

Renan Lopes Paitach

**ECOLOGIA ALIMENTAR E ESPACIAL DA TONINHA  
(*Pontoporia blainvillei*) E DO BOTO-CINZA (*Sotalia guianensis*)  
NA BAÍA DA BABITONGA, SUL DO BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Ecologia, Departamento de Ecologia e Zoologia do Centro de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Santa Catarina, como requisito para obtenção do Título de Mestre em Ecologia.

Orientadora: Prof. Dra. Marta Jussara Cremer.

Coorientador: Prof. Dr. Paulo César de Azevedo Simões-Lopes.

Florianópolis  
2015

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,  
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Paitach, Renan Lopes

Ecologia alimentar e espacial da toninha (*Pontoporia blainvillei*) e do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) na Baía da Babitonga, Sul do Brasil / Renan Lopes Paitach ; orientadora, Marta Jussara Cremer ; coorientador, Paulo César de Azevedo Simões-Lopes. - Florianópolis, SC, 2015. 142 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia.

Inclui referências

1. Ecologia. 2. Golfinhos estuarinos. 3. Dieta. 4. Padrões de distribuição. 5. Disponibilidade de presas. I. Cremer, Marta Jussara. II. Simões-Lopes, Paulo César de Azevedo. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Ecologia. IV. Título.

**"Ecologia alimentar e espacial da Toninha (*Pontoporia blainvillei*) e do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) na Baía da Babitonga, Sul do Brasil"**

Por

**Renan Lopes Paitach**

Dissertação julgada e aprovada em sua forma final pelos membros titulares da Banca Examinadora (003/ECO/UFSC) do Programa de Pós-Graduação em Ecologia – UFSC, composta pelos doutores:

Orientador:



---

Dr(a) Marta Jussara Cremer (Departamento de Ciências Biológicas/UNIVILLE)

Banca examinadora:



---

Dr(a) Emílio Leite de Araujo Monteiro Filho (Departamento de Zoologia/UFPR)



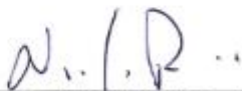
---

Dr(a) Henry Louis Spach (Centro de Estudos do Mar/UFPR)



---

Dr(a) Fábio Gonçalves Daura-Jorge (ECZ/CCB/UFSC)



---

Prof(a). Dr(a). Nivaldo Peroni  
Coordenador(a) do Programa de Pós Graduação em Ecologia

Florianópolis, 24 de fevereiro de 2015.



## AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi realizado graças a diversas pessoas e instituições que viabilizaram e contribuíram para sua execução, seja com importantes críticas e sugestões ao texto, apoio financeiro ou simplesmente como fonte de ideias e inspiração. Assim sou grato...

À minha orientadora prof. Dra. Marta Cremer, pelo incentivo, confiança e parceria em mais uma etapa da minha trajetória acadêmica;

Ao meu coorientador prof. Dr. Paulo Simões-Lopes, pela oportunidade de realização do mestrado e pelas valiosas conversas;

À toda equipe do Projeto Toninhas / UNIVILLE, pela participação direta e auxílio logístico para a realização das atividades de campo, resgates de animais encalhados, triagens em laboratório, críticas e todo apoio para realização do estudo;

Às grandes amigas e parceiras de Toninhas, Msc. Beatriz Schulze, Msc. Camila Sartori, Msc. Annelise Holz e Natacha Zimmermann pelo auxílio no planejamento das coletas de presas, participação direta nas coletas e campos para amostragem da distribuição dos golfinhos;

Aos estudantes de biologia Aurélio Fachin, Mariana Martello e Mayara Gomes, e aos amigos biólogos Tiago Ramos e Msc. Fabiano Grecco, pelo auxílio nas coletas de presas;

Aos pescadores Simião e Seu Apolônio, que realizaram os arrastos de fundo, mesmo com os riscos de “temporal!”;

À Suelen Cunha, pela parceria e entusiasmo na identificação dos otólitos;

Aos membros do Laboratório de Ictiologia da UNIVILLE, por toda ajuda e suporte na triagem das presas, em especial ao prof. Dr. Pedro Pinheiro pelas inúmeras conversas e sugestões e à Mariana Martello pelo auxílio nas triagens;

Aos colegas do Laboratório de Mamíferos Aquáticos – LAMAQ / UFSC, pela acolhida durante o ano em Florianópolis e pelas conversas e auxílios prestados, em especial à Bianca Romeu e Msc. Carolina Bezamat;

À Universidade da Região de Joinville – UNIVILLE, pelo suporte e estrutura para a realização das atividades de campo e laboratoriais que viabilizaram este estudo;

À todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia da UFSC, pelos ensinamentos e discussões ecológicas que fazem parte deste trabalho;

Ao amigo prof. Dr. Fábio Daura-Jorge, pela paciência e prontidão para as inúmeras conversas, sugestões e auxílios indispensáveis;

À Msc. Barbara Henning Silva, pelas conversas e sugestões ao trabalho, pela paciência e grande auxílio com as análises de dieta e identificação de otólitos;

Ao colega Dr. Leonardo Wedekin, pelas sugestões com as análises de distribuição;

Ao amigo geógrafo prof. Msc. Celso Voos, pelas ajudas e ensinamentos de SIG;

À minha turma de Pós-Graduação, pelas conversas, discussões, momentos de distração e amizades verdadeiras que se formaram, sem dúvida está fase não teria sido tão proveitosa (e engraçada) sem cada um de vocês;

Aos grandes amigos e companheiros de empreitada desde a Graduação, agora espalhados pelo mundo e mesmo assim sempre presentes, pela compreensão, amizade, discussões político-ecológicas e momentos de confraternização;

Aos meus pais, Ambrósio e Janete Paitach, por todo amor, apoio e incentivo;

À CAPES, pela concessão da bolsa de Mestrado;

À Petrobras, patrocinadora do Projeto Toninhas / UNIVILLE, pela importante parceria que viabilizou este estudo;

Ao Fundo de Apoio a Pesquisa da UNIVILLE, pelo apoio às pesquisas com cetáceos na Baía da Babitonga;

À Cetacean Society International, em especial ao William Rossiter, pelo apoio financeiro para divulgação de parte dos resultados deste estudo;

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia – UFSC e a Pró-Reitoria de Pós Graduação – UFSC, pela concessão de auxílios financeiros para participação em eventos científicos e divulgação do trabalho;

À todos os membros da banca, pelas importantes correções e contribuições.

Obrigado!

*“E aqueles que foram vistos dançando foram julgados insanos por aqueles que não podiam escutar a música”.*

Friedrich Nietzsche





## RESUMO

A toninha (*Pontoporia blainvillei*) é um pequeno golfinho endêmico do Oceano Atlântico Sul Ocidental. Devido à captura incidental e a outros impactos antrópicos a espécie é considerada a mais ameaçada ao longo de sua distribuição. O boto-cinza (*Sotalia guianensis*) distribuiu-se na costa tropical e subtropical das Américas do Sul e Central. Por apresentar hábito costeiro fortemente associado a ambientes estuarinos, é especialmente vulnerável aos impactos antrópicos. A Baía da Babitonga, situada no litoral norte do Estado de Santa Catarina, área de estudo do presente trabalho, é abrigo de unidades populacionais residentes de toninhas e botos-cinza. O estabelecimento de uma unidade de conservação é fundamental para o desenvolvimento integrado e efetivo desse ecossistema. Definir a dinâmica do uso das áreas de alimentação de mamíferos marinhos é fundamental para a proposição de áreas protegidas para a conservação das espécies e seus ecossistemas. Neste sentido, o primeiro capítulo deste estudo tem enfoque nas relações tróficas e na coexistência de predadores ecologicamente semelhantes. Foram realizadas análises dos hábitos alimentares de toninhas e botos-cinza, das variações intraespecíficas da dieta, além da amplitude e sobreposição de nichos tróficos das espécies. Foram identificadas 21 teleósteos na dieta da toninha, que apresentou variações moderadas em relação ao sexo, faixa etária, local e época, mas não foi observada variação significativa em relação as estações do ano. A dieta do boto-cinza apresentou 28 espécies, com variações acentuadas quanto ao sexo, faixa etária, locais e períodos de coleta, mas variação moderada para a sazonalidade. Analisando as amplitudes dos nichos trófico, a toninha apresentou hábito especialista, enquanto o boto-cinza teve tendência generalista. Foi observada uma sobreposição mediana entre as espécies, indicando uma partição de nicho. No segundo capítulo, buscou-se verificar a influência das presas na distribuição de toninhas e boto-cinza. Foi utilizado SIG para analisar a distribuição de toninhas e botos-cinza de acordo com as condições de maré. Também foram realizadas coletas ictiológicas seguindo as mesmas condições de maré. A toninha apresentou uma distribuição que corresponde a expectativa a priori de que os indivíduos estariam mais dispersos no período em que as presas estão menos disponíveis. O boto-cinza, por outro lado, não demonstrou um padrão tão coerente com esta expectativa, mas a análise de correlação demonstrou uma relação direta de sua distribuição com disponibilidade de tainhas (*Mugil* spp.), presas de grande importância na dieta da espécie. A maré demonstrou ser um importante condicionante

dos padrões de distribuição de presas e conseqüentemente predadores, no ambiente estuarino. Este trabalho contribuiu para o entendimento das relações tróficas e da dinâmica espacial dos golfinhos da Baía da Babitonga, visando a conservação integrada das espécies e seus ecossistemas.

**Palavras-chave:** toninha, boto-cinza, dieta, padrões de distribuição, disponibilidade de presas.

## ABSTRACT

The franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) is a small cetacean endemic of southwestern Atlantic Ocean. Due to the incidental capture and other human impacts the species is considered the most endangered throughout its distribution. The Guiana dolphin (*Sotalia guianensis*) is distributed in the tropical and subtropical coast of South and Central America. By presenting coastal habit strongly associated with estuarine environments, is particularly vulnerable to human impacts. The Babitonga Bay, on the northern coast of the State of Santa Catarina, study area of this work, is home of populations of this species. The establishment of a protected area is essential for the integrated development and effective of this ecosystem. Set the dynamics of the use of marine mammal feeding areas is essential to the proposition of protected areas for the conservation of species and their ecosystems. In this sense, the goal of the first chapter of this study will focus on the trophic relationships and the coexistence of ecologically similar predators. Analysis of the eating habits of franciscana and Guiana dolphins were performed, of intraspecific variation in the diet, in addition to the breadth and overlap of trophic niches of species. 21 teleost were identified in the diet of franciscanas, which showed moderate changes in relation to sex, age, place and time, but there was no significant change from the seasons. The Guiana dolphin's diet showed 28 species, with significant variations according to sex, age, location and collection periods, but moderate variation to seasonality. Analyzing the amplitude of the trophic niches, the franciscana presented specialists habit, while the Guiana dolphin had generalists trend. A median overlap between the species, indicating a niche partitioning. In the second chapter, the goal was to verify the influence of prey in the distribution of estuarine dolphin. GIS was used to examine the distribution of franciscana and Guiana dolphins according to tidal conditions. Ichthyological collections were also held following the same tidal conditions. The franciscana had a distribution that corresponds to a priori expectation that individuals would be more dispersed in the period in which the prey are less available. The Guiana dolphin, on the other hand, showed no consistent pattern as with this expectation, but the correlation analysis showed a direct relation to their distribution with availability of mullet (*Mugil* spp.), prey of great importance in the diet of the species. The tide may be an important determinant of prey distribution patterns and therefore predators in the estuarine environment. This work contributed to the understanding of the trophic

relationships and spatial dynamics of dolphins from Babitonga Bay in order to integrated conservation of species and their ecosystems.

**Keywords:** franciscana dolphin, Guiana dolphin, diet, distribution patterns, prey availability.

## LISTA DE FIGURAS

### PREFÁCIO

<b>Figura 1:</b> Toninha, <i>Pontoporia blainvillei</i> (Gervais & D'Orbigny, 1844) (Pontoporiidae). .....	22
<b>Figura 2:</b> Boto-cinza, <i>Sotalia guianensis</i> (P.J. van Bénédén, 1864) (Delphinidae). .....	23

### CAPÍTULO 1 – Dieta e nicho trófico de *Pontoporia blainvillei* (Pontoporiidae) e *Sotalia guianensis* (Delphinidae) na região da Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil

<b>Figura 1:</b> Localização da área de estudo entre os municípios de Itapoá (26°07'S) e Barra Velha (26°37'S), incluindo a Baía da Babitonga (26°02' – 26°28'S e 48°28' – 48°50'W). .....	40
<b>Figura 2:</b> Esquema de um otólito <i>sagitta</i> de teleósteo contendo as medidas utilizadas para estimação do comprimento total e peso (CAP = comprimento da área posterior; CC = comprimento da cauda; Cos = comprimento do óstio; AD = altura dorsal; AOs = altura do óstio; AV = área ventral; AO = altura do otólito; CO = comprimento do otólito; LC = largura da cauda) (Retirado de: CORRÊA & VIANA, 1993). .....	43
<b>Figura 3:</b> Distribuição dos valores simulados do índice <i>E</i> de variação na dieta de <i>Pontoporia blainvillei</i> agrupados por sexo (A), faixa etária (B), estação do ano (C), período de coleta (D) e local (E). Traços verticais indicam os valores observados de <i>E</i> para cada categoria analisada. ....	54
<b>Figura 4:</b> Distribuição dos valores simulados do índice <i>E</i> de variação na dieta de <i>Sotalia guianensis</i> agrupados por sexo (A), faixa etária (B), estação do ano (C), período de coleta (D) e local (E). Traços verticais indicam os valores observados de <i>E</i> para cada categoria analisada. ....	56

### CAPÍTULO 2 – Disponibilidade alimentar e padrões de distribuição de *Pontoporia blainvillei* (Pontoporiidae) e *Sotalia guianensis* (Delphinidae) em um ambiente estuarino no sul do Brasil

<b>Figura 1:</b> Baía da Babitonga, localizada no litoral norte do Estado de Santa Catarina, sul do Brasil. ....	92
<b>Figura 2:</b> Rotas pré-estabelecidas percorridas durante o monitoramento das populações de cetáceos na Baía da Babitonga. ....	94
<b>Figura 3:</b> Pontos de coletas da ictiofauna na Baía da Babitonga. ....	99

**Figura 4:** Distribuição da toninha, *Pontoporia blainvillei*, na Baía da Babitonga de acordo com as condições de maré, estimada pelo método de densidade Kernel a 50% e 95% (E1 = início da enchente; E2 = final da enchente; V1 = início da vazante; e V2 = final da vazante).

..... 102

**Figura 5:** Distribuição do boto-cinza, *Sotalia guianensis*, na Baía da Babitonga de acordo com as condições de maré, estimada pelo método de densidade Kernel a 50% e 95% (E1 = início da enchente; E2 = final da enchente; V1 = início da vazante; e V2 = final da vazante).

..... 103

**Figura 6:** Variações dos valores de profundidade, declividade e distâncias da boca da baía, de ilhas e do continente na distribuição de *Pontoporia blainvillei* em relação às condições de maré na Baía da Babitonga (E1 = começo da enchente, E2 = final da enchente, V1 = começo da vazante e V2 = final da vazante). Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas. ....

..... 105

**Figura 7:** Variações dos valores de profundidade, declividade e distâncias da boca da baía, de ilhas e do continente na distribuição de *Sotalia guianensis* em relação às condições de maré na Baía da Babitonga (E1 = começo da enchente, E2 = final da enchente, V1 = começo da vazante e V2 = final da vazante). Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas. ....

..... 106

**Figura 8:** Índice de *Nearest Neighbor* (INN) observado para *Pontoporia blainvillei* (esquerda) e *Sotalia guianensis* na Baía da Babitonga em relação as condições de maré (E1 = começo da enchente, E2 = final da enchente, V1 = começo da vazante e V2 = final da vazante). Valores maiores que 1 indicam distribuição uniforme, enquanto que valores menores que 1 indicam distribuição agrupada. ....

