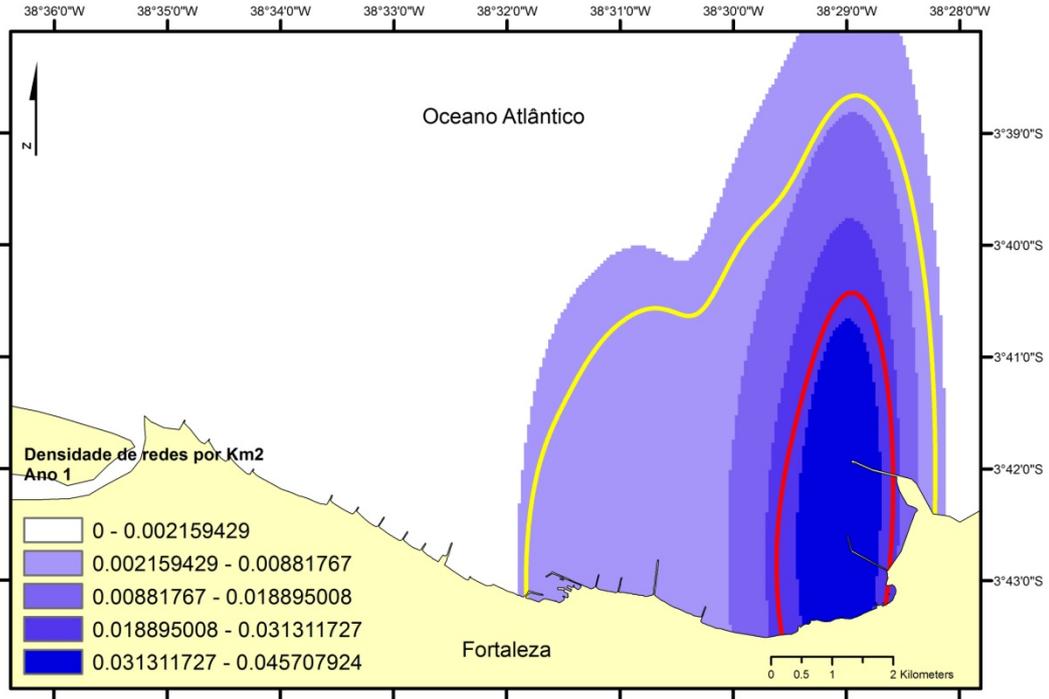


Figura 13. Densidade de redes de pesca na enseada do Mucuripe no primeiro ano de estudo, indicando a área de uso (kernel 95%) contornada em amarelo e a área preferencial (kernel 50%) contornada de vermelho.

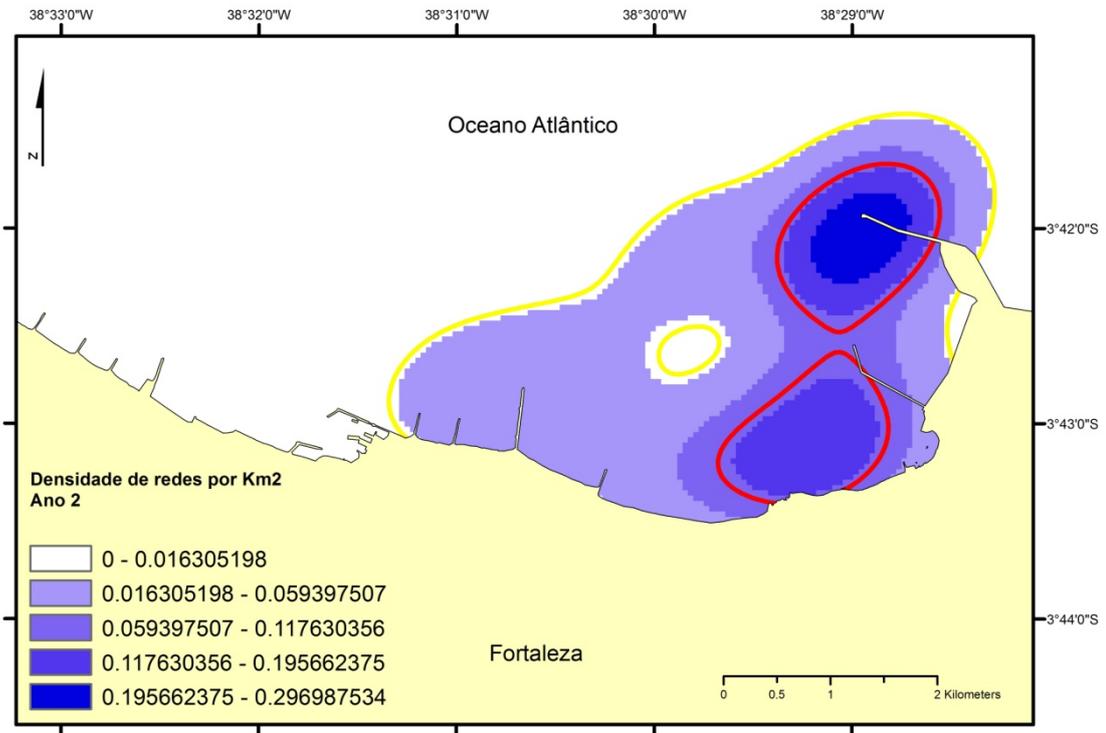


Figura 14. Densidade redes de pesca na enseada do Mucuripe no segundo ano de estudo, indicando a área de uso (kernel 95%) contornada em amarelo e a área preferencial (kernel 50%) contornada de vermelho.

A área utilizada pela atividade de pesca no período seco foi cinco vezes maior do que a área utilizada no período chuvoso. No período chuvoso (Figura 15) observou-se que a atividade ficou mais concentrada na região compreendida entre a parte externa do espigão do porto e a região a oeste do riacho Maceió. Já no período seco foi observada uma maior distribuição da atividade na enseada, (Figura 16).

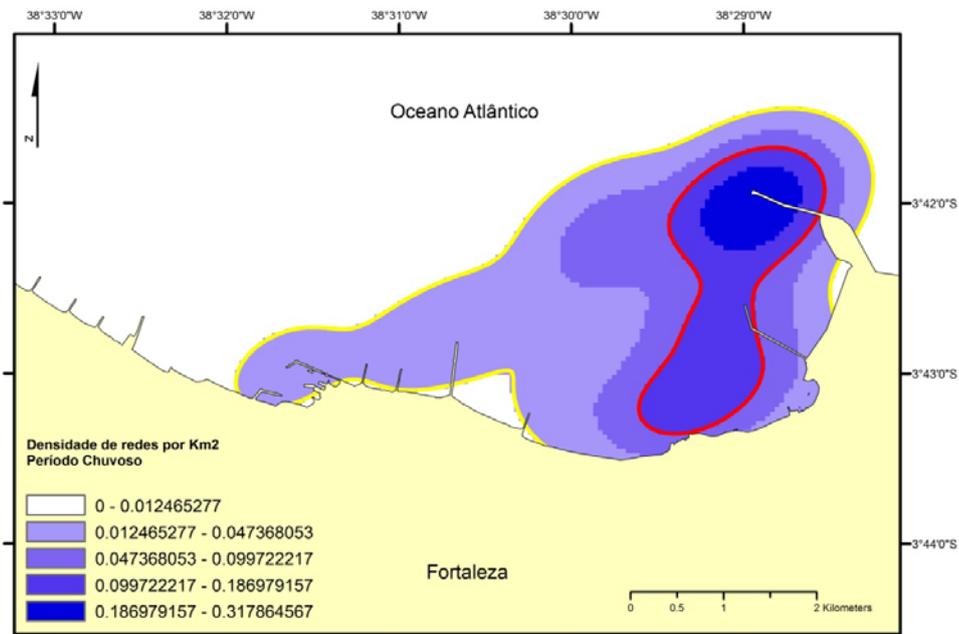


Figura 15. Densidade de redes de pesca na enseada do Mucuripe no período chuvoso, indicando a área de uso (kernel 95%) contornada em amarelo e a área preferencial (kernel 50%) contornada de vermelho.

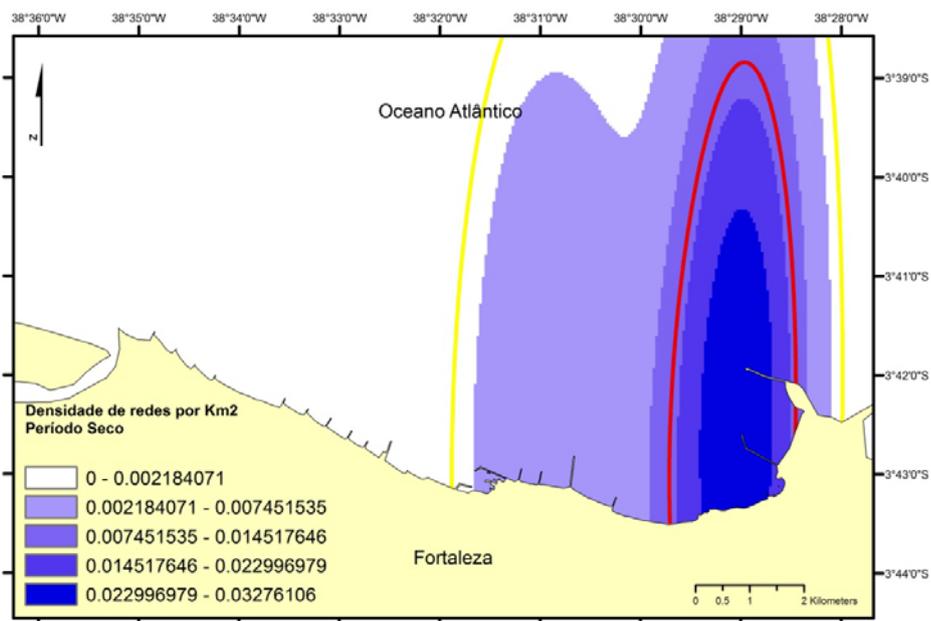


Figura 16. Densidade de redes de pesca na enseada do Mucuripe no período seco, indicando a área de uso (kernel 95%) contornada em amarelo e a área preferencial (kernel 50%) contornada de vermelho.

Foram registradas 87 embarcações motorizadas na enseada no período de estudo, sendo 58 no primeiro ano e 29 no segundo ano de estudo. Estas foram principalmente embarcações de pesca com cabine e motor de centro e pequenos paquetes com motor de popa do tipo rabeta (Figura 17) que estavam em trânsito. A área utilizada por estas embarcações foi de aproximadamente 16 km^2 e variou pouco (6%) comparando-se os anos 1 e 2. Entre as estações chuvosa e seca houve uma variação de 12%, sendo a área da estação chuvosa maior (Tabela 2). As embarcações motorizadas ocorreram em toda a região da enseada, mas concentraram-se na área compreendida entre o espigão do porto e o porto dos pescadores (Figura 18). No primeiro ano de estudo, a área preferencial dos barcos foi a região compreendida entre o espigão do porto e o interior da enseada, próximo ao porto dos pescadores (Figura 19). No segundo ano, observou-se que além desta área, a região da praia de Iracema também foi uma área preferencial para estas embarcações (Figura 20).



Figura 17. Pacote com motor rabeta observado na enseada do Mucuripe no período de estudo.

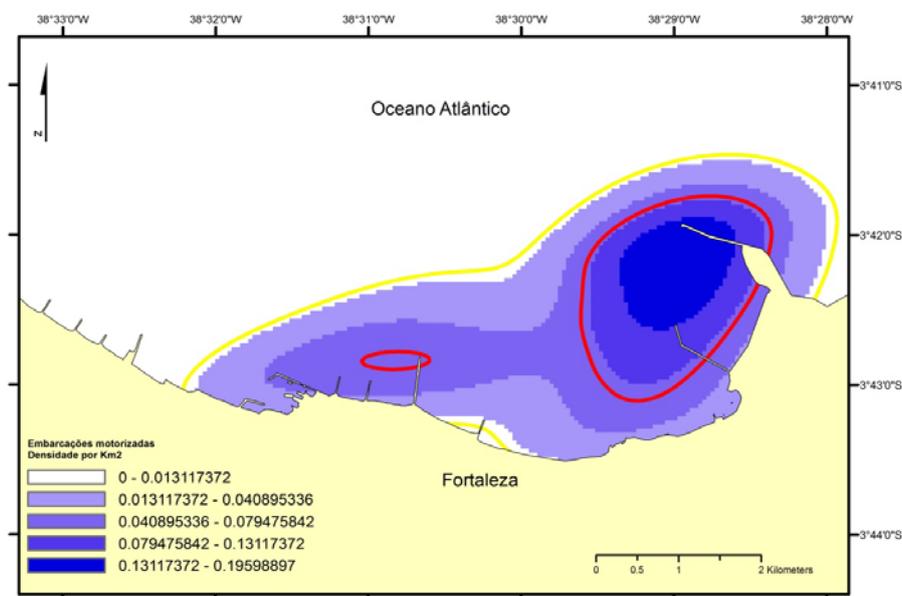


Figura 18. Densidade de embarcações motorizadas na enseada do Mucuripe em todo o período de estudo, indicando a área de uso (kernel 95%) contornada em amarelo e a área preferencial (kernel 50%) contornada de vermelho.

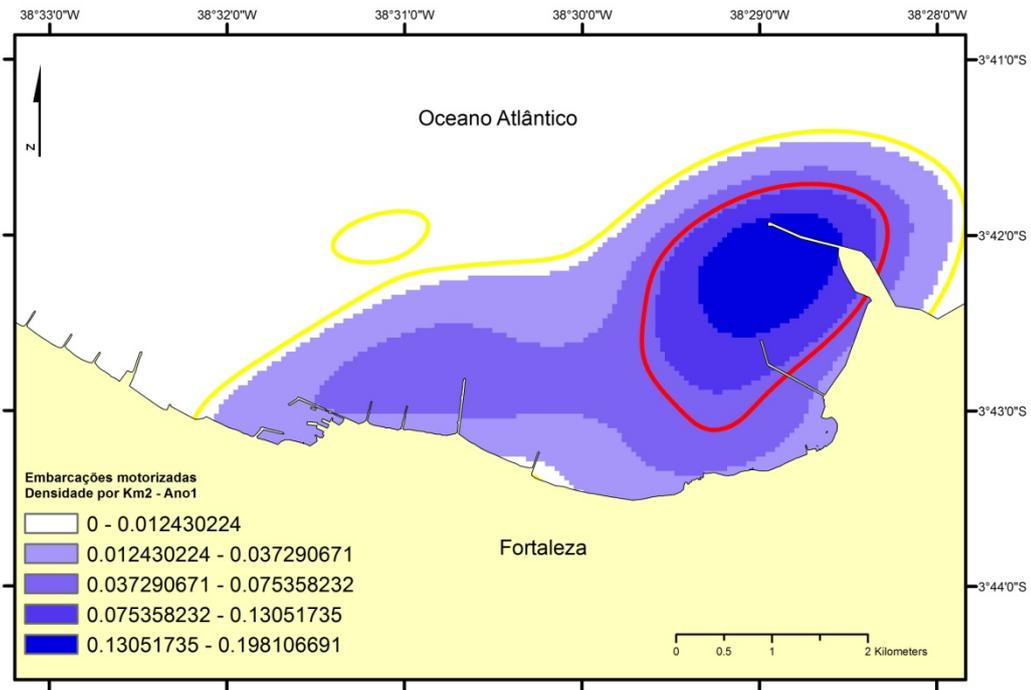


Figura 19. Densidade de embarcações motorizadas na enseada do Mucuripe no primeiro ano de estudo, indicando a área de uso (kernel 95%) contornada em amarelo e a área preferencial (kernel 50%) contornada de vermelho.

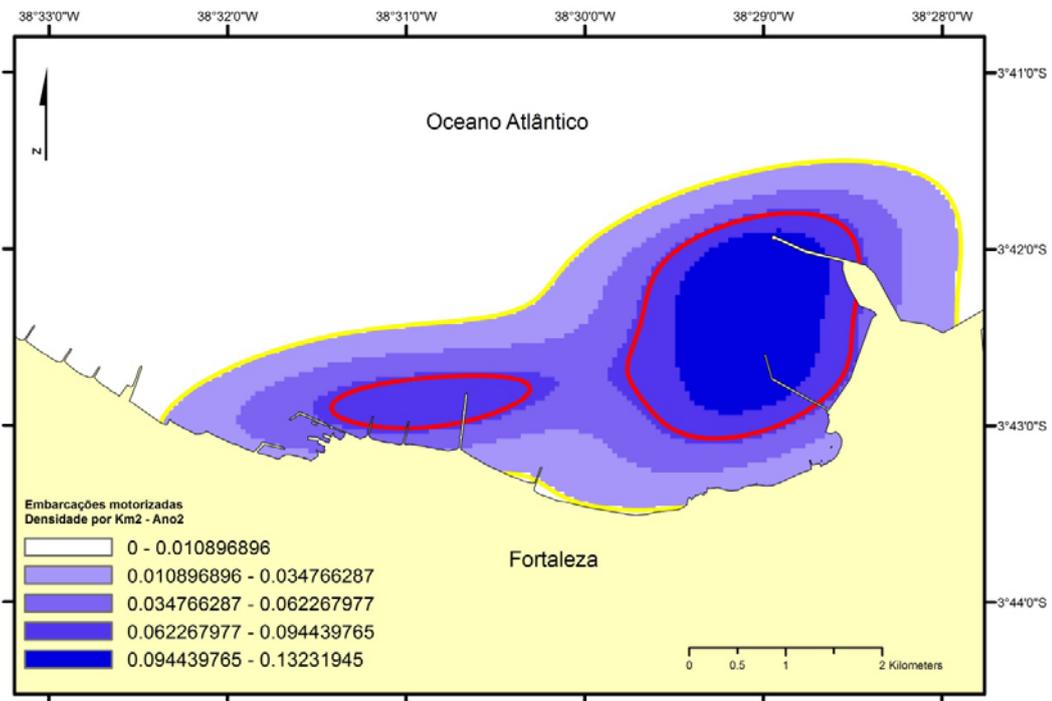


Figura 20. Densidade de embarcações motorizadas na enseada do Mucuripe no segundo ano de estudo, indicando a área de uso (kernel 95%) contornada em amarelo e a área preferencial (kernel 50%) contornada de vermelho.

Entre o período seco e chuvoso não houve muita variação na área utilizada pelas embarcações motorizadas. Em ambos os períodos, a região de saída do porto do Mucuripe foi muito utilizada, no entanto no período seco a área da praia de Iracema teve uma grande concentração também (Figuras 21 e 22).

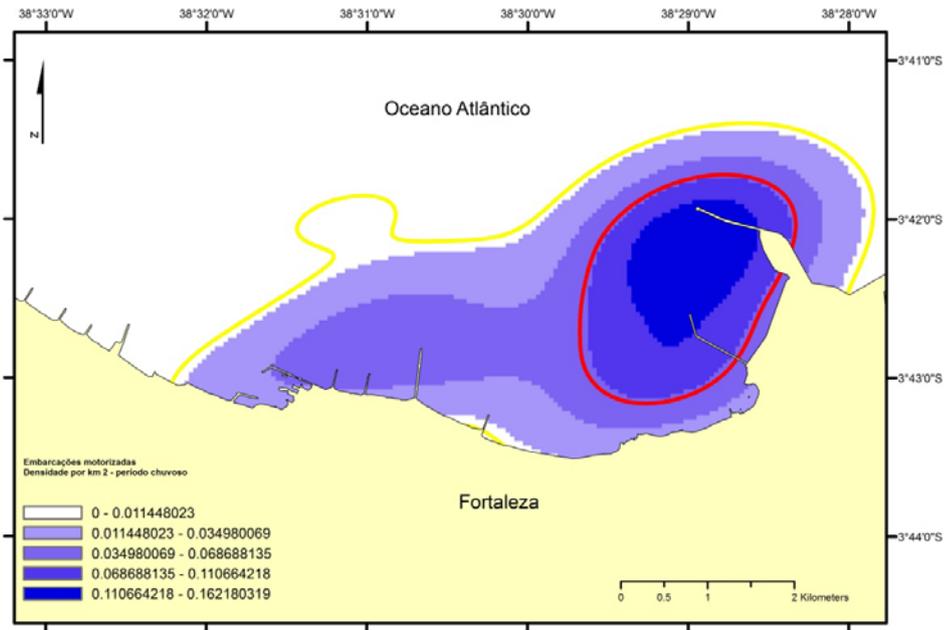


Figura 21. Densidade de embarcações motorizadas na enseada do Mucuripe no período chuvoso, indicando a área de uso (kernel 95%) contornada em amarelo e a área preferencial (kernel 50%) contornada de vermelho.

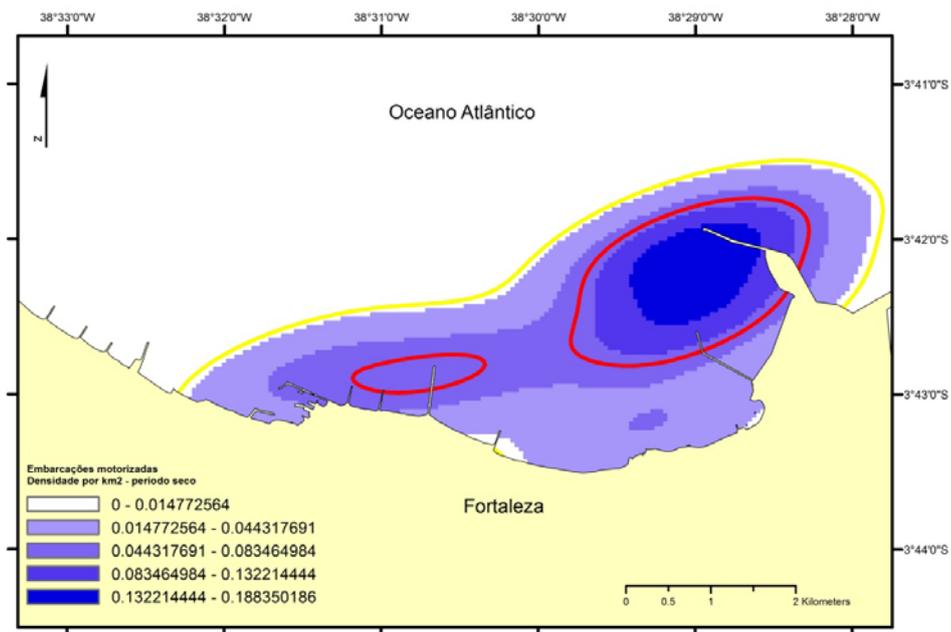


Figura 22. Densidade de embarcações motorizadas na enseada do Mucuripe no período seco, indicando a área de uso (kernel 95%) contornada em amarelo e a área preferencial (kernel 50%) contornada de vermelho.

Operações de dragagem foram registradas em doze ocasiões durante o período, sendo três no primeiro ano e nove no segundo ano de estudo. No primeiro ano, a atividade se concentrou no píer do porto do Mucuripe (Figura 23) e no segundo ano ela ocorreu ao longo do canal do porto (Figura 24).

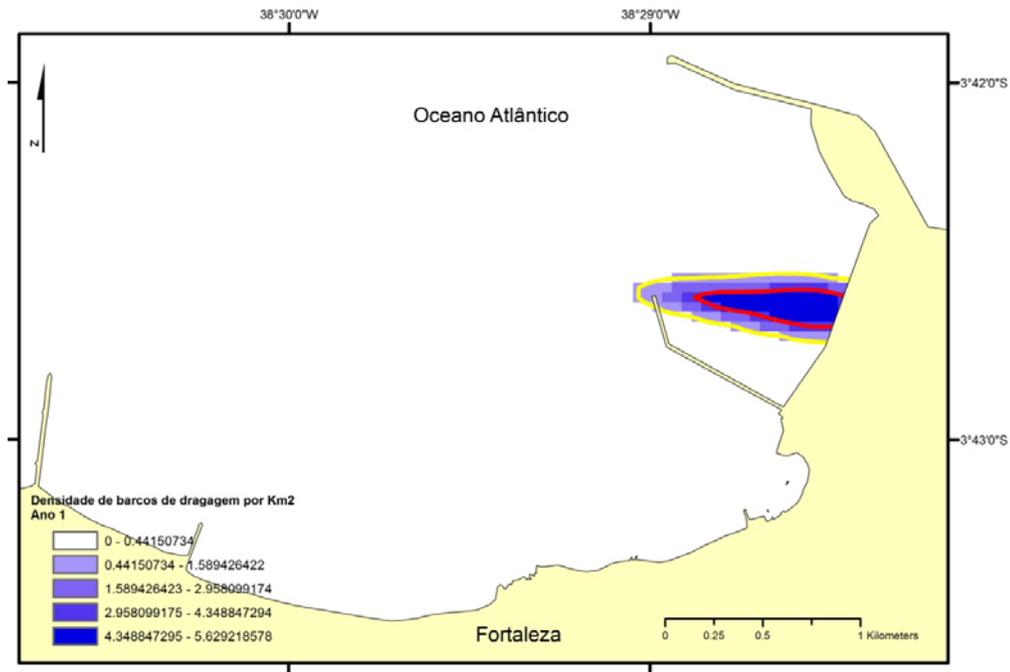


Figura 23. Densidade de operações de dragagem na enseada do Mucuripe no primeiro ano de estudo, indicando a área de uso (kernel 95%) contornada em amarelo e a área preferencial (kernel 50%) contornada de vermelho.