..... 107

**Figura 9:** Variações das abundâncias, biomassas, riquezas, diversidades e uniformidades da assembleia de peixes na Baía da Babitonga de acordo com as condições de maré e locais de amostragem (E1 = início da enchente; E2 = final da enchente; V1 = início da vazante; V2 = final da vazante; IR = Ilha da Rita; LJ = Laranjeiras; PI = Praia de Itapoá). Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas. ....

..... 109

**Figura 10:** Variações das abundâncias e biomassas de presas da toninha (*Pontoporia blainvillei*) na Baía da Babitonga de acordo com as condições de maré e locais de amostragem (E1 = início da enchente; E2 = final da enchente; V1 = início da vazante; V2 = final da vazante; IR = Ilha da Rita; LJ = Laranjeiras; PI = Praia de Itapoá). Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas. ....

..... 112

**Figura 11:** Médias das abundâncias e biomassas da assembleia de presas do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) na Baía da Babitonga de acordo com as condições de maré e locais de amostragem (E1 = início da enchente; E2 = final da enchente; V1 = início da vazante; V2 = final da vazante; IR = Ilha da Rita; LJ = Laranjeiras; PI = Praia de Itapoá). Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas.

..... 113

**Figura 12:** Análise de Redundância (RDA) da abundância de presas de toninhas e botos-cinza (sem *Cathorops spixii*) de acordo com as redes utilizadas na coleta (A = arrasto; P = picaré), áreas de amostragem (IR = Ilha da Rita; LJ = Laranjeiras; PI = Praia de Itapoá) e condições de maré (E1 = início da enchente; E2 = final da enchente; V1 = início da vazante; V2 = final da vazante).

..... 115





## LISTA DE TABELAS

### **CAPÍTULO 1 – Dieta e nicho trófico de *Pontoporia blainvillei* (Pontoporiidae) e *Sotalia guianensis* (Delphinidae) na região da Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil**

**Tabela 1:** Informações sobre o sexo, comprimento total (CT), estação, local, ano em que foram coletados e número de itens alimentares encontrados na dieta das 28 toninhas (*Pontoporia blainvillei*) encontradas mortas na região da Baía da Babitonga. .... 48

**Tabela 2:** Informações sobre o sexo, comprimento total (CT), estação, local, ano em que foram coletados e número de itens alimentares encontrados na dieta dos 21 botos-cinza (*Sotalia guianensis*) encontrados mortos na região da Baía da Babitonga. .... 49

**Tabela 3:** Presas identificadas na dieta da toninha (*Pontoporia blainvillei*) na região da Baía da Babitonga, com os respectivos números de indivíduos (N), frequências numéricas (FN%), frequências de ocorrência (FO%), comprimento total (CT) e biomassa (B) com os desvios padrões (DP) e o Índice de Importância Relativa (IIR%).  
..... 50

**Tabela 4** Presas identificadas na dieta do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) na região da Baía da Babitonga, com os respectivos números de indivíduos (N), frequências numéricas (FN%), frequências de ocorrência (FO%), comprimento total (CT) e biomassa (B) com os desvios padrões (DP) e o Índice de Importância Relativa (IIR%).  
..... 51

**Tabela 5:** Índice de Importância Relativa das presas na dieta de *Pontoporia blainvillei* de acordo com as categorias: machos (M) e fêmeas (F), adultos (AD) e subadultos (SA), primavera-verão (PV) e outono-inverno (OI), períodos 2000-2006 (P1) e 2008-2014 (P2), Baía da Babitonga (BB) e litoral adjacente (LA). Em parênteses o N amostral de cada categoria. Valores sublinhados para as três presas mais importantes por categoria. .... 53

**Tabela 6:** Índice de Importância Relativa das presas na dieta de *Sotalia guianensis* de acordo com as categorias: machos (M) e fêmeas (F), adultos (AD) e subadultos (SA), primavera-verão (PV) e outono-inverno (OI), períodos 2000-2006 (P1) e 2008-2014 (P2), Baía da Babitonga (BB) e litoral adjacente (LA). Em parênteses o N amostral de cada categoria. Valores sublinhados para as três presas mais importantes por categoria. .... 55

**CAPÍTULO 2 – Disponibilidade alimentar e padrões de distribuição de *Pontoporia blainvillei* (Pontoporiidae) e *Sotalia guianensis* (Delphinidae) em um ambiente estuarino no sul do Brasil**

**Tabela 1:** Médias e desvios padrão dos números de indivíduos (N), biomassa (B), números de espécies (N.sp), riqueza (D), diversidade (H') e uniformidade (J') da assembleia de peixes coletada na Baía da Babitonga de acordo com as condições de maré e locais de amostragem.

..... 107

**Tabela 2:** Presas da toninha e do boto-cinza coletadas na Baía da Babitonga com as respectivas frequências numérica (FN%) e de ocorrência (FO%), biomassa relativa (B%) e os índices de impacto, que levam em conta a disponibilidade de cada presa no ambiente e a importância na dieta de cada predador. .... 110

**Tabela 3:** Médias e desvios-padrão da abundância, biomassa e número de espécies de presas de *Pontoporia blainvillei* na Baía da Babitonga de acordo com as condições de maré e locais de amostragem. .... 111

**Tabela 4:** Médias e desvios-padrão da abundância, biomassa e número de espécies de presas de *Sotalia guianensis* na Baía da Babitonga de acordo com as condições de maré e locais de amostragem. .... 112

**Tabela 5:** Abundância média dos nove gêneros de presas analisados separadamente, juntamente com os valores do teste (F) e significância (p) das análises de variância (ANOVA) por local, condição de maré e a interação entre estes fatores (IR = Ilha da Rita, LJ = Laranjeiras, PI = Praia de Itapoá, E1 = início da enchente, E2 = final da enchente, V1 = início da vazante, V2 = final da vazante). .... 114

**Tabela 6:** Correlação entre as métricas de distribuição da toninha (*Pontoporia blainvillei*) na Baía da Babitonga e disponibilidade de suas presas no ambiente. .... 116

**Tabela 7:** Correlação entre as métricas de distribuição do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) na Baía da Babitonga e disponibilidade de suas presas no ambiente. .... 117

## SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL .....	21
REFERÊNCIAS .....	27
CAPÍTULO 1 – Dieta e nicho trófico de <i>Pontoporia blainvillei</i> (Pontoporiidae) e <i>Sotalia guianensis</i> (Delphinidae) na região da Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil. ....	33
RESUMO .....	35
INTRODUÇÃO .....	36
MATERIAL E MÉTODOS	
Área de estudo .....	40
Coleta de dados .....	41
Caracterização da dieta .....	43
Variações da dieta .....	44
Amplitude e sobreposição do nicho trófico .....	46
RESULTADOS	
Perfil da amostra .....	47
Caracterização da dieta .....	49
Variações da dieta .....	52
Amplitude e sobreposição do nicho trófico .....	57
DISCUSSÃO	
Dieta da toninha .....	57
Dieta do boto-cinza .....	61
Aspectos do comportamento alimentar e partição de nicho .....	65
CONCLUSÃO .....	69
REFERÊNCIAS .....	69
CAPÍTULO 2 – Disponibilidade alimentar e padrões de distribuição de <i>Pontoporia blainvillei</i> (Pontoporiidae) e <i>Sotalia guianensis</i> (Delphinidae) em um ambiente estuarino no sul do Brasil. ....	85
RESUMO .....	87
INTRODUÇÃO .....	88
MATERIAL E MÉTODOS	
Área de estudo .....	92
Coleta de dados de distribuição .....	93
Padrões de distribuição .....	95
Coleta de presas .....	97
Caracterização da ictiofauna .....	98
Disponibilidade alimentar .....	99
Relações entre predadores e presas .....	100

RESULTADOS	
Perfil da amostra .....	101
Padrões de distribuição .....	101
Caracterização da ictiofauna .....	107
Disponibilidade alimentar .....	110
Relações entre predadores e presas .....	115
DISCUSSÃO	
Ictiofauna .....	118
Disponibilidade alimentar e padrões de distribuição .....	119
CONCLUSÃO .....	126
REFERÊNCIAS .....	126
ANEXOS .....	141

## INTRODUÇÃO GERAL

Os cetáceos são mamíferos marinhos que pertencem à ordem Cetacea e se dividem em duas subordens: Mysticeti (cetáceos de barbatanas) e Odontoceti (cetáceos de dentes) (BERTA & SUMICH, 1999). Uma terceira subordem genérica, Archaeoceti (cetáceos ancestrais), é composta por espécies extintas, tanto terrestres e anfíbias quanto exclusivamente aquáticas (JEFFERSON et al., 2008). Estima-se que os ancestrais dos cetáceos iniciaram a transição para o ambiente aquático há aproximadamente 50 milhões de anos (HEYNING & LENTO, 2003). As principais adaptações anatômicas que os cetáceos modernos desenvolveram ao ambiente aquático são a espessa camada de gordura para isolamento térmico, a telescopia do crânio para facilitar a respiração na superfície da água, o corpo com formato hidrodinâmico (fusiforme), a aquisição da nadadeira caudal achatada horizontalmente para exercer a função de propulsão e a nadadeira dorsal, que auxilia na estabilidade do nado e regulação térmica (HEYNING & LENTO, 2003). Dentre as 87 espécies de cetáceos viventes, incluindo as de hábitos marinho e fluvial, 44 foram oficialmente registradas em águas brasileiras (LODI & BOROBIA, 2013). Pequenos cetáceos odontocetos são popularmente conhecidos no Brasil como golfinhos ou botos.

A toninha, *Pontoporia blainvillei* (Gervais & D'Orbigny, 1844) (Pontoporiidae), ou franciscana, como é popularmente conhecida em países de língua espanhola e inglesa, é um pequeno golfinho endêmico do Oceano Atlântico Sul Ocidental. Possui ocorrência desde o Estado do Espírito Santo, no sudeste do Brasil (SICILIANO, 1994), até a província de Chubut, na Argentina (CRESPO et al., 1998). As principais características da espécie são a coloração marrom-acinzentada, tamanho pequeno (entre 120 e 170 cm para os adultos) e o rostro longo, maior entre os cetáceos em proporção ao tamanho do corpo (TRIMBLE & PRADERI, 2006) (Fig. 1). O conhecimento sobre o seu repertório comportamental é extremamente limitado, pois a execução de comportamentos realizados à superfície é incomum na espécie (BORDINO et al., 1999). De acordo com CREMER & SIMÕES-LOPES (2005), sua coloração críptica, tamanho pequeno e comportamento discreto dificultam seu avistamento, o que justifica o reduzido número de informações sobre a espécie em seu ambiente natural. A maior parte do que se conhece sobre a biologia e ecologia da

toninha vem de indivíduos encalhados ou capturados acidentalmente em redes de pesca (CRESPO et al., 2010).



Figura 1: Toninha, *Pontoporia blainvillei* (Gervais & D'Orbigny, 1844) (Pontoporiidae).

As atividades humanas impactantes, somadas ao baixo potencial reprodutivo da toninha, representam um grande risco de extinção para a espécie (SECCHI & FLETCHER, 2004). A principal ameaça para a toninha são as capturas incidentais em redes de pesca (SECCHI et al., 2000; DI BENEDITTO et al., 2001). Com distribuição predominante a águas de até 30 metros de profundidade, é especialmente vulnerável à captura incidental e a outros impactos antrópicos (PINEDO et al., 1989; SECCHI et al., 2000; SECCHI & OTT, 2000). Este cenário faz com que a toninha seja considerada o golfinho mais ameaçado do Oceano Atlântico Sul Ocidental (PRADERI et al., 1989). A espécie está incluída na Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (IN 3 – MMA, 2003) e também é classificada como “vulnerable” pela IUCN. (REEVES et al., 2012)

O boto-cinza, *Sotalia guianensis* (P.J. van Bénédén, 1864) (Delphinidae), como o próprio nome indica, apresenta coloração cinza, mais escura no dorso, com duas faixas laterais mais claras e região ventral rosada ou de cor cinza muito claro (ROSAS, 2000) (Fig. 2). O comprimento total máximo registrado para os adultos da espécie é de 220 cm (FLORES, 2002). Distribuiu-se na costa tropical e subtropical das Américas do Sul e Central, desde a Nicarágua (CARR & BONDE, 2000) até Florianópolis, no Estado de Santa Catarina, Sul do Brasil (SIMÕES-LOPES, 1988). Possui um amplo repertório comportamental

documentado na literatura, incluindo batidas de cauda, saltos, exposição da cabeça, brincadeiras com objetos, surf e diversas estratégias de pesca (MONTEIRO-FILHO, 1991, 1992, 1995; MONTEIRO et al., 2006).



Figura 2: Boto-cinza, *Sotalia guianensis* (P.J. van Bénédén, 1864) (Delphinidae).

Atualmente o boto-cinza é um dos golfinhos mais estudados na costa brasileira, sendo identificados diferentes unidades populacionais (CUNHA et al., 2005; FETTUCCIA et al., 2009), padrões de movimento e distribuição (DAURA-JORGE et al., 2004; DAURA-JORGE et al., 2005; CREMER, 2007), uso de habitat (WEDEKIN et al., 2007) e parâmetros populacionais e sociais (CREMER, 2007; SANTOS & ROSSO, 2008; CANTOR et al., 2012). Entretanto, ainda faltam estudos aprofundados sobre os fatores que ameaçam a espécie, fazendo com que ela seja classificada como “insuficientemente conhecida” pela IUCN (SECCHI, 2012). Por apresentar hábito costeiro fortemente associado a ambientes estuarinos, é especialmente vulnerável aos efeitos da poluição, pesca incidental, além de ruídos e alterações de habitat (CREMER, 2007; BISI et al., 2012a; CANTOR et al., 2012). Estudos sistematizados sobre o impacto de capturas incidentais do boto-cinza foram realizados apenas nos estados do Rio de Janeiro e do Paraná (DI BENEDITTO et al., 1998; ROSAS, 2000; DI BENEDITTO et al., 2001). No Estado de Santa Catarina, onde existem apenas duas unidades populacionais reconhecidas, na Baía da Babitonga (CREMER, 2000) e na Baía Norte (SIMÕES-LOPES, 1988), a espécie é considerada “em perigo” (*Endangered*) (CONSEMA, 2011).

A Baía da Babitonga, situada no litoral norte do Estado de Santa Catarina, é abrigo de unidades populacionais residentes de toninhas e botos-cinza, que utilizam a área de maneira heterogênea (CREMER & SIMÕES-LOPES, 2008; HARDT et al., 2010; SCHULZE, 2012; PAITACH et al., 2013). Esta unidade populacional de toninhas é a única da espécie que reside durante o ano todo em águas protegidas de baía, representando uma situação ímpar para seu estudo na natureza (CREMER & SIMÕES-LOPES, 2005). A Baía da Babitonga é ainda circundada por uma área aproximada de 6.200ha de vegetação nativa de manguezal, correspondendo a 75% do total deste ecossistema no estado (IBAMA, 1998). O boto-cinza é frequentemente associado com a presença de bosques de mangue, de modo que a conservação destes ecossistemas é fundamental para a espécie (DA SILVA et al., 2010). Além disso, os recursos pesqueiros da Babitonga constituem a base da pesca de subsistência e artesanal dos seis municípios que estão em seu entorno, sendo que a sustentabilidade desta atividade também depende da conservação dos manguezais (RODRIGUES, 2000).

A presença de riquezas naturais na Baía da Babitonga e a necessidade de proteger os ecossistemas locais e as duas espécies de golfinhos levaram a área a ser classificada como prioritária para conservação, utilização e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira, estando classificada como prioridade de ação “extremamente alta” e recomendada a criação de uma unidade de conservação (PROBIO, 2003). Também está na lista de áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade dos mamíferos marinhos (MMA, 2002). A ocupação desordenada das margens e o despejo de efluentes domésticos e industriais, além da especulação de novos empreendimentos portuários na região, ameaçam o futuro deste ecossistema e das populações de cetáceos (CREMER, 2007). De acordo com SALM et al. (2000), o estabelecimento de uma unidade de conservação é fundamental para o desenvolvimento integrado e efetivo desse ecossistema.