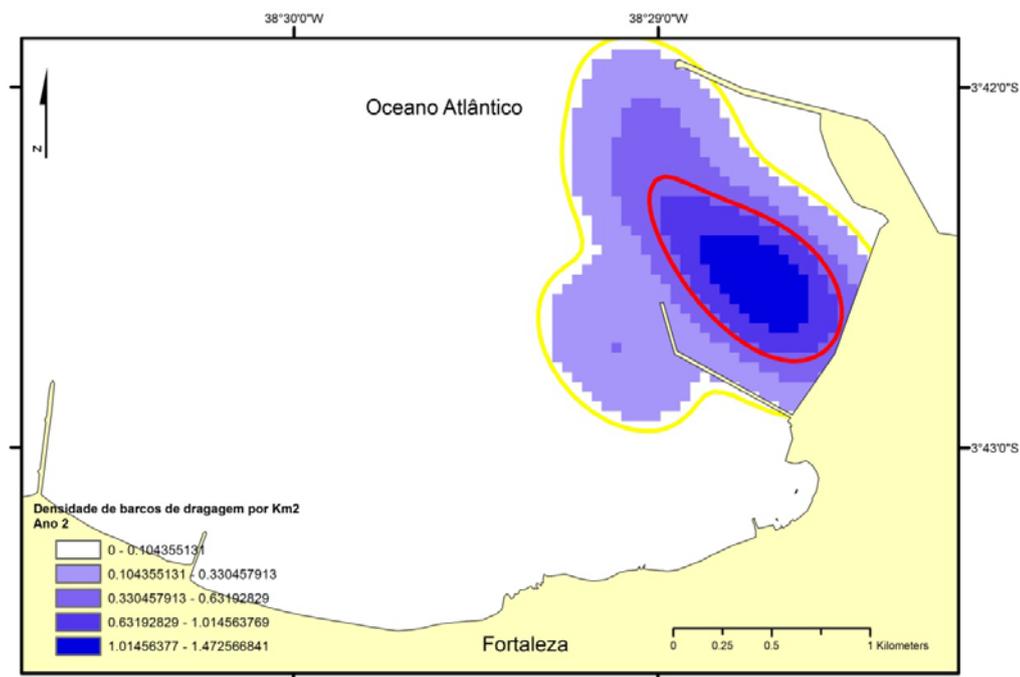


Figura 24. Densidade de operações de dragagem na enseada do Mucuripe no segundo ano de estudo, indicando a área de uso (kernel 95%) contornada em amarelo e a área preferencial (kernel 50%) contornada de vermelho.

A área de sobreposição entre a área de uso dos botos e da atividade de pesca foi de 10,34 km² (Figura 25), considerando todo o período de estudo. Considerando-se o primeiro e o segundo ano de estudo, a variação do tamanho da área de sobreposição foi pequena. No entanto, considerando-se os períodos seco e chuvoso, observou-se que no período chuvoso, a área de sobreposição foi 22% menor do que no seco (Figura 26).

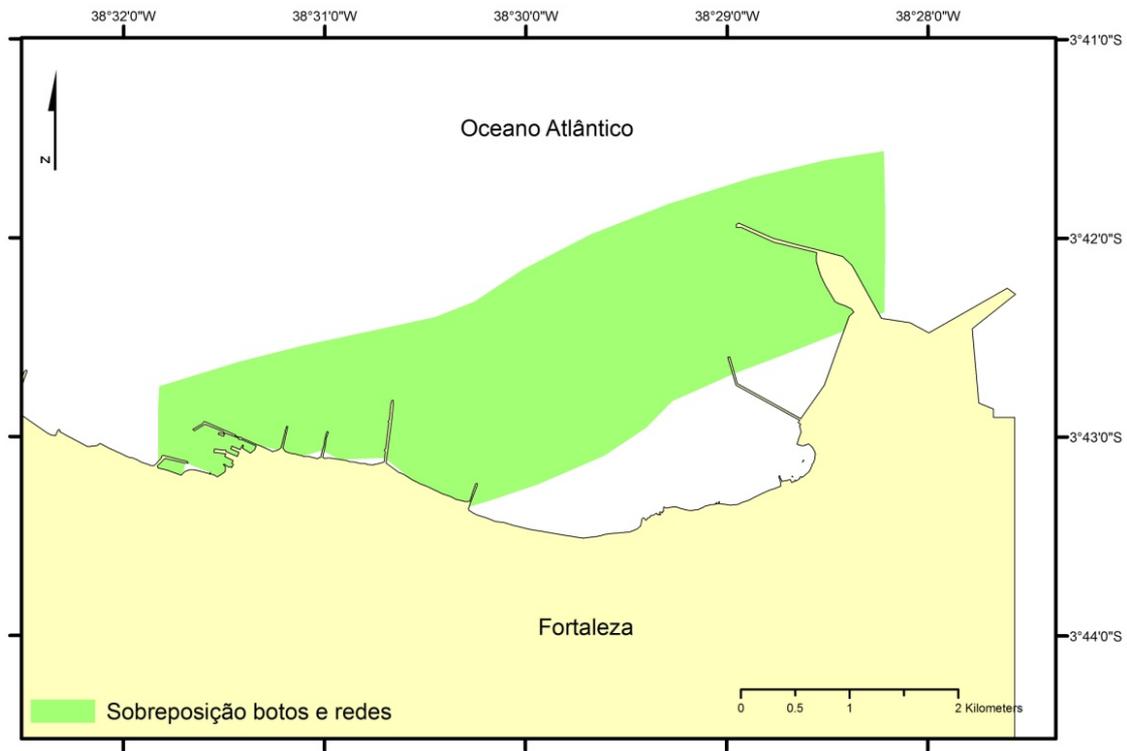


Figura 25. Área de sobreposição das áreas de uso dos botos e das redes de pesca na enseada do Mucuripe.

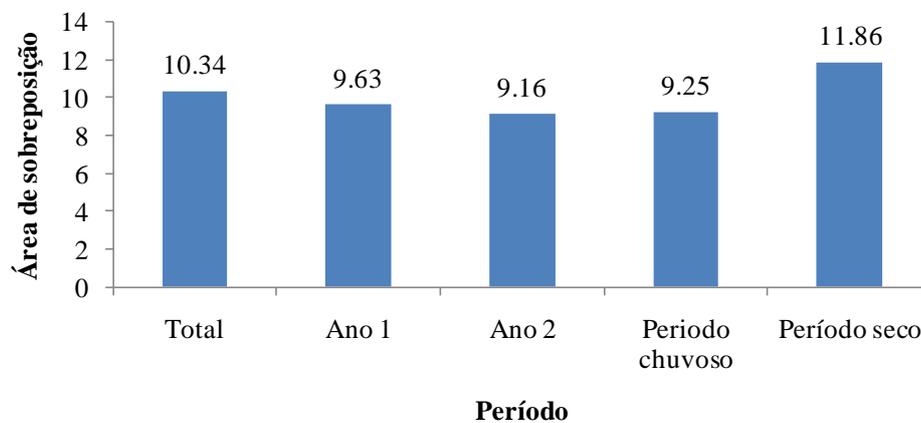


Figura 26. Área de sobreposição (km²) entre as áreas de uso do boto-cinza e as redes de pesca nos diferentes períodos analisados na enseada do Mucuripe

O percentual de sobreposição entre a área de uso dos botos e da atividade de pesca na área de estudo foi de 25% considerando-se todo o período de estudo. No entanto, no segundo ano de estudo, o percentual foi muito maior do que no primeiro. No período chuvoso, o percentual de sobreposição também foi expressivamente maior do que no período seco (Figura 27).

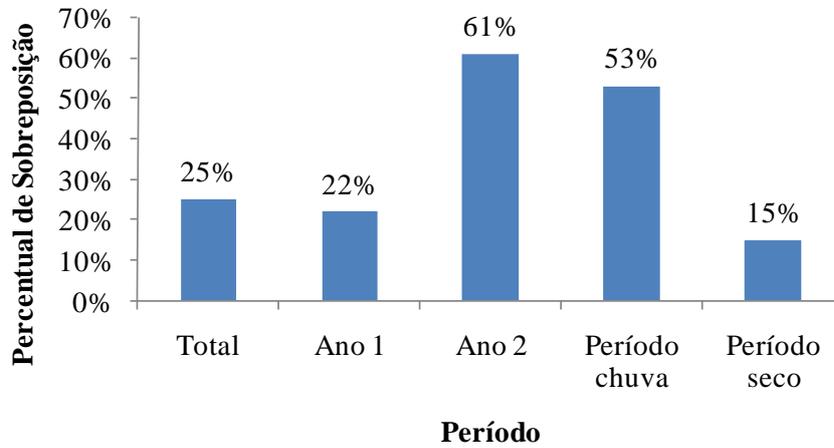


Figura 27. Percentual de sobreposição entre a área de uso do boto-cinza e das redes de pesca nos diferentes períodos analisados na enseada do Mucuripe.

A área de sobreposição entre a área de uso dos botos e de embarcações motorizadas foi de 11,22 km² (Figura 28), considerando todo o período de estudo. A área de sobreposição pouco variou comparando-se o primeiro com o segundo ano de estudo, e o período seco com o chuvoso (Figura 29).

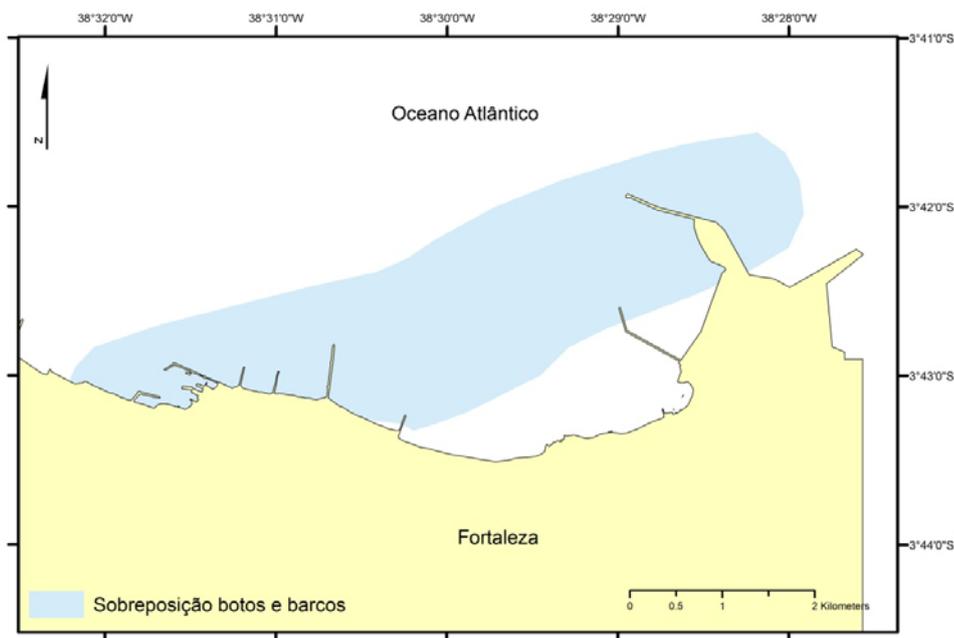


Figura 28. Área de sobreposição entre a área de uso dos botos e das embarcações motorizadas na enseada do Mucuripe.

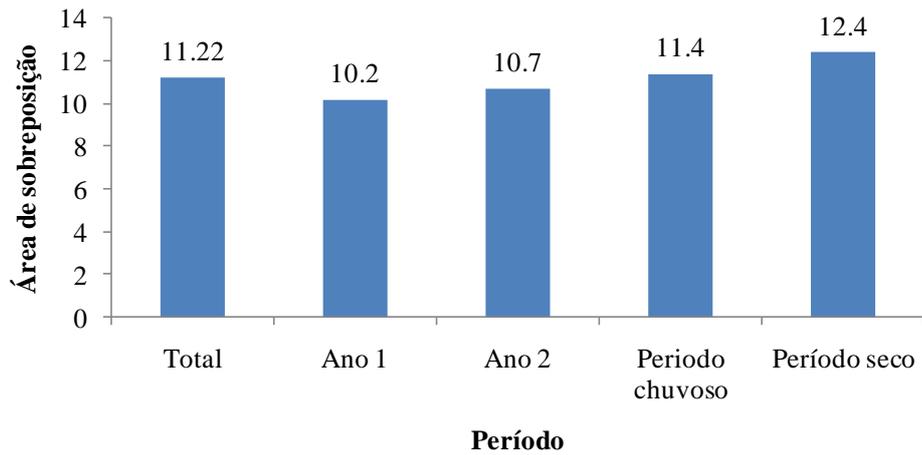


Figura 29. Área de sobreposição (km²) entre área de uso do boto-cinza e das embarcações motorizadas nos diferentes períodos analisados na enseada do Mucuripe.

A sobreposição da área de uso dos botos com a área de uso de embarcações motorizadas foi de 70% em todo o período de estudo. A maior sobreposição ocorreu também no segundo ano, quando foi observado um percentual de 67%. No período seco o percentual foi maior do que no chuvoso (Figura 30).

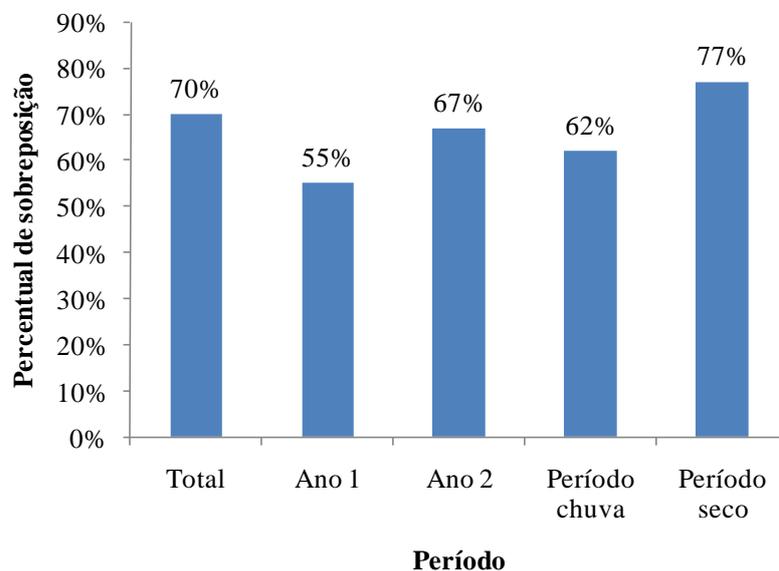


Figura 30. Percentual de sobreposição entre a área de uso do boto-cinza e das embarcações motorizadas nos diferentes períodos analisados.

A área de sobreposição entre a área de uso dos botos e das operações de dragagem foi 1,4 km², uma vez que esta se concentrou na área do porto do Mucuripe (Figura 31). O percentual de sobreposição foi de 8% no total.

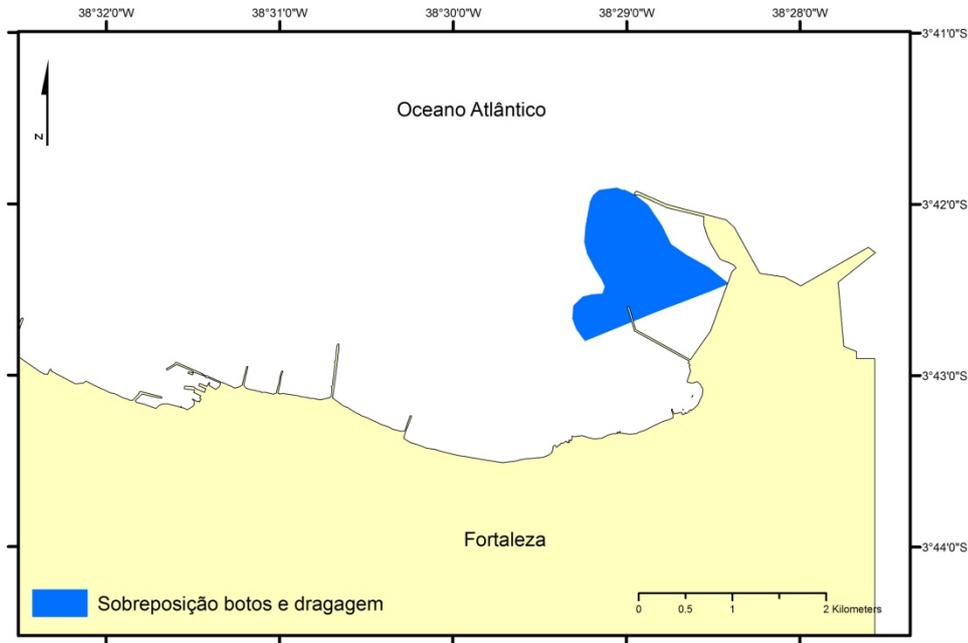


Figura 31. Área de sobreposição entre a área de uso do boto-cinza e das operações de dragagem na área de estudo.

4 DISCUSSÃO

Este é o primeiro estudo a descrever o uso do habitat do boto-cinza, *S. guianensis*, num habitat exclusivamente aberto e urbano, e a identificar a sobreposição da área de uso da espécie com atividades antrópicas.

Como esperado, devido à heterogeneidade do habitat, a distribuição dos botos-cinza na enseada do Mucuripe não foi uniforme. Três variáveis explicaram a preferência de habitat pela espécie na área: profundidade, distância da costa e distância dos espigões/píers. Os animais mostraram preferência por áreas a menos de 400m de distância de espigões/píers, entre 400 e 800m da costa e com profundidades entre 3 e 6 metros, nesta ordem.

Muitos estudos de uso de habitat com o boto-cinza tem indicado a preferência de águas com menos de seis metros de profundidade [e.g., estuário de Caravelas (ROSSI-SANTOS *et al.*, 2010); baía do Pontal (SANTOS *et al.*, 2010); baía Norte (WEDEKIN *et al.*, 2010)]. No entanto, a espécie também mostra preferência por áreas com profundidades maiores em outros locais (e.g., baía da Guanabara (AZEVEDO *et al.*, 2007); barra de Paraguaçu (BATISTA,

2008)]. Isto indica que a característica profundidade não pode ser utilizada exclusivamente para descrever o uso do habitat do boto-cinza numa escala de micro-habitat, e que sua utilização depende mais das profundidades disponíveis em áreas com alimento, que de uma aparente seleção de habitat propriamente dita.

A maioria dos estudos de uso de habitat e comportamento de golfinhos tem indicado que as áreas preferenciais dos animais estão relacionadas à alimentação, ou seja, a uma maior concentração de suas presas ou a alguma característica que aumente as oportunidades de forrageio para os animais (BALLANCE, 1992; HASTIE et al., 2004; WILSON et al., 1997). De acordo com Meirelles (capítulo 2 desta tese), nas áreas próximas a espigões/píers o comportamento principal dos botos-cinza foi o forrageio, no qual os animais arrebanharam cardumes de peixes em direção aos espigões/píers, para depois capturá-los, ou utilizaram estes como barreira, arrebanhando os peixes em direção às águas mais rasas e para capturá-los.

A costa do estado do Ceará é retilínea, e não existem lagunas, baías ou grandes estuários (CAMPOS *et al.*, 2003), com exceção do estuário formado pelos rios Timonha e Ubatuba na divisa com o estado do Piauí, o menos impactado do estado. A maior parte dos rios é intermitente e grande parte deles está assoreada próximo à boca devido aos desmatamentos para a instalação de fazendas de cultivo de camarão. Além disso, devido à construção de barragens, a vazão natural dos rios do estado foi severamente reduzidas, diminuindo o aporte de nutrientes do continente para a região costeira. Com isso, o boto-cinza, uma espécie que comumente utiliza águas naturalmente abrigadas, ocupa áreas abertas da costa do estado, concentrando-se em algumas enseadas, como a do Mucuripe. Esta enseada, além de ser naturalmente mais abrigada do que grande parte da costa do estado, tornou-se um abrigo para diversas espécies marinhas devido também à instalação de diversos espigões e píers, que funcionam como recifes artificiais.

No estado do Ceará, Campos (2012) descreveu os itens alimentares do boto-cinza, indicando como espécies mais abundantes o coró (*Pomadasys corvinaeformis*), a biquara (*Haemulon plumeri*), o ariacó (*Lutjanus synagis*) e a lula comun (*Loligo plei*). Estas espécies são todas encontradas na enseada, sendo o coró o mais abundante como espécie acompanhante da pesca de arrasto de fundo para a captura de camarão (BRAGA *et al.*, 2001) e um dos cinco mais abundantes no arrasto de praia (COSTA *et al.*, 1995). Essas três espécies de peixes descritas são normalmente encontradas em regiões abrigadas da zona costeira, como recifes e estuários, onde se protegem de predadores e buscam alimento. Apesar de não existir um levantamento das espécies de peixes que ocorrem nas regiões de píers e espigões da enseada do Mucuripe, estes são os locais mais abrigados e funcionam como recifes artificiais (AMBROSE, 1994; STEPHENS; PONDELA II, 2002; STEPHENS *et al.*, 1994), apesar de não serem construídos

com este propósito. Assim, espera-se que as espécies de peixes indicadas acima procurem abrigo e alimento próximo a estas estruturas.

Estudos realizados em recifes artificiais no Golfo do México indicaram que o ariacó é uma espécie que habita recifes artificiais, onde se tornam residentes, aumentando a produtividade local (SZEDLMAYER; SHIPP, 1994). No estado do Ceará, Freitas *et al.* (2006) verificaram que o coró utiliza tábuas de cultivo de ostras como habitat, indicando que a espécie utiliza estruturas que funcionam como recife artificial como habitat. Juvenis de biquara também tem sido registrados em recifes artificiais, como descrito por Randall (1963), nas Ilhas Virgens e por Alezivon e Gorham (1989) na Flórida, E.U.A.. Os recifes artificiais tem sido também relatados como áreas de desova de cefalópodes como lulas do gênero *Loligo*. De acordo com Lök e Tokaç (2000), *L. vulgaris* deposita cachos de ovos para incubação em substratos duros em locais com pouca corrente. Por causa disso, no Japão, recifes artificiais tem sido implantados como áreas de reprodução de lulas (THIERRY, 1988). Assim, na enseada do Mucuripe, os botos-cinza utilizam as áreas onde localizam-se píers e espigões, como identificado nas análises de uso espacial deste estudo, porque ali se encontram maiores concentrações de suas presas, aumentando o sucesso de captura. Além disso, os botos que habitam a enseada parecem ter se especializado em utilizar estas estruturas para arrebanhar os cardumes de peixe, maximizando a obtenção de energia para os indivíduos, como discutido no capítulo 2 desta tese. Assim, a presença de píers e espigões é a característica que tem maior influência no uso do habitat do boto-cinza na enseada estudada.

Apesar da área de uso do boto-cinza na área de estudo ter variado pouco de um ano para outro, a área preferencial foi reduzida em cerca 36% no segundo ano. A região do porto do Mucuripe deixou de ser usada pelos animais com a mesma intensidade. A área de uso dos golfinhos não é estática e ela pode mudar de acordo com fatores ambientais e distribuição das presas (DEFTRAN *et al.*, 1999; NEUMANN, 2001) e distúrbios antrópicos (HUNG; JEFFERSON, 2004). Não há levantamentos sobre a distribuição das presas do boto-cinza ou alterações ambientais ou oceanográficas na enseada do Mucuripe no período de estudo. No entanto, no segundo ano de estudo pode-se observar uma intensificação das operações de dragagens, tanto em frequência quanto em área de uso. Devido ao ruído produzido e ao aumento da concentração de sólidos suspensos na água, operações de dragagens afugentam diversas espécies marinhas, inclusive golfinhos e suas presas (JEFFERSON *et al.*, 2009; BRYANT *et al.*, 1984). Apesar da existência de ruídos produzidos pelo tráfego de navios e de outras embarcações na região do porto (rebocadores, praticagem, Capitania dos Portos, Polícia Federal, embarcações de pesca), operações de dragagem são fontes contínuas de ruído intenso que se prolonga por dias ou até meses (RICHARDSON *et al.*, 1995). Como o porto do Mucuripe foi considerado uma

área preferencial do boto-cinza na enseada no primeiro ano de estudo, provavelmente o ganho de energia dos animais no local deve compensar o estresse causado pelo ruído produzido pelos navios. No entanto, no segundo ano de estudo, o ruído dos navios, somados ao ruído das operações de dragagem possivelmente foram de tal intensidade que fizeram com que os animais deixassem de utilizar a área, ou seja, os custos com a tolerância podem ter excedido o benefício de permanecer no local.

A área de uso da pesca ocupou aproximadamente 38 km² na região estudada, sendo três vezes maior do que a área de uso dos botos. No estado do Ceará, a pesca tem grande importância social e econômica e é responsável pelo sustento de muitas comunidades costeiras (CAMPOS *et al.*, 2003). Na cidade de Fortaleza, há uma comunidade de pescadores artesanais que pescam na enseada do Mucuripe utilizando principalmente redes de emalhar de superfície e de fundo, e deslocando-se em pequenas embarcações movidas a remo (paquete). A pesca é essencialmente de subsistência e devido à limitação no deslocamento, grande parte desses pescadores fica a menos de 1 km da costa.

A área de uso das pescarias se reduziu drasticamente de um ano para o outro, de 56 para 13 km², assim como o esforço de pesca (- 24%). É possível que no segundo ano de estudo, impactos causados pelas operações de dragagem tenha levado a esta diminuição, uma vez que estudos tem indicado a diminuição na abundância de peixes durante este tipo de operação (e.g., HARVEY, 1986).

O esforço foi maior (169 redes) e concentrado numa área menor (14 km²) no período chuvoso do que no período de seca (99 redes; 72 km²). Este cenário pode ser explicado pelo fato de que no período chuvoso, devido ao aporte de nutrientes provindos da drenagem continental, há um aumento da produtividade primária costeira, e um aumento na abundância de peixes (COSTA *et al.*, 1995) e, conseqüentemente um maior esforço de pesca, mais concentrado próximo a costa, uma vez que a maioria das embarcações de pesca observada na enseada são movidas a remo. Além disso, nesse período a pesca da lagosta, que é feita fora da enseada e utilizando armadilhas, é proibida, o que acarretaria num maior número de pescadores que usam redes dentro da enseada. Já no período seco, haveria um esforço menor, mas mais abrangente espacialmente, porque a abundância de presas é menor.

Considerando todo o período de estudo, o percentual de sobreposição entre a área de uso dos botos e das redes de pesca foi de cerca de 25%. No entanto, no segundo ano de estudo e no período de chuva, quando a área de uso da pesca foi mais concentrada perto da costa, o percentual de sobreposição chegou a mais de 50%. Considerando-se que as capturas acidentais em redes de pesca são indicadas como a maior causa de mortalidade de cetáceos no mundo (READ *et al.*, 2006), e que o boto-cinza é a espécie com o maior número de registros de encalhes

no estado do Ceará, principalmente devido às capturas acidentais (MONTEIRO-NETO et al., 2000; MEIRELLES et al., 2010), este percentual de sobreposição é preocupante, principalmente para uma população pequena como esta (n=41, capítulo 1), que vive numa área altamente impactada como a enseada do Mucuripe.