O estudo da ecologia das espécies em ambiente natural constitui um importante subsídio para a elaboração de estratégias voltadas a conservação *in situ* (PRIMACK & RODRIGUES, 2001). As pesquisas sobre ecologia e comportamento de cetáceos se intensificaram conforme foram constatados diversos impactos antrópicos que acarretaram na diminuição de algumas populações por mortalidade e abandono de áreas (CURREY et al., 1990; REEVES et al., 2003). Espécies carismáticas



como os golfinhos podem ser utilizadas como “bandeiras” de conservação (PRIMACK & RODRIGUEZ, 2001). Entretanto, uma abordagem mais ampla, com enfoque integrado entre espécie e ecossistema, é considerada a mais apropriada na proposição de ações de conservação (SIMBERLOFF, 1998; DUNNING et al., 2006). Os golfinhos, como predadores de topo de cadeia, são ótimos indicadores da qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos, uma vez que a variação espaço-temporal da dieta dos golfinhos pode refletir impactos de origem antrópica sobre os recursos (WELLS et al., 2004). Além disso, segundo AUGÉ et al. (2013), a definição das áreas de alimentação de mamíferos marinhos é importante subsídio para a proposição de áreas marinhas protegidas para a conservação das espécies e seus ecossistemas.

Neste sentido, este trabalho foi estruturado para contribuir com o conhecimento ecológico da toninha e do boto-cinza na Baía da Babitonga, visando a conservação dessas espécies. O primeiro capítulo versa sobre a teoria do nicho, com enfoque nas relações tróficas e na coexistência de predadores ecologicamente semelhantes. Essa abordagem busca contribuir localmente para ao monitoramento da saúde do ambiente e das condições necessárias para a coexistência de predadores. No segundo capítulo, buscou-se verificar a influência das presas na distribuição de toninhas e boto-cinza, à luz da teoria do forrageamento ótimo, fomentando a discussão ecológica sobre as relações comportamentais entre predadores e presas no ambiente estuarino. Este enfoque também será útil para subsidiar planos de gestão adequados para a conservação integrada de golfinhos e de todo ecossistema, com vista para o manejo dos recursos pesqueiros e zoneamento das atividades humanas.



## REFERÊNCIAS

- AUGÉ, A. A.; CHILVERS, B. L.; MOORE, A. B. & DAVIS, L. S. 2013. Importance of studying foraging site fidelity for spatial conservation measures in a mobile predator. *Animal Conservation* 17 (2014) 61–71.
- BERTA, A. & SUMICH, J. L. 1999. *Marine Mammals: Evolutionary Biology*. Academic Press, San Diego.
- BISI, T. L.; LEPOINT, G.; AZEVEDO, A. F.; DORNELES, P. R.; FLACH, L.; DAS, K.; MALM, O. & LAILSON-BRITO, J. 2012. Trophic relationships and mercury biomagnification in Brazilian tropical coastal food webs. *Ecological Indicators*, 18: 291-302.
- BORDINO, P.; THOMPSON, G. & IÑIGUEZ, M. 1999. Ecology and behaviour of the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in Bahía Anegada, Argentina. *Journal of Cetacean Research and Management*, Cambridge, 1 (2): 213-222.
- CANTOR, M.; WEDEKIN, L. L.; DAURA-JORGE, F. G.; ROSSI-SANTOS, M.; SIMÕES-LOPES, P. C. 2012. Assessing population parameters and trends of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*): An eight-year mark-recapture study. *Marine Mammal Science*, 28: 63-83.
- CARR, T., E BONDE, R. K. 2000. Tucuxi (*Sotalia fluviatilis*) occurs in Nicaragua, 800 km of its previously known range. *Marine Mammal Science*. 16(2): 447-452.
- CONSEMA – Conselho Estadual do Meio Ambiente. 2011. Resolução n°002, de 6 de dezembro de 2011. <http://www.doe.sea.sc.gov.br/Portal/VisualizarCanal.aspx?cdCanal=42>
- CREMER, M. J.; SIMÕES-LOPES, P. C. 2008. Distribution, abundance and density estimates of franciscana, *Pontoporia blainvillei* (Cetacea: Pontoporiidae), in Babitonga Bay, southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 25, n. 3, p. 397-402.
- CREMER, M. J. 2007. *Ecologia e conservação de populações simpátricas de pequenos cetáceos em ambiente estuarino no sul do Brasil*. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2007. 212 p.
- CREMER, M. J., AND SIMÕES-LOPES, P. C. 2005. "The occurrence of *Pontoporia blainvillei* (Gervais & d'Orbigny) (Cetacea, Pontoporiidae) in an estuarine area in southern Brazil," *Revista Brasileira de Zoologia*. 22, 717-723.

- CREMER, M. J., 2000. Ecologia e Conservação de *Sotalia fluviatilis* guianensis (Cetacea, Delphinidae) na Baía de Babitonga, litoral norte de Santa Catarina. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- CRESPO, E. A.; PEDRAZA, S. N.; GRANDI, M. F.; DANS, S. L.; GARAFFO, G. V. 2010. Abundance and distribution of endangered franciscana dolphins in Argentine waters and conservation implications. *Marine Mammal Science*, v. 26, n. 1, p. 17-35.
- CRESPO, E. A.; HARRIS, G.; GONZÁLEZ, R. 1998. Group size and distributional range of the franciscana, *Pontoporia blainvillei*. *Marine Mammal Science*. 14:845-849.
- CUNHA, H. A.; SILVA, V. M. F.; LAILSON-BRITO JR., J.; SANTOS, M. C. O.; FLORES, P. A. C.; MARTIN, A. R.; AZEVEDO, A. F.; FRAGOSO, A. B. L.; ZANELATTO, R. C. & SOLÉ-CAVA, A. M. 2005. Riverine and marine ecotypes of *Sotalia* dolphins are different species. *Marine Biology*. 148: 449-457.
- CURREY, D.; LONSDALE, J.; THORNTON, A. & REEVES, R. 1990. The global war against small cetaceans. Environmental Agency. London.
- DA SILVA, V. M. F.; FETTUCCIA, D.; RODRIGUES, E. da S.; EDWARDS, H.; MORENO, I. B.; MOURA, J. F.; WEDEKIN, L. L.; BAZZALO, M.; EMIN-LIMA, N. R.; CARMO, N. A. S.; SICILIANO, S. & UTRERAS, B. V. 2010. Report of the Working Group on Distribution, Habitat Characteristics and Preferences, and Group Size. *Latin American Journal of Aquatic Mammals* 8(1-2): 31-38.
- DAURA-JORGE, F. G.; WEDEKIN, L. L.; PIACENTINI, V.; SIMÕES-LOPES, P. C. 2005. 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*. 22: 1014-1021.
- DAURA-JORGE, F. G.; WEDEKIN, L. L.; & SIMÕES-LOPES, P. C. 2004. Variação sazonal na intensidade dos deslocamentos do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), na Baía Norte da Ilha de Santa Catarina. *Biotemas*. 17:203-216.
- DI BENEDETTO, A. P. M.; RAMOS, R. M. A. & LIMA, N. R. W. 2001. Sightings of *Pontoporia blainvillei* (Gervais and D'Orbigny, 1844) and *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) (Cetacea) in South-

- eastern Brazil. Brazilian Archives of Biology and Technology. vol.44 no.3 Curitiba.
- DI BENEDITTO, A. P. M.; RAMOS, R. & LIMA, N. R. W. 1998. Fishing activity on Northern Rio de Janeiro State (Brazil) and its relation with small cetaceans. Brazilian Archives of Biology and Technology 41 (3): 296-302.
- DUNNING JR., J. B.; GROOM, M. J. & PULLIAM, H. R. 2006. Species and landscape approaches to conservation. In: Groom, M. J.; Meffe, G. K.; Carroll, C. R. (eds.). Principles of conservation biology. Pp. 419-466. Sinauer Associates. Sunderland.
- FETTUCCIA, D. C.; DA SILVA, V. M. F. & SIMÕES-LOPES, P. C. 2009. Non-metric characters in two species of *Sotalia* (Gray, 1866) (Cetacea, Delphinidae). Brazilian Journal of Biology, v. 69, p. 907-917.
- FLORES, P. A. C. 2002. Tucuxi *Sotalia fluviatilis*, p. 1267-1269. In: Perrin, W. F.; Würsig, B. & Thewissen, J. G. M. (Eds). Encyclopedia of marine mammals. Cambridge, Academic Press, 1414p.
- HARDT, F.; CREMER M. J.; TONELLO, A. J. & SIMÕES-LOPES, P. C. 2010. Residence patterns of the guiana dolphin *Sotalia guianensis* in Babitonga Bay, south coast of Brazil. Latin American Journal of Aquatic Mammals, 8(1-2): 117-121.
- HEYNING, J. E. & LENTO, G. M. 2003. The evolution of marine mammals in Marine mammal biology: An evolutionary approach. A.R.Hoelzel, Oxford.
- IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 1998. Proteção e controle de ecossistemas costeiros: manguezal da Baía da Babitonga. Coleção Meio Ambiente: Série Estudos – Pesca. Brasília: Edições IBAMA, 146p.
- JEFFERSON, T. A.; WEBBER, M. A. & PITMAN, R. L. 2008. Marine mammals of the world: A comprehensive guide to their identification. 1ª Edição. San Diego: Elsevier.
- LODI, L. & BOROBIA, M. 2013. Guia de Identificação: Baleias, Botos e Golfinhos no Brasil. Technical Book Editora, Rio de Janeiro.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2002. Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade das Zonas Costeira e Marinha. Ministério do Meio Ambiente. MMA / SBF. Brasília.
- MONTEIRO, M. S.; SOUTO, A. & NASCIMENTO, L. F. 2006. Comparações entre os comportamentos de forrageio nas diferentes faixas etárias do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) (Cetacea;

- Delphinidae) na Baía dos Golfinhos, Praia de Pipa, RN, Brasil. *Revista de Etologia* 8 (1): 13-25.
- MONTEIRO-FILHO, E. L. A. 1995. Pesca interativa entre o golfinho *Sotalia fluviatilis guianensis* e a comunidade pesqueira da região de Cananéia. *Boletim do Instituto de Pesca, Santos*, 22 (2): 15-23.
- MONTEIRO-FILHO, E. L. A. 1992. Pesca associada entre golfinhos e aves marinhas. *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba, 9 (1/2): 29-37.
- MONTEIRO-FILHO, E. L. A. 1991. Comportamento de caça e repertório sonoro do golfinho *Sotalia brasiliensis* (Cetacea: Delphinidae) na região de Cananéia, Estado de São Paulo. Tese de Doutorado, Instituto de Biociências. Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- PAITACH, R. L.; SARTORI, C. M. & CREMER, M. J. 2013. Residência e área de vida da população de toninhas, *Pontoporia blainvillei*, na Baía da Babitonga. *Caderno de Iniciação à Pesquisa* 15: 20-25.
- PINEDO, M. C.; PRADERI, R. & BROWNELL JR., R. L. 1989. Review of the biology and status of the franciscana, *Pontoporia blainvillei*, p. 46–51. In: Perrin, W.F.; Brownell, R. L.; Zhou, K. & Liu, J. (Eds.). *Biology and Conservation of the River Dolphins*. Gland, IUCN, 173p.
- PRADERI, R.; PINEDO, M. C. & CRESPO, E. A. 1989. Conservation and management of *Pontoporia blainvillei* in Uruguay, Brazil and Argentina, p. 52–56. In: Perrin, W.F.; Brownell, R. L.; Zhou, K. & Liu, J. (Eds.). *Biology and Conservation of the River Dolphins*. Gland, IUCN, 173p.
- PRIMACK, R.B. & RODRIGUES, E. 2001. *Biologia da conservação*. E. Rodrigues, Londrina.
- PROBIO - Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira. 2003. Áreas Prioritárias Para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira. PROBIO. Ministério do Meio Ambiente.
- REEVES, R. R.; SMITH, B. D.; CRESPO, E. & NOTARBARTOLO DI SCIARA, G. 2003. Dolphins, whales and porpoises. 2002 – 2010. *Conservation Action Plan for the world's cetaceans*. Gland, IUCN, 139p.
- REEVES, R.; DALEBOUT, M.; JEFFERSON, T. A.; KARKZMARSKI, L.; LAIDRE, K.; O’CORRY-CROWE, G.; ROJAS-BRACHO, L.; SECCHI, E.; SLOOTEN, E.; SMITH, B. D.;

- WANG, J. Y.; ZERBINI, A. N. & ZHOU, K. 2012. *Pontoporia blainvillei*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3.
- RODRIGUES, A. M. T. 2000. Diagnóstico socioeconômico e a percepção ambiental das comunidades pesqueiras artesanais do entorno da Baía da Babitonga, Santa Catarina: um subsídio às medidas de gestão compartilhada da zona costeira. Dissertação de Mestrado, Florianópolis. Universidade Federal de Santa Catarina.
- ROSAS, F. C. W. 2000. Interações com a pesca, mortalidade, idade, reprodução e crescimento de *Sotalia guianensis* e *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Delphinidae e Pontoporiidae) no litoral sul do estado de São Paulo e litoral do estado do Paraná, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- SALM, R. V.; CLARKE, J. R. & SIIRILA, E. 2000. Marine and coastal protected areas: a guide for planners and managers. World Conservation Union, Washington, D.C.
- SANTOS, M. C. O., & ROSSO, S. 2008. Social organization of marine tucuxi dolphins, *Sotalia guianensis*, in the Cananéia estuary of southeastern Brazil. Journal of Mammalogy, 89, 347.
- SCHULZE, B. 2012. Estimativa populacional e área de vida do boto-cinza, *Sotalia guianensis*, (Cetacea, Delphinidae) na Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil. Dissertação Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, 121 p.
- SECCHI, E. 2012. *Sotalia guianensis*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2.
- SECCHI, E. R. & FLETCHER, D. 2004. Modelling the population growth and viability analysis for four franciscana stocks: effects of stock-specific differences in life traits, fishing bycatch, parameter uncertainty and stochasticity. Technical Paper SC/56/SM20 presented to the Scientific Committee of the International Whaling Commission. Sorrento, Italy.
- SECCHI, E. R. & OTT, P. H. 2000. A profundidade como um fator determinante da distribuição de toninhas, *Pontoporia blainvillei*, conforme indicado pelos índices de CPUE. In: UNEP/CMS (ed.), Report of the Third Workshop for Coordinated Research and Conservation of the Franciscana Dolphin (*Pontoporia blainvillei*) in the Southwestern Atlantic. UNEP/CMS, Bonn, Germany.
- SECCHI, E.R.; OTT, P. H. & DANILEWICZ, D. 2000. Report of the Fourth Workshop for Coordinated Research and Conservation of the

- Franciscana Dolphin (*Pontoporia blainvillei*) in the Western South Atlantic. Porto Alegre. 89 p.
- SICILIANO, S. 1994. Review of small cetaceans and fishery interactions in coastal waters of Brazil. Report of the International Whaling Commission (special issue), Rio de Janeiro, 15: 241-250.
- SIMBERLOFF, D. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation* 83 (3): 247-257.
- SIMÕES-LOPES, P. C. 1988. Ocorrência de uma população de *Sotalia fluviatilis*, Gervais 1853, (Cetacea, Delphinidae) no limite sul de sua distribuição, Santa Catarina, Brasil. *Biotemas*, 1, 57-62
- TRIMBLE, M. & R. PRADERI. 2006. What is the color of the franciscana (*Pontoporia blainvillei*)?: a review and a proposed assessment method. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*. 5(1):55-63.
- WEDEKIN, L. L., DAURA-JORGE, F. G., PIACENTINI, V. Q. & SIMÕES-LOPES, P. C. 2007. Seasonal variations in spatial usage by the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864) (Cetacea; Delphinidae) at its southern limit of distribution. *Braz. J. Biol.* 67(1):1-8.
- WELLS, R. S.; RHINEHART, H. L.; HANSEN, L. J.; SWEENEY, J. C.; TOWNSEND, F. I.; STONE, R.; CASPER, D., SCOTT, M. D.; HOHN, A. A.; ROWLES, T. K. & HOWARD, L. 2004. Bottlenose dolphins as marine ecosystem sentinels: developing a health monitoring system. *EcoHealth* 1(3): 246-54.