A área de uso de embarcações motorizadas na enseada não variou ao longo do período de estudo, nem nas estações do ano. Apesar da maioria destas embarcações não permanecer dentro da enseada, foi observada uma sobreposição de cerca de 70% com a área de uso dos botos, considerando todo o período de estudo. Uma importante área onde foi observada sobreposição entre as áreas preferenciais dos botos e das embarcações foi a região próxima ao espigão do porto do Mucuripe, onde as embarcações passam a caminho ou retornando da pesca. Apesar do intenso tráfego destas embarcações nesses locais durante o primeiro ano de estudo, os animais não deixaram de utilizar essa região no período. Desta forma, é possível que a intensidade do trânsito deste tipo de embarcação no local não gere um impacto suficiente para que os botos deixem a área. No entanto, isto não quer dizer que o tráfego de embarcações não esteja gerando impacto nos botos. Estudos tem sugerido que golfinhos tem uma certa tolerância à presença deste tipo de embarcações, mas o impacto causado pode ser manifestado nos animais de diferentes formas, como a mudança da direção de deslocamento para longe da embarcação (AU; PERRYMAN, 1982), aumento da velocidade de deslocamento (NOWACEK et al., 2001) e mudanças nas emissões sonoras (LESAGE et al., 1999). Estes impactos podem levar a sérias alterações na sobrevivência dos animais, uma vez que podem comprometer comportamentos de forrageio e reprodução. Além disso, os golfinhos utilizam as vocalizações em diversas atividades, e os ruídos provocados por embarcações podem forçá-los a modificar o comportamento sonoro ou até reduzir sua capacidade auditiva, diminuindo sua habilidade de obter alimento e interferindo na navegação (FLETCHER; BUSNEL, 1978; RICHARDSON *et al.*, 1995). Apesar do estudo comportamental dos botos na presença de embarcações não ter sido o foco deste estudo, foi possível observar que os animais se distanciavam de embarcações motorizadas, inclusive da embarcação de pesquisa. Como o boto-cinza é uma espécie conhecida por sua timidez e por evitar a aproximação de embarcações (SIMÃO *et al.*, 2000; LODI, 2003), o impacto da presença destas pode ser maior ainda para esta espécie do que para aquelas que tem maior tolerância, como o *Tursiops truncatus* (LODI *et al.*, 2008).

A atividade de dragagem, comumente observada em regiões portuárias foi registrada nos dois anos de estudo, mas com maior intensidade e área de uso no segundo ano, quando foi observado um menor uso da área pelos botos, como discutido acima. Apesar do boto-cinza ocorrer em outras áreas portuárias ao longo de sua distribuição (e.g., baía de Guanabara, baía da

Babitonga, baía de Paranaguá, Porto de Maceió), este é o primeiro estudo que relata a diminuição do uso de uma determinada área devido a esta atividade.

É importante enfatizar que identificar e mensurar a sobreposição das áreas de uso dos botos e das ações antrópicas não fornece informações sobre a intensidade das interações entre os animais e as atividades identificadas. Para isso, os estudos devem incluir simultaneamente elementos de tempo e espaço (MACE; WALLER 1997).

Quando se estuda uma população de qualquer espécie é essencial saber porque aqueles indivíduos estão ali e onde mais eles estariam, identificando as características do habitat que influenciam a ocupação de uma determinada área, essencial para identificar medidas efetivas de conservação (AARTS *et al.*, 2008; CAÑADAS *et al.*, 2005). No entanto, diversas regiões do planeta já foram alteradas pelo homem e possuem características não naturais. Em locais onde o habitat de uma determinada espécie foi modificado, estes podem ser abandonados (RIBEIRO *et al.*, 2007), continuarem a ser utilizados (DAVISON; FITZPATRICK, 2010) ou até serem usados com maior frequência (TROMBULACK; FRISSELL, 1999).

Embora neste estudo os espigões e píers tenham sido identificados como importantes estruturas utilizadas pelos botos-cinza na enseada do Mucuripe, é desconhecido o impacto que a construção destes pode ter causado para os animais, uma vez que não há dados registrados sobre a presença dos golfinhos na região em um momento pretérito às obras. Além disso, esta população pode ter se adaptado especificamente à presença destas estruturas e ter desenvolvido um comportamento de forma a aproveitá-las durante o forrageio. No entanto, isto não implica dizer que a construção de píers e espigões é benéfica para a espécie e que deveriam ser construídos para atrair ou conservar o boto-cinza em outros locais. A situação observada neste estudo é bem específica, pois se trata de uma população muito pequena, que habita um área exclusivamente aberta, altamente antropizada, localizada na costa do semi-árido nordestino, onde as águas são oligotróficas, devido ao pequeno aporte de nutrientes vindo do continente, e onde a abundância de espécies é pequena. Este habitat é bem distinto daquele onde normalmente a espécie é encontrada em grande parte da sua distribuição: estuários e baías com grande influência estuarina, locais naturalmente protegidos, com alta produtividade primária e abundância de presas. Assim, levando-se em conta os diversos impactos que a espécie vem sofrendo ao longo de sua distribuição, e o desconhecimento de seus status de conservação, a relação da presença da espécie em locais onde há píers e espigões deve ser interpretada com precaução.

Estudos de sobreposição de área de uso de animais com área de uso de ações antrópicas não são comuns. Para cetáceos, apesar das diversas ações antrópicas encontradas nas regiões costeiras onde habitam diversas espécies, o único estudo identificado foi o de Di Tullio

(2009), que verificou a sobreposição da área de uso do golfinho *Tursiops truncatus* com a área de uso pesca no estuário da Lagoa dos Patos, no estado do Rio Grande do Sul. Identificar a área de uso de atividades antrópicas e as áreas de sobreposição com os golfinhos nessas regiões é essencial na hora de criar instrumentos para a conservação da população, como o delineamento e zoneamento de unidades de conservação e de zonas de exclusão, e regulamentações para atividades na zona costeira. Numa área costeira urbana modificada e com diversas atividades antrópicas como a enseada do Mucuripe, onde o boto-cinza já vem sofrendo com os impactos cumulativos, estudos de levantamento da área de uso são cruciais e devem ser usados para embasar medidas de conservação urgentes, antes que a pequena população desapareça ou acabe abandonando a área.

REFERÊNCIAS

- AARTS, G.; MACKENZIE, M.; MCCONNELL, B.; FEDAK, M.; MATTHIOPOULOS, J. Estimating space-use and habitat preference from wildlife telemetry data. **Ecography**, v. 31, n. 1, p. 140-160, 2008.
- ALEZIVON, W.S.; GORHAM, J. C. Effects of artificial reef deployment on nearby resident fishes. **Bulletin of Marine Science**, v. 44, n. 2, p. 646-661, 1989.
- ALLEN M.C.; READ A.J.; GAUDET J.; SAYIGH, L.S. Fine-scale habitat selection of foraging bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* near Clearwater, Florida. **Marine Ecology Progress Series**, v. 222, p. 253–264, 2001.
- AMBROSE, R. F. Mitigating the effects of a coastal power plant on a kelp forest community: rationale and requirements for an artificial reef. **Bulletin of Marine Science**, v. 55, n. 2-3, p. 694-708, 1994.
- ARTHUR, S. M.; MANLY, B. F. J.; MCDONALD L. L.; GARNER G. W. Assessing habitat selection when availability changes. **Ecology**, v. 77, p. 215-227, 1996.
- ATWOOD, T. C.; WEEKS, H. P. Spatial home-range overlap and temporal interaction in eastern coyotes : the influence of pair types and fragmentation. v. 81, p. 1589-1597, 2003.
- AU, D.; PERRYMAN, W. Movement and speed of dolphin schools responding to an approaching ship. **Fishery Bulletin**, v. 80, p. 371–379, 1982.
- AZEVEDO, A. F.; OLIVEIRA, A. M.; VIANA, S. C.; SLUYS, M. V. Habitat use by marine tucuxis (*Sotalia guianensis*) (Cetacea: Delphinidae) in Guanabara Bay, south-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 87, p. 201-205, 2007.
- BALLANCE, L. T. Habitat Use Patterns and Ranges of the Bottlenose Dolphin in the Gulf of California, Mexico. **Marine Mammal Science**, v. 8, n. 3, p. 262-274, 1992.

BATISTA, R. L. G. **USO DE ÁREA E ASSOCIAÇÃO ENTRE OS BOTOS-CINZA *Sotalia guianensis* (VAN BENÉDÉN, 1864) DO ESTUÁRIO DO RIO PARAGUAÇÚ-BA.** Dissertação de Mestrado em Zoologia, Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, 2008.

BÖRGER, L.; FRANCONI, N.; DE MICHELE, G.; GANTZ, A.; MESCHI, F.; MANICA, A.; LOVARI, S.; COULSON, T. Effects of sampling regime on the mean and variance of home range size estimates. **Journal of Animal Ecology**, v. 75, p. 1493–1405, 2006.

BOYCE, M. S.; MCDONALD, L. L. Relating populations to habitats using resource selection functions. **Trends Evol. Ecol.**, v. 14, p. 268-272, 1999.

BRAGA, M.S.C.; SALLES, R.; FONTENELES-FILHO, A.A. Ictiofauna acompanhante da pesca de camarão com rede-de-arrasto na zona costeira do Município de Fortaleza, estado do Ceará, Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 34, p. 49-60, 2001.

BRYANT, P.J.; LAFFERTY, C.M.; LAFFERTY, S.K. Reoccupation of Laguna Guerrero Negro, Baja California, Mexico, by gray whales. In: JONES, ML; SWARTZ, S.L.; LEATHERWOOD, S. (Orgs.) **The gray whale *Eschrichtius robustus***. Academic Press, New York, 1984, p. 375–387.

BYERS, C. R.; STEINHORST, R. K.; KRAUSMAN, P. R. Clarification of a technique for the analysis of utilization-availability data. **Journal of Wildlife Management**, v. 48, p. 1050–1053, 1984.

CALENGE, C.; DUFOUR, A.B.; MAILLARD, D. K-select analysis: a new method to analyse habitat selection in radio-tracking studies. **Ecological Modelling**, v.186, p. 143-153, n. 2, 2005.

CAMPOS, T. M. **ECOLOGIA ALIMENTAR DO BOTO-CINZA, *Sotalia guianensis* (CETACEA, DELPHINIDAE), NO ESTADO DO CEARÁ, BRASIL.** [Dissertação de Mestrado em Ecologia e Conservação]: Universidade Federal do Paraná, 2012.

CAMPOS, A.A., MONTEIRO, A.Q.; MONTEIRO-NETO, C. **A Zona Costeira do Ceará: Diagnóstico para a Gestão Integrada.** Fortaleza : AQUASIS. 2003. 248p.

CAÑADAS, A.; SAGARMINAGA, R.; STEPHANIS, R. DE; URQUIOLA, E.; HAMMOND, P. S. Habitat preference modelling as a conservation tool: proposals for marine protected areas for cetaceans in southern Spanish waters. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 15, n. 5, p. 495-521, 2005.

CASTRO, I.B.; MATTHEWS-CASCON, H; FERNANDEZ, M.A. Imposex em *Thais haemastoma* (Mollusca: Gastropoda), uma indicação da contaminação por organoestânico na costa do município de Fortaleza – Ceará – Brasil. **Arquivo de Ciências do Mar**, v. 33, p. 51-56. 2000.

CENTRO DE PESQUISA E GESTÃO DE RECURSOS PESQUEIROS DO LITORAL NORDESTE – CEPENE. Boletim estatístico da pesca marítima e estuarina do Nordeste do Vrasil. Tamandaré, CEPENE. 2005.

COMPANHIA DOCAS DO CEARÁ. **Dragagem atinge 95% de conclusão.** 31/05/2011. Disponível em: <http://www.docasdoceara.com.br/noticias/dragagem-atinge-95-de-conclusao>.

COSTA, P.S.R.; SANTOS, M.A.M.; ESPÍNOLA, M.F.A.; MONTEIRO-NETO, C. Biologia e biometris do coró, *Pomadasys corvinaeformis* (Steindachner) (Teleostei: Pomadasudae) em Fortaleza, Ceará, Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 29, n. 1-2, p. 20-27, 1995.

DAVISON, M. A.; FITZPATRICK, J. W. Role of human-modified habitat in protecting specialist species: A case study in the threatened Florida Scrub-Jay. **Biological Conservation**, v. 143, n. 11, p. 2815-2822, 2010.

DEFRAN, R.H.; WELLER, D.W.; KELLY, D.L.; ESPINOSA, M.A. Range characteristics of Pacific coast bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Southern California Bight. **Marine Mammal Science**, v. 15, p. 381-393, 1999.

DHN. **Carta Náutica no. 710: Proximidades do Terminal do Pecém e do Porto do Mucuripe**. Diretoria de Hidrografia e Navegação, Marinha do Brasil. 2003.

DI TULLIO, J. C.. **USO DO HABITAT DO BOTO, *Tursiops truncatus*, NO ESTUÁRIO DA LAGOA DOS PATOS E ÁGUAS COSTEIRAS**. [Mestrado em Oceanografia Biológica]: Universidade Federal Do Rio Grande/FURG, 2009.