## **CAPÍTULO 1**

### **DIETA E NICHOS TRÓFICOS DE *Pontoporia blainvillei* (PONTOPORIIDAE) E *Sotalia guianensis* (DELPHINIDAE) NA REGIÃO DE BAÍA DA BABITONGA, ESTADO DE SANTA CATARINA, BRASIL**



# DIETA E NICHOS TRÓFICOS DE *Pontoporia blainvillei* (PONTOPORIIDAE) E *Sotalia guianensis* (DELPHINIDAE) NA REGIÃO DE BAÍA DA BABITONGA, ESTADO DE SANTA CATARINA, BRASIL

## RESUMO

O nicho ecológico consiste na combinação de recursos e condições que possibilitam a existência de uma espécie em determinado ambiente. Em relação aos recursos alimentares, variações individuais do nicho podem estar associadas às características intrínsecas ou extrínsecas dos indivíduos. A Baía da Babitonga abriga populações residentes de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) e botos-cinza (*Sotalia guianensis*), representando uma oportunidade especial para o estudo das relações tróficas em um cenário de partição de recursos. Os objetivos deste estudo foram (1) caracterizar a dieta dos golfinhos; (2) verificar se existem variações ao longo dos anos, estações, locais e em relação ao sexo e faixa etária; e (3) verificar a amplitude e sobreposição do nicho trófico dos golfinhos na área de estudo. Para tanto, foi realizada a análise do conteúdo estomacal de 28 toninhas e 21 botos-cinza encontrados mortos entre 2000 e 2014. Foram identificadas 21 teleósteos na dieta da toninha, sendo *Stellifer rastrifer* (IIR = 67,9%) e *Pellona harroweri* (IIR = 19,7%) os mais representativos. Na dieta do boto-cinza 28 espécies de peixes foram identificadas, sendo as principais *Mugil curema* (IIR = 17,7%), *P. harroweri* (IIR = 17%), *S. rastrifer* (IIR = 16,1%), *Micropogonias furnieri* (IIR = 11,3%) e *Trichiurus lepturus* (IIR = 8,5%). A dieta das toninhas apresentou variações moderadas em relação ao sexo, faixa etária, local e época, mas não foi observada variação significativa em relação às estações do ano, provavelmente devido à grande abundância de recursos de ambientes estuarinos. A dieta do boto-cinza apresentou variação acentuada quanto ao sexo, faixa etária, locais e períodos de coleta, porém uma variação moderada para a sazonalidade. Analisando a amplitude do nicho trófico, a toninha (0,11) demonstrou ter hábito alimentar especialista na Baía da Babitonga, enquanto o boto-cinza (0,49) teve uma tendência generalista da dieta. Foi observada uma sobreposição mediana entre os golfinhos (52,2%), indicando um possível mecanismo de partição de nicho. O monitoramento das relações tróficas desses golfinhos ameaçados de extinção é essencial para a conservação efetiva das espécies e seus habitats.

**Palavras-chave:** toninha, boto-cinza, hábitos alimentares, variações intraespecíficas, partição de nicho.

## INTRODUÇÃO

O nicho ecológico consiste na combinação de recursos e condições que possibilitam a existência de uma espécie em determinado ambiente (HUTCHINSON, 1957). Tal conceito está diretamente relacionado ao papel ecológico que a espécie exerce na comunidade (RICKLEFS, 1996). Na formulação original da teoria do nicho os indivíduos de uma espécie devem ser considerados ecologicamente equivalentes na forma como exploram os recursos (BOLNICK et al., 2003). Todavia, é amplamente reconhecida a heterogeneidade ecológica entre os indivíduos, que utilizam subconjuntos dos recursos disponíveis no ambiente. As variações individuais na utilização dos recursos podem reduzir os efeitos da sobreposição intraespecífica, influenciar o uso do habitat pelos indivíduos e ter um importante papel na dinâmica populacional (SVANBÄCK & BOLNICK, 2005; BOLNICK et al., 2011). A dimensão do nicho que contempla os recursos alimentares será referida ao longo deste estudo como nicho trófico.

A maioria dos trabalhos que contempla as variações individuais do nicho trófico consideram subdivisões da população baseadas em características intrínsecas dos indivíduos, como sexo e idade (POLIS, 1984; SHINE et al., 2002). Porém, considerando o potencial de busca e captura de uma espécie de acordo com suas características morfofisiológicas, os principais fatores que determinam as variações do nicho trófico são extrínsecos, como a qualidade e abundância dos recursos no ambiente (KREBS & MCCLEERY, 1984). A disponibilidade espaço-temporal dos recursos alimentares é variável e, portanto, o seu uso também (MANLY et al., 1993). Estas variações podem ser devido a diferenças físicas do ambiente (RODRIGUÉZ et al., 2002), sazonais (MARTINS et al., 2008) ou mesmo em uma longa escala temporal (BASSOI & SECCHI, 2000). Outro fator extrínseco importante é a interação interespecífica de espécies ecologicamente semelhantes compartilhando recursos limitados (RICKLEFS, 1996). Neste caso, as espécies afetam-se mutuamente (PIANKA, 1983).

Quando duas espécies ecologicamente semelhantes ocorrem em simpatria e, portanto, são potencialmente competidoras, três situações distintas podem ser observadas. A primeira situação é a partição do nicho em termos de composição da dieta, onde ambas as espécies sofrem redução da amplitude de seus nichos, diminuindo a sobreposição e atenuando os efeitos da competição (SCHOENER, 1974). A segunda

situação também pode ser considerada uma forma de partição de nicho, mas não em termos de composição da dieta e sim de segregação espacial e/ou temporal no uso dos recursos (HUISMAN & WEISSING, 2000). Na terceira situação, denominada exclusão competitiva ou “Princípio de Gause”, a sobreposição é tão elevada que, se não houver tempo evolutivo ou se o hábitat impede a adaptação, uma das espécies pode causar a extinção local da outra (HUTCHINSON, 1957; BEGON et al., 2007). Na prática este último cenário não é identificável, pois este processo ocorre em uma escala evolutiva e é quase impossível, na maioria dos casos, atribuir a uma causa natural isolada a extinção de uma espécie.

Estudos de ecologia alimentar contribuem para o entendimento da biologia e ecologia de predadores e presas, assim como da estrutura da rede trófica, do fluxo de energia e do funcionamento do ecossistema em que estão inseridos (KATONA & WHITEHEAD, 1988; BOWEN & SINIFF, 1999). Diversos métodos podem ser utilizados para se estudar os aspectos tróficos de uma espécie, como análises de conteúdo estomacal (FITCH & BROWNELL, 1968; BARROS & ODELL, 1990), isótopos estáveis (HOBSON, 1999), ácidos graxos (BARROS & CLARKE, 2002), acúmulo de poluentes (BISI et al., 2012a), além da observação direta do comportamento alimentar (HANSON & DEFRAN, 1993). Cada abordagem contribui de forma diferente para o estudo e devem ser consideradas complementares (BARROS & CLARKE, 2002). BISI et al. (2012b) apresentam uma revisão detalhada sobre as diferentes técnicas de estudo de ecologia alimentar aplicadas aos mamíferos marinhos.

Devido à dificuldade de observação direta do comportamento alimentar de mamíferos marinhos, a análise do conteúdo estomacal é o método mais tradicionalmente utilizado, possibilitando a obtenção de um grande número de informações com um baixo custo associado, porém com algumas limitações que serão mais discutidas na sessão de métodos (BARROS & ODELL, 1990). A partir da recuperação de estruturas resistentes à digestão, como otólitos de teleósteos (FITCH & BROWNELL, 1968) e bicos córneos de cefalópodes (CLARKE, 1986), presentes no estômago de animais encontrados mortos, pode-se realizar a identificação e biometria das espécies predadas. Otólitos são ossificações do ouvido interno de peixes ósseos, podendo ser de três tipos: *sagitta*, *lapillus* e *asteriscus* (MOYLE & CECHE Jr., 2004). Os peixes possuem um par oposto simétrico (direito e esquerdo) de cada um

deles, sendo que o *sagitta* é o maior e mais utilizado em estudos de dieta (MOYLE & CECH Jr., 2004). Bicos córneos quitinosos fazem parte do aparato bucal de polvos, lulas e sépias, sendo as principais estruturas utilizadas para identificação de cefalópodes predados (SANTOS & HAIMOVICI, 2001).

A toninha, *Pontoporia blainvillei* (Gervais & D'Orbigny, 1844), é a única espécie vivente da família Pontoporiidae, sendo considerado o pequeno cetáceo mais ameaçado do Oceano Atlântico Sul Ocidental (SECCHI et al., 2000). Ocorre do Estado do Espírito Santo, no Brasil (SICILIANO, 1994), até a província de Chubut, na Argentina (CRESPO et al., 1998). Tem sido considerada na literatura como uma espécie de hábito alimentar generalista e oportunista, pois preda sobre as presas mais abundantes no ambiente, podendo variar sua dieta sazonalmente (BASSOI & SECCHI, 2000; DI BENEDITTO, 2000; BASSOI, 2005; CREMER et al., 2012). Muitos estudos estão disponíveis sobre a dieta da espécie, tendo sido identificadas variadas espécies de presas ao longo de sua distribuição, com predominância de teleósteos, seguido por cefalópodes e crustáceos (PINEDO, 1982; OTT, 1994; BASSOI, 1997; RODRÍGUEZ et al., 2002; OLIVEIRA, 2003; DI BENEDITTO, 2000; SILVA, 2011; CREMER et al., 2012; PASO-VIOLA et al., 2014).

O boto-cinza, *Sotalia guianensis* (P.J. van Bénédén, 1864), é uma espécie da família Delphinidae, táxon com a maior riqueza entre os cetáceos (JEFFERSON et al., 2008). Possui ocorrência desde o norte da Nicarágua, na América Central (CARR & BONDE, 2000), até a ilha de Florianópolis, no sul do Brasil (SIMÕES-LOPES, 1988). Estudos sobre a dieta do boto-cinza se intensificaram nas últimas décadas e tem demonstrado que a espécie é generalista e oportunista (DI BENEDITTO, 2000; PANSARD et al., 2010; CREMER et al., 2012; LOPES et al., 2012). Porém, em condições de grande abundância de recursos, pode apresentar certa seletividade na dieta (CREMER, 2007; DAURA-JORGE, 2007). A dieta do boto-cinza é composta principalmente por teleósteos, mas também por cefalópodes e crustáceos, sendo identificada uma grande variedade de presas ao longo de sua distribuição (ZANELATTO, 2001; SANTOS et al., 2002; OLIVEIRA, 2003; DI BENEDITTO & SICILIANO, 2006; PANSARD et al., 2010; DAURA-JORGE et al., 2011; CREMER et al., 2012; LOPES et al., 2012).

A Baía da Babitonga abriga unidades populacionais de toninhas e botos-cinza que residem no local durante o ano todo (CREMER &

SIMÕES-LOPES, 2008; HARDT et al., 2010; PAITACH et al., 2013). A ocorrência do boto-cinza é frequentemente associada aos ambientes estuarinos (BOROBIA et al., 1991), porém para a toninha esta é a única unidade população que reside em estuário, representando um caso de simpatria direta entre estas espécies (CREMER, 2007). É provável que ocorra partição de nicho na utilização dos recursos alimentares por toninhas e botos-cinza na Babitonga, uma vez que essas espécies são ecologicamente semelhantes (CREMER, 2007). Assim, este local representa uma oportunidade especial para o estudo dos processos ecológicos que influenciam a composição da dieta e o nicho trófico de pequenos cetáceos em um cenário de possível partilha de recursos. CREMER et al. (2012) identificaram 14 espécies de presas da toninha e 21 do boto-cinza, com base na análise do conteúdo estomacal de indivíduos encontrados mortos dentro do estuário entre os anos de 2000 e 2006. Porém, não há informações sobre variações da dieta, para ambas as espécies, em relação ao sexo, idade, sazonalidade entre outros.

Os cetáceos são predadores de topo de cadeia, contribuindo para a manutenção das espécies de presas e desempenhando um importante papel no fluxo de energia dos ecossistemas (BOWEN & SINIFF, 1999, NELSON et a., 2004). Alguns estudos indicam inclusive que os cetáceos podem desempenhar funções *top-down* de regulação das redes tróficas marinhas, de forma que sua extinção local pode desencadear uma extinção em cadeia dos níveis tróficos inferiores, processo reconhecido como cascata trófica (SHURIN et al., 2002; AINLEY et al., 2006). Neste sentido, o monitoramento do hábito alimentar de predadores de topo pode refletir o estado de saúde do ambiente e aspectos populacionais das presas. Quando as presas são também espécies de importante valor econômico, os resultados de tais estudos podem ainda apontar a sobreexploração dos recursos (BASSOI & SECCHI, 2000).

Este trabalho tem como objetivo avaliar a ecologia alimentar da toninha e do boto-cinza na região da Baía da Babitonga, tendo como objetivos: caracterizar a dieta dos golfinhos de dentro do estuário e do litoral adjacente; verificar se existem variações na dieta ao longo dos anos, estações e em relação ao sexo e faixa etária; e verificar a amplitude e sobreposição do nicho trófico dos golfinhos na área de estudo.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

A Baía da Babitonga, localizada no litoral norte do Estado de Santa Catarina, sul do Brasil ( $26^{\circ}02' - 26^{\circ}28'S$  e  $48^{\circ}28' - 48^{\circ}50'W$ ), possui área de aproximadamente  $160 \text{ km}^2$ , com comprimento de 21 km e largura máxima de 5 km (Fig. 1). Possui profundidade média de 6 m, mas em seu único canal de conexão com o mar, pode chegar a 28 m devido às dragagens periódicas para fins portuários (VIEIRA et al., 2008).

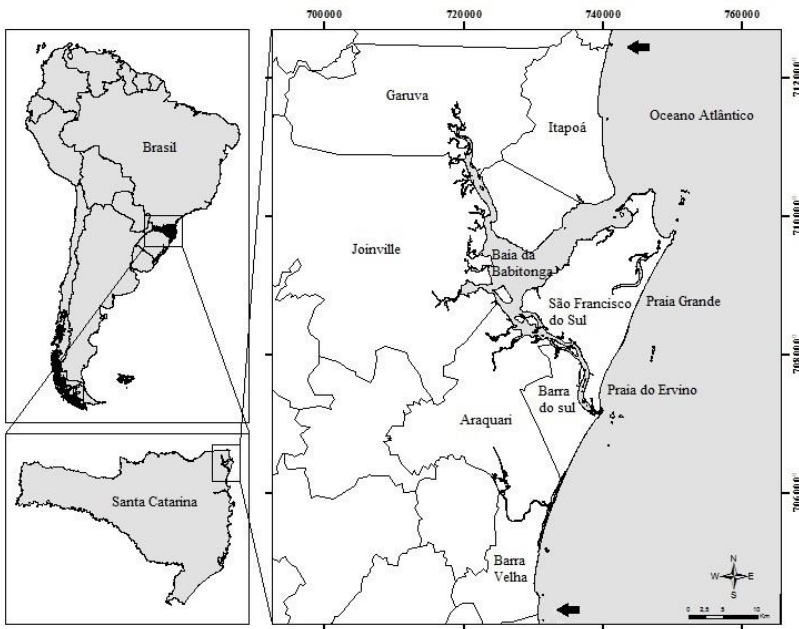


Figura 1: Localização da área de estudo entre os municípios de Itapoá ( $26^{\circ}07'S$ ) e Barra Velha ( $26^{\circ}37'S$ ), incluindo a Baía da Babitonga ( $26^{\circ}02' - 26^{\circ}28'S$  e  $48^{\circ}28' - 48^{\circ}50'W$ ).

Suas margens apresentam feições variadas, formadas por praias areno-lodosas, costões rochosos e aproximadamente 6.200 ha de manguezal, o que representa a última grande formação vegetacional deste tipo no Hemisfério Sul (CREMER, 2006). Este mosaico de



habitats representa uma complexidade estrutural que favorece uma grande riqueza e abundância de espécies ictílicas (GRATWICKE & SPEIGHT, 2005). Em trabalho realizado por SANTOS (2009) com a comunidade de fundo da Baía da Babitonga, foi observado que a salinidade é a maior condicionante das variações na comunidade íctica destes ambientes, onde diversidade e uniformidade são maiores quanto mais próximo da desembocadura, porém com maior abundância de espécimes nas regiões mais internas.

Também foi considerado neste estudo o litoral adjacente à Baía da Babitonga, entre os municípios de Itapoá (26°07'S) e Barra Velha (26°37'S). O litoral norte de Santa Catarina é caracterizado como de águas bastante movimentadas e agitadas, com exceção da Baía da Babitonga que possui águas calmas (HORN FILHO, 1997). Esta porção do litoral catarinense encontra-se inserida no “setor setentrional”, apresentando diversas feições como terraços, dunas, esporões, penínsulas, enseadas, baías, planícies de maré, planície de cordões regressivos, pontais, lagoas e lagunas, praias e ilhas (DIEHL & HORN FILHO, 1996). As praias Grande e do Ervino juntas, no sudeste do município de São Francisco do Sul, representam a maior distância contínua de praia arenosa do Estado, com cerca de 26 km, variando de reflectiva a intermediária (HORN FILHO, 1997).

### ***Coleta de dados***

O estudo da dieta de toninhas e botos-cinza foi realizado a partir da análise do conteúdo estomacal dos indivíduos encontrados mortos entre os anos de 2000 e 2014 dentro da Baía da Babitonga e no litoral adjacente. São consideradas limitações deste método: a escassez de dados sobre frequência alimentar e processo digestivo dos predadores e as diferentes taxas de digestão entre as presas, além do fato de que os golfinhos podem regurgitar o conteúdo estomacal antes da morte, quando emalhados em redes de pesca (CLARKE, 1986; FROST & LOWRY, 1986; PIERCE & BOYLE, 1991; BARROS, 1993). Todavia, DUNSHEA et al. (2013) analisaram o conteúdo estomacal de golfinhos-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) encontrados mortos e compararam com o conteúdo coletado durante procedimentos de captura e soltura de indivíduos vivos, comprovando a efetividade deste método.

Para recuperação dos indivíduos, foi estabelecida uma rede de contatos com os moradores do entorno da Baía da Babitonga, utilizando cartazes e panfletos explicativos dos estudos realizados e contendo os

meios de comunicação para que os animais encontrados mortos fossem relatados. Entre os anos de 2008 e 2014 também foram realizados monitoramentos quinzenais nas praias Grande e do Ervino. Mesmo no período em que foram realizados monitoramentos, a maioria dos indivíduos encontrados foi devido à rede de contatos.

Os indivíduos recuperados foram transportados para a Universidade da Região de Joinville – UNIVILLE em São Francisco do Sul e tombados na Coleção Mammalia do Acervo Biológico Iperoba. Cada carcaça foi mantida em container frigorífico até a data da necropsia. Durante a necropsia foi amarrado um barbante no final do esôfago e outro no início do intestino, permitindo que o estômago fosse retirado sem a perda do conteúdo (DI BENEDITTO et al., 2001).

Durante as triagens, os estômagos foram seccionados e o conteúdo foi lavado em água corrente sobre um jogo de três peneiras de aço com malhas de 2 mm, 1 mm e 0,5 mm. Em seguida, cada peneira foi minuciosamente vasculhada para a recuperação de estruturas mais resistentes à digestão, como otólitos de teleósteos, bicos de cefalópodes e carapaças de crustáceos (FITCH & BROWNELL, 1968). Otólitos e bicos foram lavados em álcool a 70% e guardados a seco, enquanto fragmentos de crustáceos e presas semi-digeridas foram conservados em álcool a 70%.

A identificação dos otólitos levou em conta a literatura (ABILHÔA & CORRÊA, 1992; CORRÊA & VIANNA, 1993; LEMOS et al., 1992; LEMOS et al., 1995a, 1995b) e a coleção de referência do Laboratório de Ictiologia da UNIVILLE. Foi utilizado o otólito *sagitta* para a maioria das espécies, com exceção dos bagres da família Ariidae, para o qual é indicado o uso do *lapillus* (FUCHS & VOLPEDO, 2009). Utilizando uma câmera digital Dino-Eye acoplada a uma lupa e o programa DinoCapture 2.0, foram obtidas as medidas, com precisão micrométrica, específicas para cada espécie de acordo com a literatura utilizada (Fig. 2). Foram estimados o comprimento total e a biomassa das presas a partir das regressões específicas, quando disponível na literatura (ABILHÔA & CORRÊA, 1992; CORRÊA & VIANNA, 1993; LEMOS et al., 1992; LEMOS et al., 1995a, 1995b; BASTOS, 1990; DI BENEDITTO et al., 2001; CARVALHO & CORRÊA, no prelo). Para as espécies que não havia equação disponível na literatura para estimação do peso, foram realizadas coletas das presas no ambiente para a construção das equações de regressão (para detalhamento dos procedimentos de captura e triagem das presas ver Capítulo 2). O

número de indivíduos encontrados no conteúdo de cada estômago foi contabilizado levando em conta o lado (direito ou esquerdo) mais numeroso dos otólitos de cada espécie. Otólitos desgastados e/ou fragmentados foram desconsiderados para evitar que o tamanho das presas fosse subestimado ou que houvesse contaminação secundária, ou seja, presas das presas na amostra (FITCH & BROWNELL, 1968).

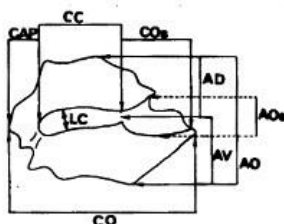


Figura 2: Esquema de um otólito *sagitta* de teleosteo contendo as medidas utilizadas para estimação do comprimento total e peso (CAP = comprimento da área posterior; CC = comprimento da cauda; Cos = comprimento do óstio; AD = altura dorsal; AOs = altura do óstio; AV = área ventral; AO = altura do otólito; CO = comprimento do otólito; LC = largura da cauda) (Retirado de: CORRÊA & VIANA, 1993).

Nenhum crustáceo foi identificado ou quantificado neste estudo devido ao elevado grau de digestão em que foram encontrados. Os bicos de cefalópodes não puderam ser identificados em nível de espécie e, portanto, foram agrupados todos em uma única categoria, sendo contabilizado o número de indivíduos em cada estômago pelo lado (de cima ou de baixo) que foi mais numeroso. Como cada estrutura se comporta de forma diferente em relação ao desgaste e ao tempo de permanência no trato digestivo, cefalópodes e teleosteos foram analisados separadamente em relação à importância na dieta (FITCH & BROWNELL, 1968; CLARKE, 1986).

### ***Caracterização da dieta***

Para caracterizar a composição da dieta da toninha e do boto-cinza foi contabilizado o número de indivíduos (N) e medido o comprimento total médio (CT) e a biomassa média (B) de cada espécie-presa identificada. Também foram calculados três parâmetros descritivos para atribuir um valor de importância às espécies-presa na dieta: frequência numérica (FN%), sendo  $FN\% = N$  de cada espécie /

total de indivíduos predados \* 100; frequência de ocorrência (FO%), sendo FO% = número de estômagos em que cada espécie ocorreu / total de estômagos analisados com presas \* 100; e biomassa relativa (B%), sendo B% = Somatória da biomassa de cada espécie / biomassa total de presas \* 100. Como nem todos os otólitos que foram identificados puderam ser mensurados, o nível de importância de cada presa foi calculado utilizando o Índice de Importância Relativa (IIR) adaptado de PINKAS et al. (1971), sendo:  $IIR = FN\% * FO\%$ . Optou-se por expressar o IIR em porcentagem para facilitar comparações entre diferentes estudos (LOPES et al., 2012), sendo  $IIR\% = IIR \text{ de cada espécie} / \text{soma do IIR de todas as espécies} * 100$ .

### ***Variações da dieta***

A dieta de um organismo pode apresentar variações, tanto relacionadas às características biológicas quanto dentro de gradientes espaciais, sazonais e temporais (BARROS & CLARKE, 2002). Para verificar se existe algum tipo de variação na dieta das toninhas e dos botos-cinza, os indivíduos analisados foram agrupados de acordo com sexo, faixa etária, estação do ano, época e local em que foram encontrados. Nas categorias de faixa etária foram considerados adultos os indivíduos que apresentaram comprimento total superior a 100 cm para a toninha e 150 cm para o boto-cinza, que são os tamanhos aproximados em que ambas as espécies atingem a maturidade sexual (ROSAS & MONTEIRO-FILHO, 2002; BERTOZZI, 2009). Em relação à estação do ano foram consideradas apenas duas categorias, uma que inclui os meses de outono e inverno e outra relativa aos meses de primavera e verão. Foram considerados dois intervalos de coletas de dados, sendo o primeiro período entre os anos de 2000 e 2006 e o segundo relativo ao período de 2008 a 2014. No ano de 2007 nenhum indivíduo foi coletado. Em seguida, o IIR das presas foi recalculado considerando apenas os indivíduos em cada categoria. Devido ao tamanho amostral, não foram possíveis análises que levassem em consideração duas ou mais categorias simultaneamente, ou seja, a interação entre as variáveis.

Para avaliar as variações na composição da dieta das diferentes categorias analisadas foi utilizado o índice *E* de especialização individual da dieta, que consiste em uma adaptação do índice de SCHOENER (1968), segundo o qual o grau de variação da dieta é estimado a partir da sobreposição no uso de recursos pelos indivíduos

(ARAÚJO et al., 2008). O índice pode ser utilizado tanto para avaliar a diferença nas dietas entre populações quanto dentro de uma população (SILVA, 2011). Para o cálculo de  $E$  deve-se primeiro definir  $O$ , que é a medida do grau total de sobreposição entre os pares de indivíduos:

$$O = \sum W_{ij}$$

Onde  $W_{ij}$  é a sobreposição entre os indivíduos  $i$  e  $j$ :

$$W_{ij} = 1 - 0,5 \sum_{k=1}^K |p_{ik} - p_{jk}|$$

Sendo  $p_{ik}$  e  $p_{jk}$  as frequências de utilização do recurso  $k$  pelos indivíduos  $i$  e  $j$  respectivamente. Pode-se então definir  $\tilde{O}$  como a sobreposição média entre os pares de indivíduos:

$$\tilde{O} = \frac{O}{n(n-1)/2}$$

Finalmente, obtém-se o valor do índice  $E$  de especialização individual na dieta como:

$$E = 1 - \tilde{O}$$

Desta maneira,  $E$  pode variar entre 0 e 1, tendendo a 1 conforme aumenta a variação. Porém, deve-se ter atenção pela forma como  $E$  foi calculado no presente estudo. Semelhante ao que foi proposto por SILVA (2011), as dietas de todos os indivíduos de cada categoria foram agrupadas e então cada categoria passou a ser analisada como um único indivíduo. Como as diferentes categorias apresentaram números desiguais, optou-se por utilizar para o cálculo de  $E$  os valores do IIR das presas em cada categoria, uma vez que os valores absolutos de abundância poderiam estar enviesados pelo tamanho amostral. Uma vez que o teste de significância do índice  $E$  (ver detalhes a seguir) não comporta números fracionados, os valores de IIR foram arredondados

para números inteiros, sendo que os valores  $> 0$  e  $< 1$  foram arredondados para 1.

Para testar a significância dos valores de  $E$  observados, foram construídos cenários simulados (modelos nulos) utilizando o procedimento de *bootstrap*, nos quais a abundância das presas foi permutada parcialmente ao acaso entre os indivíduos, mantendo a abundância total das presas encontradas em cada estômago, e então calculado o IIR das presas em cada cenário. Foram geradas 999 simulações de cada categoria de análise e o valor de  $E$  foi verificado para cada cenário simulado. A hipótese nula (ausência de variação na dieta) foi rejeitada quando o valor de  $E$  observado em cada categoria de análise ocorreu em menos de 5% dos valores de  $E$  simulados. As análises foram conduzidas no programa Dieta1 (ARAÚJO et al., 2008) e os gráficos de distribuição dos valores simulados foram produzidos em R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2014).

### ***Amplitude e sobreposição do nicho trófico***

Levando em conta o pressuposto deste estudo de que o conceito de nicho se refere à utilização de recursos, os dois principais atributos mensuráveis são a amplitude e a sobreposição. A amplitude, ou largura, refere-se à faixa de recursos que uma espécie está apta a explorar e a homogeneidade/heterogeneidade em que utiliza estes recursos. Quando este conceito é aplicado aos recursos alimentares, pode-se interpretar valores elevados de amplitude como uma dieta generalista, enquanto valores reduzidos representam uma dieta especialista (BEGON et al., 2007). Para verificar a amplitude do nicho trófico da toninha e do boto-cinza foi utilizado o índice de Levins padronizado (LEVINS, 1968; KREBS, 1999), calculado pela seguinte fórmula:

$$B_s = \frac{\left( \frac{1}{\sum p_i^2} \right) - 1}{n - 1}$$

Onde  $p_i$  é a proporção de indivíduos da espécie-presa  $i$  em relação ao total de indivíduos predados e  $n$  é o total de espécies na dieta. Os valores de  $B_s$  variam de 0 a 1, tendendo a 0 quanto mais especialista for a dieta e a 1 quanto mais generalista.

Para verificar como o nicho pode ser afetado pelas variações temporais, a amplitude também foi verificada considerando as mesmas

categorias de sazonalidade utilizadas nas análises de variações das dietas (primavera-verão e outono-inverno). Tendo em vista a multiplicidade de possíveis aspectos a serem considerados no nicho, LOREAU (1990) recomenda que se escolha com cuidado os atributos a serem analisados e então se utilize medidas simples, como o índice de Levins, que apesar de sua simplicidade possibilita uma interpretação consistente.

A sobreposição de nichos, por outro lado, não se refere ao nicho de apenas uma espécie, mas à relação entre os nichos de duas espécies. É definida como a interseção entre dois nichos, ou seja, a porção dos recursos que é efetivamente explorada pelas duas espécies em questão. Neste estudo, a sobreposição entre os nichos tróficos da toninha e do boto-cinza foi verificada utilizando o índice de SCHOENER (1968), expresso em porcentagem pela equação:

$$P_{jk} = \left[ \sum (\text{mínimo } p_{ij}, p_{ik}) \right] * 100$$

Onde  $p_{ij}$  e  $p_{ik}$  é a proporção de indivíduos da espécie-presa  $i$  na dieta de  $j$  e  $k$  respectivamente. Este é um dos índices mais indicados para análises da sobreposição de nicho trófico, uma vez que se apoia na proporção dos itens alimentares e nos menores valores compartilhados (KREBS, 1999). Da mesma maneira que a amplitude, a sobreposição também foi analisada de acordo com a sazonalidade para se verificar se este atributo é constante ou sofre influência das mudanças ambientais.

## RESULTADOS

### *Perfil da amostra*

Foram analisados os estômagos de 28 toninhas e 21 botos-cinza, sendo que cinco e quatro deles, respectivamente, não apresentaram nenhum conteúdo estomacal. O comprimento total das toninhas variou de 68 a 146 cm para fêmeas, com média de 119,7 cm, enquanto os machos tiveram uma variação de 62 a 125 cm, com média de 99,5 cm. Fêmeas do boto-cinza tiveram em média 167,4 cm de comprimento total, com mínimo de 145 cm e máximo de 191cm, enquanto machos apresentaram 156,8 cm de média, mínimo de 135 cm e máximo de 198 cm. Todas as informações em relação às características biológicas,

condição dos encalhes e número de teleósteos e cefalópodes encontrados no estômago de cada indivíduo estão descritas nas Tabelas 1 e 2.