DIXON, W. J.; MASSEY, F. J. **Introduction to statistical analysis**. LfcGraw-Hill, New York. 1969. 370p.

DORNELES, P.R.; LAILSON-BRITO, J.; AZEVEDO, A.F.; MEYER, J.; VIDAL, L.G.; FRAGOSO, A.B.; TORRES, J.P.; MALM, O.; BLUST, R.; DAS, K. High accumulation of Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) in marine tucuxi dolphins (*Sotalia guianensis*) from the Brazilian coast. **Environment, Science and Technology**, v. 42, n. 14, p. 5368-5373, 2008.

EDWARDS, H.; SCHNELL, G. D. Status and ecology of *Sotalia fluviatilis* in the Cayos Miskito Reserve , Nicaragua. **Marine Mammal Science**, v. 17, n. 3, p. 445-472, 2001.

FLETCHER, J.C.; BUSNEL, E.D.S. **Effects of noise on wildlife**. Academic Press, New York, 1978.

FLORES, P.A.C.; DA SILVA, V.M.F. Tucuxi and Guiana Dolphin, *Sotalia fluviatilis* e *S. guianensis*. In: PERRIN, W.F.; Würsig, B.; THEWISSEN, J.G.M. (Org.) **Encyclopedia of Marine Mammals**. Academic Press, p. 1188-1192, 2009.

FREITAS, L.E.L.; FEITOSA, C.V.; ARAÚJO, M.E. Mangrove oyster (*Crassostrea rhizophorae*) (Guilding, 1928) farming areas as artificial reefs for fish: A case study in the State of Ceará, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 54, n. 1, p. 31-39, 2006.

HARVEY, B.C. Effects of Suction gold dredging on fish and invertebrate in two California Streams. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 6, p. 401-409, 1986.

HARZEN, S. Habitat use by the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Sado estuary, Portugal. **Aquatic Mammals**, v. 24, p. 117-128, 1998.

HEITHAUS, R.M.; DILL, M.L. Does tiger shark predation risk influence foraging habitat use by bottlenose dolphins at multiple spatial scales? **Oikos**, v. 114, n. 2, p. 257-264, 2006.

HUNG, S. K.; JEFFERSON, T. A. Ranging Patterns of Indo-Pacific Humpback Dolphins (*Sousa chinensis*) in the Pearl River Estuary, People's Republic of China. **Aquatic Mammals**, v. 30, n. 1, p. 159-174, 2004.

INGRAM, S.; ROGAN, E. Identifying critical areas and habitat preferences of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus*. **Marine Ecology Progress Series**, v. 244, p. 247-255, 2002.

JEFFERSON, T.; HUNG, S.; WURSIG, B. Protecting small cetaceans from coastal development: Impact assessment and mitigation experience in Hong Kong. **Marine Policy**, v. 33, n. 2, p. 305-311, 2009.

JOHNSON, D.H. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. **Ecology**, v. 61, n. 1, p. 65-71, 1980.

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.

LESAGE, V.; BARRETE, C.; KINGSLEY, M.C.S.; SJARE, B. The effect of vessel noise on the vocal behavior of belugas in the St. Lawrence river estuary, Canada. **Marine Mammal Science**, v. 15, n. 1, p. 65-84, 1999.

LESCRAUWAET, A.C.; GIBBONS J.; GUZMAN, L.; SCHIAVINI, A.C.M. Abundance estimation of Commerson's dolphin in the eastern area of the strait of Magellan—Chile. **Revista Chilena de Historia Natural**, v. 73, p. 473-478, 2000.

LODI, L. Tamanho e composição de grupo dos botos-cinza, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae), na baía de Paraty, Rio de Janeiro, Brasil. **Atlântica**, v. 25, n. 2, p. 135-146, 2003.

LODI, L.; MAYERHOFER, L. C.; MONTEIRO NETO, C. Evaluation of the video-identification technique applied to bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Cagarras Archipelago, Rio de Janeiro, Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 89, n. 05, p. 1077, 2008.

LÖK, A.; TOKAÇ, A. Turkey: a new region for artificial habitats. In: JENSEN, A.C.; COLLINS, K.J., LOCKWOOD, A.P.M.(Orgs) **Artificial reefs in European Seas**,. Academic Publishers, 2000. p. 21-30.

MACE, R.D.; WALLER, J.S. Spatial and temporal interaction of male and female grizzly bears in northwestern Montana. **Journal of Wildlife Management**, v. 61, p. 39-52, 1997.

MAIA, S. R. R. **Distribuição e partição geoquímica de metais-traço na costa norte de Fortaleza, CE**. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2004.

MAIA, L. P.; BEZERRA, M. O.; PINHEIRO, L.; REDONDO, J. M. Application of the Cormix model to assess environmental impact in the coastal area: an example of the ocean disposal system for sanitary sewers in the city of Fortaleza (Ceará, Brazil). **Journal of Coastal Research**, v. 64, p. 922-926, 2011.

MANLY, B. F. J.; MCDONALD L. L.; THOMAS, D. L.; MCDONALD, T. L.; ERICKSON, W. P. **Resource Selection by Animals: Statistical Design and Analysis for Field Studies**. 2a. edição. Kluwer Academic, Dordrecht. 2002.

MEIRELLES, A.C.O.; RIBEIRO, A.C.; SILVA, C.P.N.; SOARES-FILHO, A.A. Records of Guiana dolphin, *Sotalia guianensis*, in the State of Ceará, Northeastern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 8, n. 1-2, p. 97-102, 2010.

MELO, J.B. Ocupação Urbana e Impactos Ambientais de Empreendimentos construídos na zona costeira de Fortaleza. In: SILVA, José Borzacchiello da, DANTAS, Eustógio Wanderley Correia, ZANELLA, Maria Elisa, MEIRELES, Antônio Jeovah de Andrade (orgs.). **Litoral e sertão: natureza e sociedade no nordeste brasileiro**. 2006.

MOLISANI, M.M.; CRUZ, A.L.V; MAIA, L. P. Estimativa da descarga fluvial para os estuários do estado do Ceará , Brasil. **Arquivos de Ciências do mar**, v. 39, p. 53-60, 2006.

MONTEIRO-NETO, C.; ALVES JR, T.T.; ÁVILA, F.J.C.; CAMPOS, A.A.; COSTA, A.F.; NEGRÃO, C.P.; FURTADO-NETO, M.A.A. Impact of fisheries on the tucuxi (*Sotalia fluviatilis*) and rough-toothed dolphin (*Steno bredanensis*) populations off Ceará state, Northeastern Brazil. **Aquatic Mammals**, v. 26, n. 1, p. 49–56, 2000.

NEU, C. W.; BYERS, C. R.; PEEK, J. M. A technique for analysis of utilization–availability data. **Journal of Wildlife Management**, v. 38, p. 541–545, 1974.

NEUMANN, D. R. Seasonal movements of short-beaked common dolphins (*Delphinus delphis*) in the north-western Bay of Plenty , New Zealand : influence of sea surface temperature and El Nino / La Nina. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 35, p. 371-374, 2001.

NILIN, J.; De CASTRO, C.B.; PIMENTEL, M.F. *et al.* Water Toxicity Assessment of the Ceará River Estuary (Brazil). **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**, v. 2, n. 2, p.107-113, 2007.

NOWACEK, S. M.; WELLS, R. S.; SOLOW, A. R. Short-term effects of boat traffic on bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in Sarasota Bay, Florida. **Marine Mammal Science**, v. 17, p. 673–688, 2001.

PEREIRA, S. P.; ROSMAN, P. C. C.; ALVAREZ, C. *et al.* **Modeling of Coastal Water Contamination in Fortaleza (Northeast Of Brazil)**. International Symposium on Outfall Systems. **Anais...** Mar del Plata, Argentina, 2011.

RANDALL, J. E. An analysis of the fish populations of artificial and natural reefs in the Virgin Islands. **Caribbean Journal do Science**, v. 3, n. 1, p. 31-47, 1963.

RAYMENT, W.; DAWSON, S.; SLOOTEN, E.; BRAGER, S.; FRENE, S.D.; WEBSTER, T. Kernel density estimates of alongshore home range of Hector’s dolphins at Banks Peninsula, New Zealand. **Marine Mammal Science**, v. 25, n. 3, p. 537-556, 2009.

READ, A.J.; DRINKER, P.; NORTHRIDGE, S. Bycatch of marine mammals in U.S. and global fisheries. **Conservation Biology**, v. 20, n. 1, p. 163-169, 2006.

RIBEIRO, S.; VIDDI, F. A.; CORDEIRO, J. L.; FREITAS, T. R. O. Fine-scale habitat selection of Chilean dolphins (*Cephalorhynchus eutropia*): interactions with aquaculture activities in southern Chiloé Island, Chile. **Journal of the Marine Biological Association of the UK**, v. 87, n. 01, p. 119-128, 2007.

RICHARDSON, W.J.; GREENE JR., C.R.; MALME, C.I.; THOMSON, D.H. **Marine Mammal and Noise**. Academic Press, San Diego, 1995.

ROSENWEIG, M. L. A theory of habitat selection. **Ecology**, v. 62, p. 327-335, 1981.

ROSSI-SANTOS, M.R.; WEDEKIN, L.L.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. Habitat use of the Guiana dolphin, *Sotalia guianensis* (Ceatra, Delphinidae), in the Caravelas river estuary, eastern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 8, n. 1-2, p. 111-116, 2010.

SANTOS, U.A., ALVAREZ, M.R., SCHILLING, A.C., STRENZEL, G.M.R., LE PENDU, Y. Spatial distribution and activities of the estuarine dolphin *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae) in Pontal Bay, Ilhéus, Bahia, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 2, p. 67-73, 2010.

SANTOS-NETO, E.B.S. **Determinação de compostos organoclorados (DDTs, PCSs, HCHs, HCB e MIREX) em delfínídeos da costa do Ceará, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal nos Trópicos) Universidade Federal da Bahia. 2012.

SEAMAN, D. E.; POWELL, R. A. An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. **Ecology**, v. 77, p. 2075–2085, 1996.

SICILIANO, S. Review of small cetaceans and fishery interactions in coastal waters of Brazil. **Reports of the International Whaling Commission** (special issue 15), p. 241-250, 1994.

SIMÃO, S. M.; PIZZORNO, J. L. A.; PERRY, V. N. Aplicação da técnica de fotoidentificação do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis*, (Cetacea, Delphinidae) na baía de Sepetiba. **Floresta e Ambiente**, v. 7, n. 1, p. 31 - 39, 2000.

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

STEPHENS, J.S., MORRIS, P.A., PONDELLA, D.J., KOONCE, T.A., JORDAN, G. A. Overview of the dynamics of an urban artificial. **Bulletin of Marine Science**, v. 55, n. 2-3, p. 1224-1239, 1994.

STEPHENS, J.; PONDELLA II, D. Larval productivity of a mature artificial reef: the ichthyoplankton of King Harbor, California, 1974-1997. **ICES Journal of Marine Science**, v. 59, p. S51-S58, 2002.

SZEDLMAYER, S.T., SHIPP, R. L. Movement and growth of red snapper, *Lutjanus campechanus*, from an artificial reef area in the northeastern Gulf of Mexico **Bulletin of Marine Science**, v. 55, n. 2-3, p. 887-896, 1994.

THIERRY, J.M. Artificial reef in Japan: a general outline. **Aquaculture engineering**, 7, p. 321-349, 1988.

THOMAS, J. W. **Wildlife habitats in managed forests: The Blue Mountains of Oregon a Washington**. U.S.D.A., Forest Service Handbook 553, Washington, D.C. U.S. 1979.

TROMBULAK, S. C.; FRISSELL, C. A. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. **Conservation Biology**, v. 14, n. 1, p. 18-30, 2000.

VALLE, A.L.; MELO, F. C. C. Alterações comportamentais do golfinho *Sotalia guianensis* (Gervais, 1953) provocadas por embarcações. **Biotemas**, v. 19, n. 1, p. 75-80, 2006.

VASCONCELOS, F.P.; MELO, M.T.D. Evolução e situação atual da poluição na Enseada do Mucuripe. **Arquivo de Ciências do Mar**, v.30, n. 1-2, p. 63-71, 1996.

VASCONCELOS, F.P.; OLIVEIRA, M.A Considerações sobre a poluição da Enseada do Porto do Mucuripe (Fortaleza-Ceará-Brasil). **Boletim de Ciências do Mar**, n. 34, p. 1-11, 1981.

VIDDI, F. A.; LESCRAUWAET, A.-K. Insights on Habitat Selection and Behavioural Patterns of Peale's Dolphins (*Lagenorhynchus australis*) in the Strait of Magellan, Southern Chile. **Aquatic Mammals**, v. 31, n. 2, p. 176-183, 2005.

VIEIRA, R. H. S. F.; RODRIGUES, D.P.; EVANGELISTA, N.S.S.; THEOPHILO, G.N.D.; REIS, E. M. F. Colimetry of marine waters off Fortaleza (Ceará State, Brazil) and detection of enteropathogenic *Escherichia coli* strains. **International Microbiology**, v. 1, p. 221-224, 1998.