Tabela 1: Informações sobre o sexo, comprimento total (CT), estação, local, ano em que foram coletados e número de itens alimentares encontrados na dieta das 28 toninhas (*Pontoporia blainvillei*) encontradas mortas na região da Baía da Babitonga.

Tombo	Sexo	CT (cm)	Estação	Local	Ano	Cefalópodes	Teleósteos
1	F	138	inverno	Baía da Babitonga	2001	13	-
48	F	95,2	inverno	Baía da Babitonga	2001	2	8
17	n.i.	118	primavera	litoral adjacente	2002	-	17
22	M	107	inverno	litoral adjacente	2003	-	26
53	M	87,3	inverno	Baía da Babitonga	2005	-	138
56	M	109	inverno	Baía da Babitonga	2006	8	17
62	M	111	primavera	litoral adjacente	2006	8	12
222	F	129	outono	litoral adjacente	2008	154	8
235	M	110	primavera	Baía da Babitonga	2008	3	76
261	F	83	verão	litoral adjacente	2008	-	72
227	M	62	primavera	Baía da Babitonga	2009	-	-
245	F	134	primavera	litoral adjacente	2009	35	-
247	F	130	outono	litoral adjacente	2010	37	1
248	M	101	primavera	litoral adjacente	2010	-	36
250	M	96	primavera	litoral adjacente	2010	-	2
251	F	122,5	primavera	litoral adjacente	2010	-	4
326	M	125	primavera	Baía da Babitonga	2011	-	56
333	F	68	verão	Baía da Babitonga	2011	-	-
334	F	116	verão	Baía da Babitonga	2011	6	7
347	M	102	inverno	litoral adjacente	2012	-	-
401	F	146	primavera	Baía da Babitonga	2012	-	25
416	F	134	outono	Baía da Babitonga	2013	7	39
417	M	83	outono	Baía da Babitonga	2013	-	-
418	M	112	outono	Baía da Babitonga	2013	31	8
507	F	120	outono	Baía da Babitonga	2013	-	-
513	F	141	inverno	litoral adjacente	2013	-	66
525	M	88	inverno	litoral adjacente	2013	-	12
531	n.i.	111	primavera	litoral adjacente	2013	-	61



Tabela 2: Informações sobre o sexo, comprimento total (CT), estação, local, ano em que foram coletados e número de itens alimentares encontrados na dieta dos 21 botos-cinza (*Sotalia guianensis*) encontrados mortos na região da Baía da Babitonga.

Tombo	Sexo	CT (cm)	Estação	Local	Ano	Cefalópodes	Teleósteos
6L	M	148	primavera	Baía da Babitonga	2000	-	12
16L	M	198	primavera	Baía da Babitonga	2001	-	24
13	M	168	primavera	Baía da Babitonga	2002	-	17
14	M	135	verão	Baía da Babitonga	2003	7	-
134	n.i.	159	primavera	Baía da Babitonga	2003	-	10
31	F	145	outono	litoral adjacente	2004	-	-
40	M	159	verão	Baía da Babitonga	2005	-	7
52	M	167	outono	litoral adjacente	2006	1	18
212	F	185	outono	Baía da Babitonga	2008	-	48
220	F	191	outono	Baía da Babitonga	2008	21	-
224	F	162	inverno	Baía da Babitonga	2008	122	13
237	M	153	primavera	Baía da Babitonga	2008	-	2
319	F	150	primavera	Baía da Babitonga	2011	-	-
366	F	162	primavera	Baía da Babitonga	2012	3	11
402	M	158	verão	Baía da Babitonga	2013	4	13
414	M	141	verão	Baía da Babitonga	2013	2	5
415	M	155	outono	litoral adjacente	2013	11	18
524	F	177	inverno	Baía da Babitonga	2013	5	2
535	M	139	primavera	litoral adjacente	2013	-	-
536	M	161	primavera	litoral adjacente	2013	-	-
538	n.i.	165	verão	litoral adjacente	2013	70	17

### **Caracterização da dieta**

Na dieta das toninhas predominaram os teleósteos, totalizando 691 indivíduos identificados, agrupados em 21 espécies e 6 famílias, o que representou 69,4% da frequência numérica (FN) de presas. Também foram as presas que mais ocorreram na dieta, atingindo a frequência de ocorrência (FO) de 91,3% e o Índice de Importância Relativa (IIR) de 81,3%. O tamanho dos peixes predados variou entre 2,4 e 37,8 cm, com média de 8,9 cm, enquanto o peso individual das presas variou entre 0,11 a 96 g, com média de 8,5 g. Dentre as espécies-presa, *Stellifer rastrifer* (IIR = 67,9%) e *Pellona harroweri* (IIR = 19,7%) se destacaram em importância. Cefalópodes apresentaram FO = 30,5%, FN = 47,8% e IIR = 18,7% (Tabela 3).

Tabela 3: Presas identificadas na dieta da toninha (*Pontoporia blainvillei*) na região da Baía da Babitonga, com os respectivos números de indivíduos (N), frequências numéricas (FN%), frequências de ocorrência (FO%), comprimento total (CT) e biomassa (B) com os desvios padrões (DP) e o Índice de Importância Relativa (IIR%).

Espécie	Família	N	FN%	FO%	CT ± DP(cm)	B ± DP(g)	IIR%
<i>Stellifer rastrifer</i>	Sciaenidae	357	51,7	61,9	7,1 ± 3,5	6,8 ± 7,7	67,9
<i>Pellona harroweri</i>	Clupeidae	135	19,5	47,6	9,1 ± 1,2	6,6 ± 3	19,7
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	Sciaenidae	48	6,9	38,1	7,6 ± 4,2	7 ± 8,5	5,6
<i>Stellifer brasiliensis</i>	Sciaenidae	48	6,9	19,0	10,3 ± 3,6	13,9 ± 12,1	2,8
<i>Cetengraulis edentulus</i>	Engraulidae	22	3,2	19,0	9,2 ± 1,9	-	1,3
<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i>	Sciaenidae	16	2,3	9,5	6 ± 1,2	5 ± 5,9	0,5
<i>Opisthonema oglinum</i>	Clupeidae	9	1,3	14,3	-	-	0,4
<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	Sciaenidae	8	1,2	14,3	12,9 ± 8,3	15,3 ± 16,1	0,4
<i>Anchoa filifera</i>	Engraulidae	6	0,9	14,3	8,9 ± 1	3,3 ± 1,4	0,3
<i>Ynocion jamaicensis</i>	Sciaenidae	8	1,2	9,5	8,9 ± 3,3	8,7 ± 7,5	0,2
<i>Umbrina canosai</i>	Sciaenidae	4	0,6	19,0	5,5 ± 5	5,5 ± 10	0,2
<i>Lycengraulis grossidens</i>	Engraulidae	7	1,0	9,5	10,1 ± 1	15,3 ± 4,6	0,2
<i>Cynoscion microlepidotus</i>	Sciaenidae	3	0,4	14,3	-	-	0,1
<i>Anchoa spinifer</i>	Engraulidae	3	0,4	9,5	-	-	0,1
<i>Trichiurus lepturus</i>	Trichiuridae	3	0,4	9,5	29 ± 6,4	15,9 ± 9,5	0,1
<i>Cynoscion leiarchus</i>	Sciaenidae	4	0,6	4,8	-	-	0,1
<i>Eugerres brasilianus</i>	Gerreidae	4	0,6	4,8	-	-	0,1
<i>Micropogonias furnieri</i>	Sciaenidae	2	0,3	4,8	4,1 ± 0,1	1 ± 0,03	0,0
<i>Paralichthys isosceles</i>	Paralichthyidae	2	0,3	4,8	13,4 ± 0,1	-	0,0
<i>Centropomus undecimalis</i>	Centropomidae	1	0,1	4,8	-	-	0,0
<i>Larimus breviceps</i>	Sciaenidae	1	0,1	4,8	17,7	71,6	0,0
<b>Teleósteos</b>		691	69,4	91,3	8,9 ± 6,8	8,5 ± 10,2	81,3
<b>Cefalópodes</b>		304	30,6	47,8	-	-	18,7

Em relação à dieta do boto-cinza, os teleósteos também apresentaram a maior frequência de ocorrência (88,2%) e importância (IIR = 57%). Os cefalópodes apresentaram um IIR (43%) relativamente expressivo devido à frequência numérica (53,1%), que foi superior do que a dos teleósteos (46,9%). Foram identificadas 28 espécies de peixes na dieta do boto-cinza, distribuídas em 13 famílias, sendo que as principais foram *Mugil curema* (IIR = 17,7%), *P. harroweri* (IIR = 17%), *S. rastrifer* (IIR = 16,1%), *Micropogonias furnieri* (IIR = 11,3%) e *Trichiurus lepturus* (IIR = 8,5%). O tamanho das presas variou entre 0,8 e 115 cm e o peso entre 0,2 e 681,3 g, com médias de 19,1 cm e 91,4 g, respectivamente (Tabela 4).

Tabela 4: Presas identificadas na dieta do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) na região da Baía da Babitonga, com os respectivos números de indivíduos (N), frequências numéricas (FN%), frequências de ocorrência (FO%), comprimento total (CT) e biomassa (B) com os desvios padrões (DP) e o Índice de Importância Relativa (IIR%).

Espécie	Família	N	FN%	FO%	CT ± DP(cm)	B ± DP(g)	IIR%
<i>Mugil curema</i>	Mugilidae	25	12	33	34,1 ± 3,6	442,6 ± 133	17,7
<i>Pellona harroweri</i>	Clupeidae	24	11	33	7,5 ± 2,5	4,9 ± 2,9	17,0
<i>Stellifer rastrifer</i>	Sciaenidae	19	8,8	40,0	7,9 ± 2,4	7,1 ± 7,8	16,1
<i>Micropogonias furnieri</i>	Sciaenidae	20	9,2	26,7	10,4 ± 3	12,5 ± 11,1	11,3
<i>Trichiurus lepturus</i>	Trichiuridae	12	5,5	33,3	76,3 ± 27,6	246,2 ± 201,9	8,5
<i>Centropomus undecimalis</i>	Centropomidae	13	6,0	20,0	27,7 ± 3,9	111,5 ± 37	5,5
<i>Decapturus punctatus</i>	Carangidae	13	6,0	13,3	-	-	3,7
<i>Cathorops spixii</i>	Ariidae	21	9,7	6,7	2 ± 0,6	0,4 ± 0,2	3,0
<i>Opisthonema oglinum</i>	Clupeidae	9	4,1	13,3	-	-	2,5
<i>Diapterus rhombeus</i>	Gerreidae	8	3,7	13,3	-	-	2,3
<i>Citharichthys spilopterus</i>	Paralichthyidae	7	3,2	13,3	13,8 ± 1,9	19,1 ± 3,5	2,0
<i>Stellifer brasiliensis</i>	Sciaenidae	6	2,8	13,3	8,5 ± 3,1	8 ± 8,9	1,7
<i>Cetengraulis edentulus</i>	Engraulidae	5	2,3	13,3	10,1 ± 1,3	-	1,4
<i>Ophichthus gomesii</i>	Ophichthidae	10	4,6	6,7	36,2 ± 12,9	-	1,4
<i>Cynoscion acoupa</i>	Sciaenidae	3	1,4	20,0	-	-	1,3
<i>Achirus lineatus</i>	Achiridae	3	1,4	13,3	10,2 ± 1,1	43,3 ± 16,1	0,8
<i>Anchoa filifera</i>	Engraulidae	3	1,4	13,3	8,9	3,1	0,8
<i>Eugerres brasilianus</i>	Gerreidae	3	1,4	13,3	-	-	0,8
<i>Cynoscion leiarchus</i>	Sciaenidae	2	0,9	13,3	9,7 ± 0,6	21,8 ± 1,6	0,6
<i>Mugil gaimardianus</i>	Mugilidae	2	0,9	6,7	-	-	0,3
<i>Symphurus tessellatus</i>	Cynoglossidae	2	0,9	6,7	14,2	23,2	0,3
<i>Citharichthys arenaceus</i>	Paralichthyidae	1	0,5	6,7	19,1	39,8	0,1
<i>Conodon nobilis</i>	Haemulidae	1	0,5	6,7	-	-	0,1
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	Sciaenidae	1	0,5	6,7	16,4	41,7	0,1
<i>Larimus breviceps</i>	Sciaenidae	1	0,5	6,7	-	-	0,1
<i>Menticirhus americanos</i>	Sciaenidae	1	0,5	6,7	19,8	67,5	0,1
<i>Ocyurus chrysurus</i>	Lutjanidae	1	0,5	6,7	-	-	0,1
<i>Porichthys porosissimus</i>	Batrachoididae	1	0,5	6,7	21,7	107,8	0,1
<b>Teleósteos</b>		217	46,9	88,2	19,1 ± 22,9	91,4 ± 153,5	57,0
<b>Cefalópodes</b>		246	53,1	58,8	-	-	43,0

Treze espécies de presas foram compartilhadas entre toninhas e botos-cinza, o que representa 62% das espécies predadas pela toninha e 46% das presas do boto-cinza. A sardinha, *P. harroweri*, e o cangoá, *S. rastrifer*, estiveram entre as cinco espécies mais importantes para ambos os golfinhos. A família Sciaenidae foi a mais representativa em número de espécies na dieta de toninhas e de botos-cinza.

### ***Variações da dieta***

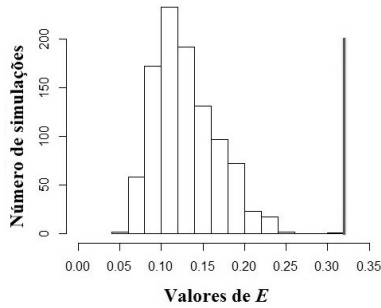
O índice de importância relativa de cada presa foi recalculado para cada categoria de análise da dieta da toninha (Tabela 5). A dieta dos machos foi predominantemente de teleósteos (IIR = 95%), enquanto que a das fêmeas foi equilibrada entre teleósteos (IIR = 53,8%) e cefalópodes (IIR = 46,2%). Apesar desta diferença, ambos os sexos tiveram como principais presas *S. rastrifer* e *P. harroweri*. Em relação à faixa etária, os adultos predaram principalmente teleósteos (IIR = 70,9%), mas os cefalópodes também foram representativos (IIR = 29,1%). Na dieta dos subadultos, contudo, os teleósteos foram dominantes (IIR = 99,8%), sendo que *S. rastrifer* foi uma presa de extrema importante para esta faixa etária. Os teleósteos predominaram na dieta das toninhas durante as estações de primavera-verão (IIR = 95,1%), enquanto que no outono-inverno os teleósteos tiveram sua importância reduzida (IIR = 64,7%), com os cefalópodes adquirindo maior importância (IIR = 35,3%). Os dados sugerem que os cefalópodes adquiriram maior importância na dieta da toninha ao longo dos anos, uma vez que entre os indivíduos do primeiro período de coletas (2000-2006) houve um IIR de 8,7%, ao passo que os indivíduos dos anos mais recentes (2008-2014) apresentaram um IIR de 21,2% para os cefalópodes. Tanto na Baía da Babitonga (IIR = 87,3%) quando no litoral adjacente (IIR = 80,2%) os teleósteos apresentaram maior importância na dieta da toninha.

Tabela 5: Índice de Importância Relativa das presas na dieta de *Pontoporia blainvillei* de acordo com as categorias: machos (M) e fêmeas (F), adultos (AD) e subadultos (SA), primavera-verão (PV) e outono-inverno (OI), períodos 2000-2006 (P1) e 2008-2014 (P2), Baía da Babitonga (BB) e litoral adjacente (LA). Em parênteses o N amostral de cada categoria. Valores sublinhados para as três presas mais importantes por categoria.

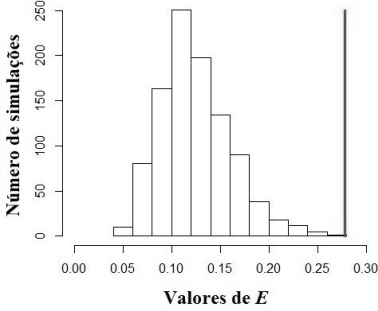
Espécie	Índice de Importância Relativa - IIR (%)									
	M(10)	F(11)	AD(18)	SA(6)	PV(12)	OI(11)	P1(7)	P2(16)	BB(10)	LA(13)
<i>Anchoa filifera</i>	0,1	0,2	0,3	0,2	0,1	0,5	1,1	0,1	0,3	0,1
<i>Anchoa spinifer</i>	-	0,1	0,2	-	0,1	0,1	-	0,2	-	0,4
<i>Centropomus undecimalis</i>	-	-	0,0	-	0,0	-	-	0,0	-	0,1
<i>Cetengraulis edentulus</i>	4,5	-	1,4	0,8	0,1	4,1	<u>11,8</u>	-	<u>1,5</u>	0,5
<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i>	-	0,3	1,0	-	0,6	0,2	-	0,9	-	2,2
<i>Cynoscion jamaicensis</i>	-	0,1	0,5	-	0,3	0,1	-	0,4	0,0	0,5
<i>Cynoscion leiarchus</i>	-	-	0,1	-	0,2	-	0,5	-	-	0,3
<i>Cynoscion microlepidotus</i>	-	0,4	0,3	-	0,0	0,3	0,1	0,1	0,0	0,3
<i>Eugerres brasilianus</i>	0,2	-	0,1	-	0,2	-	0,5	-	-	0,3
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	<u>7,3</u>	0,4	<u>10,5</u>	0,1	<u>10,3</u>	1,0	2,8	<u>5,5</u>	-	<u>26,1</u>
<i>Larimus breviceps</i>	-	0,1	0,0	-	-	0,1	-	0,0	-	0,1
<i>Lycengraulis grossidens</i>	0,7	-	0,4	-	0,0	0,4	1,9	-	0,3	0,1
<i>Micropogonias furnieri</i>	0,1	-	0,1	-	0,1	-	0,3	-	-	0,1
<i>Opisthonema oglinum</i>	0,2	-	0,5	0,1	0,8	0,1	2,1	0,0	0,2	0,5
<i>Paralichthys isosceles</i>	-	0,2	-	0,2	-	0,1	0,3	-	0,1	-
<i>Paralanchurus brasiliensis</i>	-	2,6	0,8	-	0,0	0,9	-	0,6	-	1,6
<i>Pellona harroweri</i>	<u>12,0</u>	<u>31,6</u>	<u>35,6</u>	<u>1,3</u>	<u>21,6</u>	<u>16,3</u>	-	<u>36,4</u>	<u>21,3</u>	<u>14,1</u>
<i>Stellifer brasiliensis</i>	0,9	<u>2,6</u>	2,6	<u>1,7</u>	0,2	<u>8,9</u>	<u>5,6</u>	1,5	0,1	9,2
<i>Stellifer rastrifer</i>	<u>73,9</u>	<u>53,3</u>	<u>45,0</u>	<u>95,4</u>	<u>64,8</u>	<u>66,7</u>	<u>72,9</u>	<u>53,7</u>	<u>76,1</u>	<u>42,0</u>
<i>Trichiurus lepturus</i>	-	0,1	0,2	-	0,3	-	-	0,2	-	0,4
<i>Umbrina canosai</i>	0,1	<u>1,0</u>	<u>0,3</u>	0,1	<u>0,2</u>	0,3	-	<u>0,4</u>	-	<u>1,1</u>
<b>Teleosteos</b>	95,0	53,8	70,9	99,8	95,1	64,7	91,3	78,8	87,3	80,3
<b>Cefalópodes</b>	5,0	46,2	29,1	0,2	4,9	35,3	8,7	21,2	12,7	19,7

A variação observada na dieta da toninha em relação ao sexo foi considerada baixa ( $E = 0,356$ ;  $p < 0,01$ ). Em relação aos adultos e subadultos houve uma variação moderada ( $E = 0,507$ ;  $p < 0,01$ ). Também foram identificadas variações moderadas na dieta das toninhas em relação ao local ( $E = 0,439$ ;  $p < 0,01$ ), ou seja, dentro e fora do estuário, e em larga escala temporal ( $E = 0,428$ ;  $p < 0,01$ ), ou seja, primeiro (2000-2006) e segundo (2008-2014) períodos de coletas. Não foi observado valor significativo do índice de variação na dieta das toninhas em relação à sazonalidade ( $E = 0,172$ ;  $p = 0,09$ ) (Fig. 3).

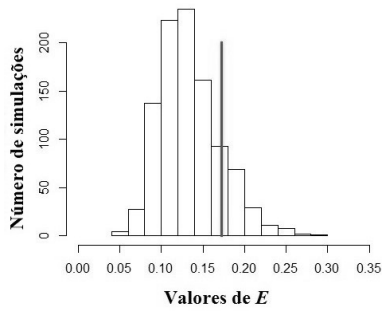
### A - Sexo



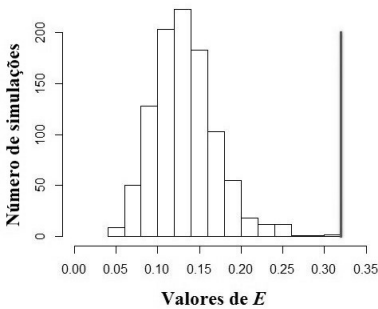
### B - Faixa etária



### C - Estação do ano



### D - Período de coleta



### E - Local

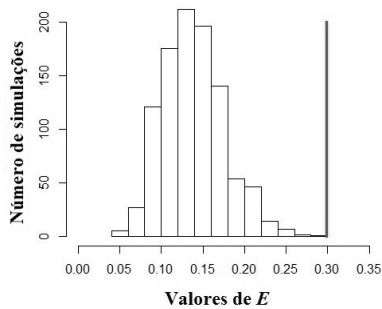


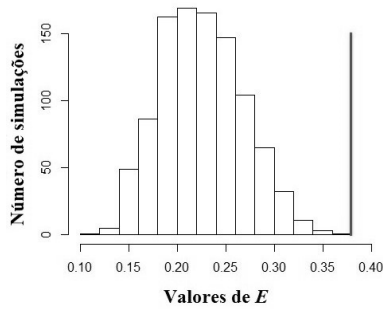
Figura 3: Distribuição dos valores simulados do índice  $E$  de variação na dieta de *Pontoporia blainvillei* agrupados por sexo (A), faixa etária (B), estação do ano (C), período de coleta (D) e local (E). Traços verticais indicam os valores observados de  $E$  para cada categoria analisada.

Na dieta do boto-cinza, os teleósteos tiveram maior importância para os machos (IIR = 89,3%), enquanto que para as fêmeas os cefalópodes foram mais importantes (IIR = 67,1%) (Tabela 6). Os cefalópodes também foram mais importantes na dieta dos indivíduos durante os meses de outono e inverno (IIR = 61,8%) e para aqueles recuperados no litoral adjacente (IIR = 60,8%). A dieta do boto-cinza no primeiro período de coletas (2000-2006) teve predominância de teleósteos (IIR = 97%), havendo um aumento na importância de cefalópodes no segundo período (2008-2014), alcançando o IIR de 62,1%. Esta mudança seguiu a mesma tendência observada na dieta das toninhas.

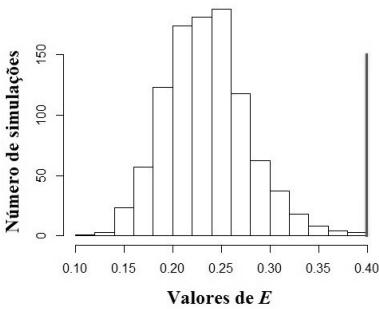
Tabela 6: Índice de Importância Relativa das presas na dieta de *Sotalia guianensis* de acordo com as categorias: machos (M) e fêmeas (F), adultos (AD) e subadultos (SA), primavera-verão (PV) e outono-inverno (OI), períodos 2000-2006 (P1) e 2008-2014 (P2), Baía da Babitonga (BB) e litoral adjacente (LA). Em parênteses o N amostral de cada categoria. Valores sublinhados para as três presas mais importantes por categoria.

Espécie	Índice de Importância Relativa - IIR (%)									
	M(10)	F(5)	AD(14)	SA(3)	PV(14)	OI(3)	P1(7)	P2(10)	BB(14)	LA(3)
<i>Achirus lineatus</i>	2,3	-	0,2	<u>11,8</u>	2,4	-	3,6	-	1,3	-
<i>Anchoa filifera</i>	0,4	-	0,9	-	2,4	-	3,6	-	1,3	-
<i>Cathorops spixii</i>	-	<u>15,0</u>	3,2	-	-	<u>12,8</u>	-	5,9	4,6	-
<i>Centropomus undecimalis</i>	0,4	5,0	6,0	-	2,0	9,8	-	<u>11,0</u>	1,5	<u>12,9</u>
<i>Cetengraulis edentulus</i>	3,8	-	0,6	5,9	4,1	-	6,0	-	2,2	-
<i>Citharichthys arenaceus</i>	0,4	-	-	5,9	0,4	-	0,6	-	0,2	-
<i>Citharichthys spilopterus</i>	5,3	-	0,3	<u>29,4</u>	5,7	-	8,3	-	3,1	-
<i>Conodon nobilis</i>	0,4	-	0,2	-	0,4	-	0,6	-	0,2	-
<i>Cynoscion acoupa</i>	3,4	-	1,4	-	0,4	2,4	2,4	0,3	0,2	4,3
<i>Cynoscion leiarchus</i>	1,5	-	0,6	-	1,6	-	2,4	-	0,9	-
<i>Decapturus punctatus</i>	0,8	-	4,0	-	4,5	1,2	-	7,4	-	<u>28,0</u>
<i>Diapterus rhombeus</i>	6,0	-	2,5	-	6,5	-	9,5	-	3,5	-
<i>Eugerres brasilianus</i>	2,3	-	0,9	-	0,4	1,2	3,6	-	0,2	2,2
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	0,4	-	0,2	-	0,4	-	-	0,3	0,2	-
<i>Larimus breviceps</i>	0,4	-	-	5,9	0,4	-	0,6	-	0,2	-
<i>Menticirhus americanus</i>	0,4	-	-	5,9	0,4	0,0	-	0,3	0,2	-
<i>Micropogonias furnieri</i>	9,1	<u>11,4</u>	12,3	-	4,5	<u>16,5</u>	<u>14,3</u>	4,5	<u>12,5</u>	1,1
<i>Mugil curema</i>	<u>24,9</u>	1,4	<u>19,2</u>	-	<u>21,1</u>	7,3	<u>21,4</u>	5,9	7,9	<u>28,0</u>
<i>Mugil gaimardianus</i>	0,8	-	0,3	-	0,8	-	1,2	-	0,4	-
<i>Ocyurus chrysurus</i>	-	0,7	0,2	-	-	0,6	-	0,3	0,2	-
<i>Ophichthys gomesii</i>	-	7,1	1,5	-	-	6,1	-	2,8	2,2	-
<i>Opisthonema oglinum</i>	<u>6,8</u>	-	2,8	-	0,4	4,9	-	5,1	0,2	8,6
<i>Pellona harroweri</i>	<u>6,8</u>	10,0	<u>18,4</u>	-	<u>20,7</u>	8,5	<u>13,1</u>	<u>11,0</u>	<u>26,3</u>	-
<i>Porichthys porosissimus</i>	0,4	-	0,2	-	-	0,6	-	0,3	-	1,1
<i>Stellifer brasiliensis</i>	4,5	-	1,8	-	2,0	0,6	7,1	-	1,1	1,1
<i>Stellifer rastrifjer</i>	1,5	<u>48,6</u>	<u>17,5</u>	-	<u>13,4</u>	<u>14,6</u>	-	<u>32,3</u>	<u>24,9</u>	-
<i>Symphurus tessellatus</i>	0,8	-	-	<u>11,8</u>	0,8	-	1,2	-	0,4	-
<i>Trichiurus lepturus</i>	<u>16,6</u>	0,7	4,9	<u>23,5</u>	4,1	<u>12,8</u>	0,6	<u>12,5</u>	3,9	<u>12,9</u>
<b>Teleósteos</b>	89,3	32,9	57,8	65,4	73,3	38,2	97,1	37,9	63,2	39,3
<b>Cefalópodes</b>	10,7	67,1	42,2	34,6	26,7	61,8	2,9	62,1	36,8	60,7

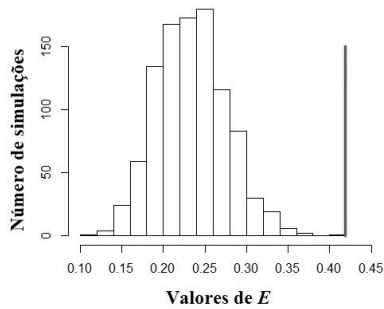
### A - Sexo



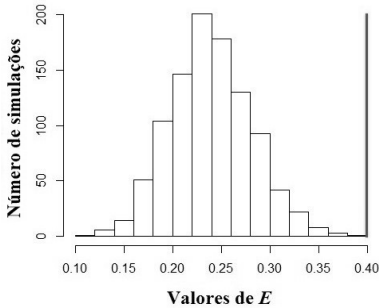
### B - Faixa etária



### C - Estação do ano



### D - Período de coleta



### E - Local

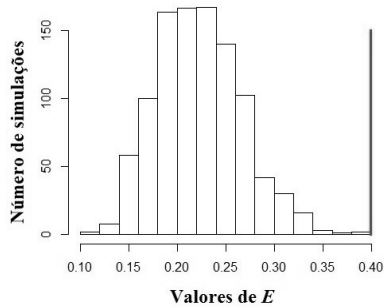


Figura 4: Distribuição dos valores simulados do índice  $E$  de variação na dieta de *Sotalia guianensis* agrupados por sexo (A), faixa etária (B), estação do ano (C), período de coleta (D) e local (E). Traços verticais indicam os valores observados de  $E$  para cada categoria analisada.



Foram observadas grandes variações na dieta do boto-cinza, evidenciadas pelos valores do índice  $E$ , em relação aos sexos ( $E = 0,802$ ;  $p < 0,01$ ), faixa etária ( $E = 0,924$ ;  $p < 0,01$ ), entre os intervalos de anos analisados ( $E = 0,766$ ;  $p < 0,01$ ) e entre aos indivíduos coletados dentro e fora da Baía da Babitonga ( $E = 0,823$ ;  $p < 0,01$ ). A variação sazonal foi considerada moderada ( $E = 0,571$ ;  $p < 0,01$ ) (Fig. 4).

### ***Amplitude e sobreposição do nicho trófico***

A toninha apresentou uma amplitude de nicho trófico de 0,11, evidenciando uma dieta especialista na região de Baía da Babitonga. O boto-cinza teve um valor mediano, com amplitude do nicho de 0,49, representando um valor considerável, sem tendência evidente. Para ambas as espécies a amplitude do nicho foi maior nos meses de outono-inverno (toninha = 0,14 e boto-cinza = 0,58) do que nos meses de primavera-verão (toninha = 0,11 e boto-cinza = 0,52).

Foi observada uma sobreposição mediana entre os nichos tróficos de toninhas e botos-cinza na região da Baía da Babitonga (52,2%). Quando os dados foram analisados levando em conta a sazonalidade, a sobreposição do nicho trófico das espécies demonstrou ser ainda menor. Nos meses de primavera-verão foi observado uma sobreposição do nicho de 47,8%, enquanto que no outono-inverno houve uma redução da sobreposição para 32,5%.