VIEIRA, R. H. S. F.; NASCIMENTO, S. C. O. ; MENEZES, F. G. R. ; NASCIMENTO, S. M. M. ; LUCENA, L. H. L. Influência das águas das galerias pluviais como fator da poluição costeira, Fortaleza, Ceará. **Arquivo de Ciências do Mar**, Fortaleza, v. 36. 2003.

WEDEKIN, L.L. **Preferência de habitat pelo boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) em diferentes escalas espaciais na costa sul do Brasil**. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Universidade Federal do Paraná. Curitiba, Paraná. 2007.

WEDEKIN, L. L., DAURA-JORGE, F.G., SIMÕES-LOPES, P. C. Habitat preferences of Guiana dolphins, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), in Norte Bay, southern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the UK**, v. 90, n. 8, p. 1561 - 1570, 2010.

WILSON, B.; THOMPSON, P. M.; HAMMOND, P. S. Habitat use by bottlenose dolphins: Seasonal distribution and stratified movement patterns in the Moray Firth, Scotland. **Journal of Applied Ecology**, v. 34, p. 1365–1374, 1997.

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

CONCLUSÕES

Capítulo 1

Síntese dos resultados:

- A abundância total da população de botos-cinza no período de estudo na enseada do Mucuripe foi estimada em 41 animais (IC: 28-54), um valor baixo comparado a outras estimativas de abundância da espécie;
- A taxa de sobrevivência aparente anual dos animais adultos não variou ao longo do tempo e foi estimada em 0,88 (IC: 0,69 - 0,96), igual ao estimado para a espécie em outra região. O valor está abaixo do que vem sendo estimado para outras espécies de cetáceos e próximo ao mínimo indicado como necessário para a manutenção da população;
- A probabilidade de captura não variou ao longo do período de estudo e foi estimada em 0,48 (IC: 0,30 – 0,65);

Capítulo 2

Síntese dos resultados:

- Na enseada do Mucuripe, os principais sítios de observação de boto-cinza no período de estudo foram a Praia de Iracema, o Marina Park e o Porto do Mucuripe, e o Espigão do Ideal, nesta ordem;
- Os botos usaram a enseada do Mucuripe com menor frequência durante a realização de operações de dragagem;
- Foi registrada uma maior abundância de botos na enseada na maré seca devido a estratégia de obtenção de alimento;
- Foi registrada uma maior abundância de botos na enseada no início do dia, e esta foi diminuindo até o fim da tarde, indicando um possível padrão de horário que precisa de maiores investigações;

- Os sítios onde os botos foram observados na enseada foram utilizados principalmente para alimentação;
- Os botos atuaram cooperativamente na alimentação, utilizando espigões e píers na estratégia de forrageio, de forma a otimizar a captura de peixes, principalmente saúnas (*Mugil curema*);
- O tamanho dos grupos de botos-cinza foi pequeno na enseada do Mucuripe (média= 4,1; 2-8);
- Sessenta por cento dos animais foto-identificados foram considerados residentes, com graus que variaram de 9,5 a 43%, indicando um baixo grau de residência para a população na área;

Capítulo 3

Síntese dos resultados:

- As características de habitat que influenciaram o uso do habitat pelo boto-cinza na enseada do Mucuripe foram profundidade, distância da costa e distância de píers/espigões;
- Os animais preferiram áreas com profundidade entre 0 e 6m, a menos de 800m da costa e a menos de 400m dos píers/espigões;
- A preferência mais pronunciada, identificada pelo IH foi por áreas a menos de 200m dos espigões, enfatizando a importância do uso destas estruturas pelos botos na área, seja pela maior abundância de presas, seja pelo uso das estruturas nas estratégias de forrageio;
- A área de uso dos botos na enseada foi de 11,56 km² (kernel 95%). As áreas preferenciais foram as regiões próximas ao espigão do Porto do Mucuripe, e englobando a região entre o Marina Park e a Praia de Iracema;
- As áreas preferenciais foram diferentes no primeiro e segundo ano de estudo, quando a região do Porto do Mucuripe deixou de ser utilizada pelos animais devido às operações de dragagem;
- No período de seca a área de uso e preferencial dos botos foi maior, provavelmente devido a uma maior distribuição das presas;

- A área de uso da atividade de pesca na enseada foi três vezes maior do que a dos botos, e foi maior no período seco do que no chuvoso, sobrepondo-se no total em 25% com a área de uso dos botos. Este percentual é preocupante, uma vez que a captura acidental em artefatos de pesca é a maior ameaça à espécie no estado do Ceará;
- A área de uso das embarcações motorizadas foi de 16 km², concentrando-se na região entre o porto dos pescadores e o porto do Mucuriipe. A sobreposição entre a área de uso dos botos e das embarcações foi de 70%, mas a presença destas não pareceu ser limitante para a ocorrência dos animais;
- A área de uso das operações de dragagem foi pequena, concentrando-se na região do Porto do Mucuriipe, com maior intensidade no segundo ano de estudo, quando os botos praticamente abandonaram a área. Apesar disso, estas operações aparentemente tiveram grande influência na área de uso dos animais, que evitaram a região do porto no segundo ano de estudo, quando as operações se intensificaram.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Informações sobre a ecologia populacional e comportamental do boto-cinza em áreas abertas ao longo de sua distribuição são escassas. Desta forma, este estudo começa a ampliar o conhecimento da espécie nessas áreas, identificando as variáveis ambientais que influenciam a ecologia comportamental da espécie. Além disso, as informações obtidas neste estudo são importantes para a identificação de estratégias de conservação do boto-cinza na região, onde diversas ações antrópicas causam impactos na espécie.

O pequeno tamanho populacional estimado para a população de botos-cinza da enseada do Mucuripe, associado a uma mortalidade acima da considerada sustentável para a manutenção da população, indica que o status de conservação dessa população é preocupante. O baixo valor estimado para a taxa de sobrevivência aparente, comparado com outras populações de golfinho costeiros e próximo ao valor mínimo indicado para a manutenção chama atenção. Como os impactos antrópicos nessa área urbana e ainda em desenvolvimento tendem a aumentar, o risco desta população pequena desaparecer é alto.

Este estudo também mostrou a importância da enseada para os botos-cinza como área de alimentação e cuidado parental, apesar da degradação e dos impactos antrópicos. A diminuição na frequência de uso da enseada durante as operações de dragagem mostraram o quanto esta atividade é impactante para a espécie e a necessidade de realização de monitoramento do boto-cinza antes, durante e após estas operações para medir o grau de impacto. O registro do uso de espigões e píers dentro das estratégias de alimentação chama a atenção para a capacidade da espécie de se adaptar às modificações em seu habitat. No entanto, a construção destas estruturas gera impactos na população, tornando necessária a avaliação do grau destes impactos através de monitoramentos específicos. O pequeno tamanho dos grupos de boto-cinza registrados indica que características ecológicas da região, como produtividade primária e abundância de presas, são importantes fatores que influenciam a agregação da espécie, mais do que a exposição do habitat.

As informações sobre uso de habitat e identificação de habitats preferenciais obtidas reforçam a importância dos píers e espigões na enseada do Mucuripe para os botos-cinza. No entanto, este resultado deve ser interpretado com precaução e não se pode concluir que a construção destas estruturas atrai esses animais ou é benéfica para eles, uma vez que informações sobre a população de botos antes da construção das estruturas são desconhecidas. Pode-se afirmar apenas que os animais se adaptaram a presença destas e passaram a usá-las para incrementar a obtenção de energia.

A grande sobreposição da área de uso dos botos com as atividades de pesca e de embarcações motorizadas mostra uma necessidade de realizar um zoneamento na enseada, propondo-se áreas de exclusão de pesca e tráfego de embarcações para diminuir os impactos destas atividades sobre esta pequena população criticamente ameaçada de extinção. Para isso, as informações sobre a presença da espécie na enseada, bem como as principais áreas de utilização devem ser agregadas aos estudos ambientais necessários para o licenciamento de atividades humanas dentro da área, como dragagens, construção de píers, espigões, aterros etc., para que sejam estabelecidas restrições e indicados monitoramentos específicos para mensurar o impacto das atividades.

Neste estudo pode-se claramente registrar, através das análises espaciais, o abandono da região do porto do Mucuripe pelos botos-cinza conforme foi aumentando a área de uso das operações de dragagem, reforçando as conclusões comportamentais observadas, do impacto destas operações sobre a espécie.

Todos os estudos realizados nesta tese constam como ações para o boto-cinza no Plano de Ação Nacional para a conservação de pequenos cetáceos (ICMBio, 2011), e deverão ser integradas com dados coletados em outras regiões, para a identificação e execução de medidas de conservação da espécie a nível nacional.

REFERÊNCIAS

- ALTIERI, B.L.; VIANA, D.A.; MEIRELLES, A. C. O. Isolation of *Giardia* sp. from an estuarine dolphin (*Sotalia guianensis*) in Ceará State, northeastern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 6, n. 1, p. 113-116, 2007.
- AZEVEDO, A.F.; VIANA, S.C., OLIVEIRA, A.M., VAN SLUYS, M. Group characteristics of marine tucuxis (*Sotalia fluviatilis*) Cetacea: Delphinidae) in Guanabara Bay. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 85, p. 209-212, 2005.
- BARBOSA, L.A.; BARROS, N.B. Aspectos da distribuição, biologia e captura acidental do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) no litoral do Espírito Santo, Brasil. *In*: WORKSHOP INTERNACIONAL SOBRE PESQUISA E CONSERVAÇÃO DOS GOLFINHOS DO GÊNERO SOTALIA, I, 2006, Búzios. **Anais...** Brasil: Sociedad Especialistas en Mamíferos Acuáticos – SOLAMAC, 2006.
- BERTA, A.; SUMICH, J. L. **Marine Mammals Evolutionary Biology**. Academic Press, London, 1999.
- BOTTA, S. **Uso do habitat e identificação de unidades populacionais de pequenos cetáceos do Atlântico sul-ocidental através de isótopos estáveis e elementos traço**. Tese (Doutorado em Oceanografia) - Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 2011.
- BOWEN, W. Role of marine mammals in aquatic ecosystems. **Marine Ecology Progress Series**, v. 158, p. 267-274, 1997.
- CABALLERO, S.; TRUJILLO, F.; VIANNA, J.A.; BARRIOS-GARRIDO, H.; MONTIEL, M.G.; BELTRÁN-PEDREROS, S.; MARMONTEL, M.; SANTOS, M.C.; ROSSI-SANTOS, M.; SANTOS, F.R.; BAKER, C.S. Taxonomic status of the genus *Sotalia*: Species level ranking for “tucuxi” (*Sotalia fluviatilis*) and “costero” (*Sotalia guianensis*) dolphins. **Marine Mammal Science**, v. 23, n. 2, p. 358-386, 2007.
- CABALLERO, S.; TRUJILLO, F.; VIANNA, J.A.; BARRIOS-GARRIDO, H.; MONTIEL, M.G.; BELTRÁN-PEDREROS, S.; MARMONTEL, M.; SANTOS, M.C.O.; ROSSI-SANTOS, M.; SANTOS, F.R.; BAKER, C.S. Phylogeography of the South American riverine and coastal dolphins *Sotalia fluviatilis* and *Sotalia guianensis*. *In*: WORKSHOP INTERNACIONAL SOBRE PESQUISA E CONSERVAÇÃO DOS GOLFINHOS DO GÊNERO SOTALIA, I, 2006, Búzios. **Anais...** Brasil: Sociedad Especialistas en Mamíferos Acuáticos – SOLAMAC, 2006.
- CAMPOS, T. M. **Impactos antrópicos sobre o boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), na Enseada do Mucuripe, Fortaleza, Cearpa**. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Ceará, 2007.
- CAMPOS, T. M. **ECOLOGIA ALIMENTAR DO BOTO-CINZA, *Sotalia guianensis* (CETACEA, DELPHINIDAE), NO ESTADO DO CEARÁ, BRASIL**. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal do Paraná, 2012.
- CANTOR, M.; WEDEKIN, L. L.; DAURA-JORGE, F. G.; ROSSI-SANTOS, M. R.; SIMÕES-LOPES, P. C. Assessing population parameters and trends of Guiana dolphins

(*Sotalia guianensis*): An eight-year mark-recapture study. **Marine Mammal Science**, v. 28, n. 1, p. 63-83, 1 fev 2012.

CARVALHO, V.L.; MEIRELLES, A. C. O. Skin diseases caused by virus in dolphins from the coast of Ceará, northeastern Brazil. *In*: Reunião de Trabalho de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul, 14, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis-SC, Brasil, 2010.

COOKE, J.G.. The International Whaling Commission's revised management procedure as an example of a new approach to fishery management. *In*: BLIX, A.S.; WALLOE, L.; ULLTANG, O. (Org.). **Whales, Seals, Fish and Man**. Elsevier, Amsterdam, 1995. p. 647-657.

CRESPO, E.A.; ALARCON, D.; ALONSO, M.; BAZZALO, M.; BOROBIA, M.; CREMER, M.; FILLA, G.; MAGALHÃES, F.A.; MARIGO, J.; QUERIOZ, H.L.; REYNOLDS III, J.E.; SCHAEFFER, Y.; DORNELES, P.R. Report of the working group on major threats and conservation. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 8, n. 1-2, p. 47-56, 2010.

CUNHA, H.A. **Sistemática molecular e filogeografia do gênero *Sotalia* Gray 1866 (Delphinidae) no Brasil**. Tese (Doutorado em Genética) – Universidade Federal do Rio de Janeiro. 2007

CUNHA, H.A.; DA SILVA, V.M.F.; LAILSON-BRITO, J.Jr.; SANTOS, M.C.O.; FLORES, P.A.C.; MARTIN, A.R.; AZEVEDO, A.F.; FRAGOSO, A.B.L.; ZANELATTO, R.C.; SOLÉ-CAVA, A.M. Riverine and marine ecotypes of *Sotalia* dolphins are different species. **Marine Biology**, v. 148, p. 449-457, 2005

DAMASCENO, M.A. **Monitoramento do boto cinza, *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853), na Praia de Iracema, Fortaleza (CE), entre os anos de 1992 e 2000**. Monografia (Bacharelado em Engenharia de Pesca) - Universidade Federal do Ceará. 2004. 31p.

DAURA-JORGE, F. G.; WEDEKIN, L. L.; SIMÕES-LOPES, P. C. Feeding habits of the Guiana dolphin, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), in Norte Bay, southern Brazil. **Scientia Marina**, v. 75, n. 1, p. 163-169, 2011.

EVANS, P. G. H. 2002. Habitat pressures. *In*: PERRIN, W. E.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M. (Org.). **Encyclopedia of marine mammals**. Academic Press, San Diego, CA. 2002. p. 545-548.

FLORES, P.A.C. Preliminary results of a photo identification study of the marine tucuxi, *Sotalia fluviatilis*, in Southern Brazil. **Marine Mammal Science**, v. 15, n. 3, p. 840-847, 1999.

FLORES, P.A.C.; DA SILVA, V.M.F. Tucuxi and Guiana Dolphin (*Sotalia fluviatilis* and *S. guianensis*). *In*: PERRIN, W.F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J.G.M. (Org.). **Encyclopedia of Marine Mammals**, 2a edição, Elsevier, Amsterdam, 2009.

FORCADA J. 2002. Distribution.. **Encyclopedia of marine mammals**. Academic Press, San Diego, CA. 2002.p. 327-333

FRANKHAM, R. Genetics and extinction. **Biological Conservation**, v. 126, p. 131–140, 2005.

GEISE, L., BOROBIA, M. Sobre a ocorrência de cetáceos no litoral do estado do Rio de Janeiro, entre 1968 e 1984. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 4, n. 4, p. 341-346, 1988.

GINGERICH, P.D.; HAQ, M.U.; ZALMOUT, I.S.; KHAN, I.H. & MALKANI, M.S. 2001. Origin of whales from early artiodactyls: Hands and feet of Eocene Protocetidae from Pakistan. **Science**, v. 293, p. 2239–2242.

GURJÃO, L.M.; FURTADO-NETO, M.A.A.; SANTOS, R.A.; CASCON, P. Feeding habits of marine tucuxi, *Sotalia fluviatilis*, at Ceará state, northeastern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 2, n. 2, p. 117-122, 2003.

HAYES, A. J. S. **Aspectos da atividade comportamental diurna da forma marinha do tucuxi "*Sotalia fluviatilis*" (Gervais, 1853) (Cetacea-Delphinidae), na Praia de Iracema (Fortaleza - Ceará - Brasil)**. Monografia (Licenciatura em Ciências Biológicas) - Universidade do Algarve, Faro, Portugal. 1999.

HEITHAUS, M. R.; FRID, A.; WIRSING, A. J.; WORM, B. Predicting ecological consequences of marine top predator declines. **Trends in ecology & evolution (Personal edition)**, v. 23, n. 4, p. 202-10, 2008.

IUCN. 2010. The IUCN Red List of Threatened Species. www.iucn.org/redlist. Acessado em 05/03/2011.

JEFFERSON, T. A.; WEBBER, M. A. & PITMAN, R. L. **Marine Mammals of the World, A Comprehensive Guide to their Identification**. Amsterdam, Elsevier. 2008.

JEFFERSON, T.A., HUNG, S.K., WURSIG, B. Protecting small cetaceans from coastal development: Impact assessment and mitigation experience in Hong Kong. **Marine Policy**, v. 33, n. 2, p. 305-311, 2009.

KATONA, S.; WHITEHEAD, H. Are Cetacea ecologically important? **Oceanography and Marine Biology Annual Review**, v. 26, p. 553-568, 1988.

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

MCINTYRE, A.D. Conservation in the sea: looking ahead. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 9, p. 633–637, 1999.

MEIRELLES. A.C.O. **Aspectos da ecologia comportamental do boto cinza, *Sotalia guianensis* Van Bénédén, 1864 (Mammalia, Cetacea, Delphinidae), na Praia de Iracema, Fortaleza-CE**. Dissertação (Mestrado em Bioecologia Aquática) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 113 p.,2005.

MEIRELLES, A. C. O.; MONTEIRO-NETO, C.; MARTINS, A. M. A. *et al.* Cetacean strandings on the coast of Ceará, north-eastern Brazil (1992–2005). **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 89, n. 05, p. 1083-1090, 2009.

MEIRELLES, A.C.O.; RIBEIRO, A.R.; SILVA, C.P.N.; SOAREA-FILHO, A. A. Records of Guiana Dolphin, *Sotalia guianensis*, in the State of Ceará, Northeastern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mam**, v. 8, n. 1-2, p. 97-102, 2010.

MONTEIRO-FILHO, E.L.A. Group organization of the dolphin *Sotalia fluviatilis guianensis* in an estuary of southeastern Brazil. **Ciência e Cultura Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science**, 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, p. 125-134, 2002.

MONTEIRO-NETO, C.; ALVES-JÚNIOR, T. T.; ÁVILA, F. J. C. *et al.* Impact of fisheries on the tucuxi (*Sotalia fluviatilis*) and rough-toothed dolphin (*Steno bredanensis*) populations off Ceará state, northeastern Brazil. **Aquatic Mammals**, v. 26, n. 1, p. 49-56, 2000.

MOORE, P.G. Fisheries exploitation and marine habitat conservation: a strategy for rational coexistence. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 9, p. 585–591, 1999.

O'GRADY, J.J.; BROOK, B.W.; REED, D.H.; BALLOU, J.D.; TONKYN, D.W.; FRANKHAM, R. Realistic levels of inbreeding depression strongly affect extinction risk in wild populations. **Biological Conservation**, v. 133, p. 42–51, 2006.

OLIVEIRA, J.A.; ÁVILA, F.J.C.; ALVES-JÚNIOR, T.T.; FURTADO-NETO, M.A.A.; MONTEIRO-NETO, C. Monitoramento do boto cinza, *Sotalia fluviatilis* (CETACEA: Delphinidae) em Fortaleza, estado do Ceará, Brasil. **Arquivos de Ciências do mar**, v. 29, n. 1-2, p. 28-35, 1995.

PANSARD, K. C. A.; GURGEL, H. D. C. B.; ANDRADE, L. C. D. A.; YAMAMOTO, M. E. Feeding ecology of the estuarine dolphin (*Sotalia guianensis*) on the coast of Rio Grande do Norte, Brazil. **Marine Mammal Science**, v. 7. n. 4, p. 673-687, 2011.

PARNELL, P.E.; DAYTON, P.K.; LENNERT-CODY, C.E.; RASMUSSEN, L.L.. Marine reserve design: optimal size, habitats, species affinities, diversity and ocean microclimate. **Ecological Applications**, v. 16, p. 945–962, 2006.

PERRIN, W. F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M. **Encyclopedia of marine mammals**, 2a. edição, New York: Academic Press. 1316 p. 2009.

PRICE, S.A.; BININDA-EMONDS, O.R.P.; GITTLEMAN, J.L. A complete phylogeny of the whales, dolphins and even-toed hoofed mammals (Cetartiodactyla). **Biological Review**, v. 80, p. 445-473, 2005.

PRIMACK, R.B. **Essentials of Conservation Biology**. 2a. edição. Sinauer Associates Inc., Sunderland, MA, USA. 659 p. 1998.

PROTHERO, D.R.; FOSS, S.E. **The evolution of Artiodactyls**. The Johns Hopkins University Press. 2007.

REEVES, R.R. et al. **Dolphins, whales and porpoises. 2002-2010 Conservation Action Plan for the World's Cetaceans**. Gland, Switzerland: IUCN/SSC Cetacean Specialist Group, 2003.

RITCHIE, E.G.; JOHNSON, C.N. Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. **Ecology Letters**, v. 12, n. 9, p. 982-998, 2009.

ROSAS, F.C.W., MONTEIRO-FILHO, E. L. A. Reproduction of the estuarine dolphin (*Sotalia guianensis*) on the coast of Paraná, southern Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 83, n. 2, p. 507-515, 2002.

ROSAS, F.C.W.; BARRETO, A.S.; MONTEIRO-FILHO, E. L. Age and growth of the estuarine dolphin (*Sotalia guianensis*) (Cetacea, Delphinidae) on the Paraná coast, southern Brazil. **Fishery Bulletin**, v. 101, n. 2, p. 377-383, 2003.

SANTOS, M.C.O.; ROSSO, S. Social organization of marine tucuxi dolphin (*Sotalia guianensis*) in Cananéia estuary in southern Brazil. **Mammalogy**, v. 89, p. 347-355, 2008.

SANTOS M.C.O.; ROSSO, S.; SANTOS, R.A.; LUCATO, S.H.B; BASSOI, M. Insights on small cetacean feeding habits in southeastern Brazil. **Aquatic Mammals**, v. 28, n. 1, p. 38-45, 2002.

SANTOS, M.C.O.; OLAVARRIA, C.; BOROBIA, M.; CABALLERO, S.; SECCHI, E.R.; SICILIANO, S.; PALACIOS, D. M. A tale of two dolphins: introduction to the special volume on the biology and conservation of neotropical dolphins of the genus *Sotalia*. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 8, n. 1-2, p. 9-23, 2010a.

SANTOS, M.C.O.; CREMER, M.J.; SECCHI, E.R.; FLACH, L.; FILLA, G., HUBNER, A.; DUSSÁN-DUQUE, S. Report of the Working Group on population abundance and density estimation. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 8, n. 1-2, p. 39-45, 2010b.

SANTOS-NETO, E.B. **Determinação de compostos organoclorados (DDTs, PCBS, HCHS, HCB E MIREX) em delfínídeos da costa do Ceará, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal nos Trópicos), Universidade Federal da Bahia, 2012.

SERGIO, F.; CARO, T.; BROWN, D. *et al.* Top Predators as Conservation Tools: Ecological Rationale, Assumptions, and Efficacy. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 39, n. 1, p. 1-19, 2008.

SIMÃO, S. M.; SICILIANO, S. Estudo preliminar do uso do habitat da Baía de Sepetiba (Rio de Janeiro), pelo boto *Sotalia fluviatilis*. In: Reunião de Trabalho de especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul, 6, 1994, Florianópolis, SC. Anais... Florianópolis: 1994. p.119.

SIMMONDS, M. P.; ISAAC, S. J. The impacts of climate change on marine mammals: early signs of significant problems. **Oryx**, v. 41, n. 01, p. 19, 2007.

SPAULDING, M.; O'LEARY, M.A. & GATESY, J. Relationships of Cetacea (Artiodactyla) among mammals: increased taxon sampling alters interpretations of key fossils and character evolution. **Plos One**, v. 9, n. 4, p. 1-14, 2009.

TAYLOR, B.L.; WADE, P.R.; DEMASTER, D.P.; BARLOW, J. Incorporating uncertainty into management models for marine mammals. **Conservation Biology**, v.14, n. 5, p. 1243–1252, 2000.

THEWISSEN, J. G. M.; HUSSAIN, S. T.; ARIF, M. Fossil evidence for the origin of aquatic locomotion in archaeocete whales. **Science**, v. 263, p. 210-212, 1994.

THEWISSEN, J.G.M.; WILLIAMS, E.M., ROE, L.J.; HUSSAIN, S.T. Skeletons of terrestrial cetaceans and the relationship of whales to artiodactyls. **Nature**, v. 413, p. 277–281, 2001.

UNEP/GPA. **The State of the Marine Environment: Trends and processes**. The Hague. United Nations Environment Programme. 2006.

VAN VALEN, L. *The Deltatheridia, a new order of mammals*. **Bull. Am. Mus. Nat. Hist**, v. 132, p. 1-126, 1966.

VAUGHAN, T.A.; RYAN, J.M.; CZAPLEWSKI, N.J. **Mammalogy**, 5a. edição, Jones & Bartlett Publishers. 747p. 2011.

WADA, S.; OISHI, M.; YAMADA, T.K. A newly discovered species of living baleen whale. *Nature*, v. 426, p. 278–281, 2003.

WATSON, R.; PAULY, D. Systematic distortions in world fisheries catch trends. **Nature**, v. 414, p. 534–536, 2001.

WEDEKIN, L.L.; DAURA-JORGE, F.G.; SIMÕES-LOPES, P.C. Desenho de unidades de conservação marinhas com cetáceos: estudo do caso do boto-cinza, *Sotalia guianensis*, na Baía Norte de Santa Catarina, Sul do Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 3., 2002, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza, 2002, p. 56-62.