## **DISCUSSÃO**

### ***Dieta da toninha***

O número de espécies observado na dieta da toninha (21 teleósteos e pelo menos 1 cefalópode) é semelhante a outros estudos pontuais ao longo de sua distribuição, como 25 no norte do Rio de Janeiro (DI BENEDITTO & RAMOS, 2001), 21 no norte e no centro de São Paulo (diferentes espécies em cada local) (SILVA, 2011), 19 no norte do Rio Grande do Sul (OTT, 1994), 26 no sul do Rio Grande do Sul (BASSOI, 1997) e 24 no norte da Província de Buenos Aires, Argentina (RODRÍGUEZ et al., 2002). Aparentemente, mesmo em estudos com um tamanho amostral muito superior, com várias dezenas ou até centenas de indivíduos analisados, a riqueza de presas atinge uma assíntota em torno de 20 a 25 espécies. RODRÍGUEZ et al. (2002), analisando o conteúdo estomacal de toninhas na Argentina, sugerem o

mínimo de dez estômagos para que se possa realizar estudos representativos da dieta da espécie para aquela região.

Teleósteos predominaram a dieta da toninha, seguidos por cefalópodes, padrão semelhante ao reportado em outros locais de sua distribuição (PINEDO, 1982; BASSOI, 1997; DI BENEDITTO, 2000; OLIVEIRA, 2003; SILVA, 2011; PASO-VIOLA et al., 2014). Os teleósteos também tiveram maior importância para todas as categorias das análises estratificadas por sexo, faixa etária, sazonalidade, período amostral e local em que os indivíduos foram recuperados. Porém, vale ressaltar que na dieta das fêmeas a importância de teleósteos e cefalópodes teve uma diferença menor que 10%, embora a importância de cefalópodes possa estar superestimada devido a maior permanência dos bicos no trato digestivo dos golfinhos (CLARKE, 1986).

O maior consumo de cefalópodes por fêmeas do que por machos também já foi observado em *Tursiops truncatus* (COCKCROFT & ROSS, 1990; AMIR et al., 2005) e *Sotalia guianensis* (OLIVEIRA, 2003; PANSARD et al., 2010; presente estudo). Possivelmente isso esteja associado com um requerimento energético e/ou nutricional diferenciado durante o período reprodutivo, seja para gestação ou lactação (COCKCROFT & ROSS, 1990; OLIVEIRA, 2003). Esta hipótese é reforçada pela importância de lulas observada na dieta de adultos (~30%) em contraposição com subadultos (<1%). Uma fêmea prenhe (*P.b.01*) analisada neste estudo apresentou apenas cefalópodes no conteúdo estomacal, sendo mais um indício que reforça essa hipótese. Também foi observada maior importância de lulas para fêmeas no litoral paulista (SILVA, 2011) e maior ocorrência nos estômagos de fêmeas no litoral gaúcho (BASSOI, 2005).

A presa mais importante na dieta da toninha atingiu quase 70% de expressividade. Somando a segunda presa mais importante, esse valor se aproxima de 90%, demonstrando que apenas uma ou duas espécies sustentam a dieta da espécie, como já observado em outros estudos (PINEDO, 1982; OTT, 1994; BASSOI, 1997; OLIVEIRA, 2003; SILVA, 2011). Embora a família Sciaenidae tenha o maior número de espécies na dieta da toninha, possivelmente isso se deva ao fato desta família ser uma das mais diversas entre os teleósteos (MENEZES & FIGUEIREDO, 1980) e não por alguma relação específica, já tendo sido observadas outras famílias ícticas entre as presas mais importantes da toninha, como Clupeidae (DI BENEDITTO

& RAMOS, 2001; SILVA, 2011), Engraulidae (DI BENEDITTO et al., 2011) e Trichiuridae (BASSOI, 2005).

O tamanho médio das presas observado neste estudo (~10 cm) corrobora grande parte da literatura que indica a predação sobre presas pequenas ou juvenis (PINEDO, 1982; BASSOI, 1997; DI BENEDITTO, 2000; OLIVEIRA, 2003; BASSOI, 2005; SILVA, 2011; CREMER et al., 2012). Estudos sugerem que as características da toninha, com rostro longo e numerosos dentes pequenos, favorece a captura de presas desta faixa de tamanho (PINEDO, 1982; OLIVEIRA, 2003). Por outro lado, na área costeira adjacente ao estuário do Rio La Plata, foi reportado um tamanho muito superior de presa da toninha, atingindo 67 cm para *Micropogonias furnieri* (RODRÍGUEZ et al., 2002). Ao sul de sua distribuição a toninha tenha uma condição corporal substancialmente diferente, atingindo tamanhos maiores (PINEDO, 1991), o que poderia explicar presas de tamanho superior. Porém, uma possibilidade que poderia ser considerada é a predação de pedaços da presa proveniente do descarte pesqueiro, como já foi observado para outros cetáceos (HILL & WASSENBERG, 2000). Embora essa situação nunca tenha sido reportada para a toninha, estudos direcionados a compreender melhor esta questão utilizando o etnoconhecimento como ferramenta seriam relevantes.

Aparentemente, existe um padrão associado entre as presas de maior importância da toninha com variações latitudinais. *Stellifer* sp., *Pellona harroweri* e *Isopisthus parvipinnis* são frequentemente reportadas para as populações entre o norte de sua distribuição e o norte do Estado de Santa Catarina (DI BENEDITTO & RAMOS, 2001; OLIVEIRA, 2003; SILVA, 2011; CREMER et al., 2012; LOPES, 2012; presente estudo), enquanto *Cynoscion guatucupa* é a mais comum na dieta das populações entre o sul de Santa Catarina e o limite sul de distribuição da espécie (OTT, 1994; RODRÍGUEZ et al., 2002; BASSOI, 2005; PASO-VIOLA et al., 2014). Estes padrões podem estar associados com variações no tamanho dos indivíduos, que tendem a ser maiores nas localidades ao sul (HIGA et al., 2002), ou ainda com a disponibilidade e acessibilidade das presas em cala local (DANILEVICZ et al., 2002). Assim, o resultado observado para as toninhas da Baía da Babitonga segue o padrão da dieta observado para os indivíduos do norte, mas com certas exclusividades.

Machos e fêmeas apresentaram pouca diferença em relação à composição de teleosteos na dieta, sendo que a riqueza de espécies

predadas por fêmeas foi levemente superior. No litoral paulista também não foram observadas diferenças acentuadas na dieta de machos e fêmeas de toninhas (SILVA, 2011), enquanto no litoral do Estado do Rio Grande do Sul (BASSOI, 2005), houveram diferenças, o que levou a autora a associar o resultado com possíveis segregações espaciais entre os sexos, como já sugerido pela literatura (SECCHI et al., 1997). Todavia, em um trabalho específico sobre o tema, DANILEWICZ et al. (2009) não encontraram evidências estatísticas da existência destas segregações espaciais entre os sexos de toninha.

As dietas de adultos e subadultos tiveram uma diferença intermediária, sendo que quase todas as espécies registradas ocorreram nos indivíduos adultos, com exceção do linguado *Paralichthys isosceles*, que só foi registrada na dieta dos subadultos. A presença dessa presa na dieta de subadultos pode estar associada com as habilidades de captura de presas não estarem totalmente desenvolvidas, como será melhor discutido no próximo tópico. SILVA (2011) também registrou maior número de espécies na dieta de adultos do que na dos jovens e subadultos.

O cangoá, *Stellifer rastrifer*, foi a presa mais importante para todas as categorias analisadas. Este peixe da família Sciaenidae pode medir até 20 cm, mas o tamanho predominante nos cardumes se mantém em 12 cm ao longo de todo o ano (CHAVES & VENDEL, 1997). A espécie é muito abundante na Baía da Babitonga (VILLAR et al., 2011; Capítulo 2) e em outros estuários (e.g, CHAVES & VENDEL, 1997). Essa presa também teve importância considerável na dieta das toninhas nos Estados do Rio de Janeiro (DI BENEDITTO, 2000), São Paulo (SILVA, 2011) e Paraná (LOPES, 2012). Em especial, *S. rastrifer* predominou a dieta dos subadultos (IIR > 95%), demonstrando ser um importante recurso para os jovens de toninha na área de estudo. Outros estudos também observaram grande importância desta presa para indivíduos subadultos (SILVA, 2011; LOPES, 2012), porém esta importância diminui em adultos, quando a dieta se torna mais diversificada e outras espécies ganham maior importância, diferente do que foi observado no presente estudo. Possivelmente, essa peculiaridade esta associada ao fato das toninhas da Baía da Babitonga serem a única unidade populacional dessa espécie que se mantém no ambiente estuarino durante o ano todo (CREMER & SIMÕES-LOPES, 2008).

A dieta das toninhas não diferiu entre as estações. Provavelmente devido ao fato de regiões estuarinas serem muito produtivas

(KENNISH, 2002), provendo grande quantidade de alimento e as principais presas da espécie serem abundantes o ano todo no local (FIGUEIREDO & MENEZES, 1978; MENEZES & FIGUEIREDO, 1980). Na região costeira do Estado do Rio Grande do Sul, BASSOI (2005) observou diferenças na composição da dieta da toninha entre as estações.

Foi observada uma diferença intermediária entre os indivíduos recuperados nos anos de 2000-2006 e de 2008-2014. *Pellona harroweri*, que no primeiro período não integrava a dieta dos organismos, passou a ser a segunda presa mais importante no segundo período. Esta espécie foi considerada a mais importante na dieta das toninhas do litoral paulista e paranaense (SILVA, 2011; LOPES, 2012). São necessárias análises sobre os padrões de distribuição da toninha ao longo dos anos para que se possa compreender se esta mudança na dieta tem relação com a utilização de novas áreas.

Também foi observada uma diferença média na dieta das toninhas de dentro e fora da Baía da Babitonga, porém não de forma acentuada, tendo como principal presa para ambos os locais o cangoá, *S. rastrifer*. Um estudo recente sobre a diversidade mitocondrial das toninhas do norte de Santa Catarina aponta para o isolamento dos indivíduos de dentro do estuário (DIAS et al., 2013), corroborando o que vem sendo sugerido por estudo de monitoramento desta unidade populacional (CREMER & SIMOES-LOPES, 2008; PAITACH et al., 2013).

### ***Dieta do boto-cinza***

O número de presas reportadas para o boto-cinza é muito variável ao longo de sua distribuição, de 10 a 36 espécies (DI BENEDITTO, 2000; SANTOS et al., 2002; GURJÃO et al., 2003; OLIVEIRA, 2003; DI BENEDITTO & SICILIANO, 2006; ZANELATTO, 2001; DAURA-JORGE et al., 2011). Sendo assim, o número observado de presas no presente estudo (21 teleósteos e pelo menos 1 cefalópode) está de acordo com o número médio de presas da espécie. Essa grande variação na riqueza de presas pode refletir características específicas na forma como cada unidade populacional de botos-cinza explora os ambientes que habita, uma vez que o tamanho das populações, comportamento, uso do habitat e dinâmica social têm se mostrado muito variáveis ao longo de sua distribuição (DAURA-JORGE et al., 2004; SANTOS, 2004;

DAURA-JORGE et al., 2005; WEDEKIN et al., 2007; ROSAS et al., 2010; CANTOR et al., 2012; SCHULZE, 2012).

Os teleósteos foram mais importantes na dieta do que os cefalópodes, porém a diferença não foi muito acentuada (~15%). Inclusive, para algumas categorias analisadas, como fêmeas, indivíduos do outono-inverno, do segundo período de coletas (2008-14) e aqueles recuperados no litoral adjacente, os cefalópodes tiveram maior importância. Alguns estudos relatam realidades diferentes, hora observando maior importância de teleósteos na dieta (DI BENEDITTO & SICILIANO, 2006; PANSARD et al., 2010; DAURA-JORGE et al., 2011), hora com os cefalópodes se sobrepondo (ZANELATTO, 2001).

A maior importância dos cefalópodes na dieta das fêmeas é semelhante ao padrão observado para a toninha e já foi bem discutida anteriormente, estando possivelmente associada aos requerimentos energéticos/nutricionais diferenciados. Também foi observado maior consumo de lulas no outono-inverno em comparação com a primavera-verão. Na Baía Norte, DAURA-JORGE (2007) só observou a presença de lulas nos estômagos de botos-cinza recuperados no inverno. No presente estudo, também foi superior a presença dos cefalópodes na dieta dos indivíduos de fora na baía, o que pode significar a busca por esse recurso específico. Diversas espécies de cefalópodes não toleram baixas salinidades e ficam restritas a zona costeira (VECCHIONE, 1991). Sabe-se que *Lolliguncula brevis* é uma espécie predada pelos golfinhos na Baía da Babitonga (CREMER et al., 2012), sendo o único gênero de lulas que tolera baixas salinidades (VECCHIONE, 1991) e por isso é comum em águas rasas dos ambientes costeiro e estuarino (HAIMOVICI & PEREZ, 1991). É necessário que se faça a identificação em nível dos cefalópodes do presente estudo para que se possa compreender melhor as relações tróficas com este grupo.

A dieta do boto-cinza, com diversas presas de importância semelhante e uma diminuição gradativa, incluindo até seis espécies com 75% da importância juntas. Este padrão corrobora a literatura (ZANELATTO, 2001; OLIVEIRA, 2003; DAURA-JORGE et al., 2011). Um padrão semelhante foi reportado para várias populações de *Tursiops truncatus*, outro golfinho da família Delphinidae, onde mesmo apresentando riquezas muito maiores de presas, com até 74 espécies observadas, a dieta é predominada por 5 a 6 presas de importâncias similares (COCKCROFT & ROSS, 1990; AMIR et al., 2005). As famílias Trichiuridae, Sciaenidae, Clupeidae, Engraulidae e Mugilidae

são de reconhecida importância na dieta do boto-cinza em vários locais (ZANELATTO, 2001; DI BENEDITTO et al., 2001; SANTOS et al., 2002; OLIVEIRA, 2003; GURJÃO et al., 2003; DAURA-JORGE et al., 2011).

Este é o segundo estudo que verifica a ocorrência da família Ariidae na dieta da espécie e o terceiro a registrar a família Ophichtidae (DI BENEDITTO et al., 2001; OLIVEIRA, 2003; LOPES et al., 2012). O bagre *C. spixii*, representante da primeira família, é uma espécie muito comum e de elevada abundância na Baía da Babitonga (VILAR et al., 2011; Capítulo 2). Considerando que os indivíduos de *C. spixii* tiveram um tamanho médio considerado pequeno (~2 cm) em relação ao tamanho habitual de presas do boto-cinza e o único estômago que aprestou esta presa também continha sete indivíduos de *Centropomus undecimalis* (CT médio = 29 cm), espécie predadora de pequenos peixes (SIERRA et al., 1994), pode-se considerar a possibilidade de contaminação secundária, ou seja, presa da presa (FITCH & BROWNELL, 1968). Entretanto, como essa é a segunda vez que está presa é identificada na dieta do boto-cinza, não se pode descartar a possibilidade de ser uma presa real e ocasional.

O parati, *Mugil curema*, foi a espécie de maior importância na dieta do boto-cinza. Esta espécie vive em grandes cardumes, sendo particularmente abundante em ambientes estuarinos, embora saia para desovar em alto mar (MENEZES, 1983). Diversos outros estudos observaram a presença deste gênero na dieta do boto-cinza (SANTOS et al., 2002; OLIVEIRA, 2003; DI BENEDITTO et al., 2001; DAURA-JORGE et al., 2011). Espécies desta família são importantes recursos alimentares para os botos-da-tainha (*Tursiops truncatus*) que ocupam a costa dos Estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul (SIMÕES-LOPES et al., 1998; DALLA ROSA, 1999). Entretanto, deve-se ter muita atenção para a forma como o IIR foi calculado neste estudo, não considerando a biomassa das presas, o que pode ter subestimado a importância de alguns itens que se destacaram nesse quesito, como *M. curema*, *T. lepturus* e *Centropomus undecimalis*.

O tamanho médio das presas do boto-cinza é muito variável ao longo de sua distribuição (ZANELATTO, 2001; DAURA-JORGE et al., 2011). As maiores presas encontradas no presente estudo (>100cm), assim como em outros trabalhos, são de *Trichiurus lepturus*, o peixe-espada, que tem o corpo alongado e afilado (NAKAMURA et al., 1993), o que possibilitaria a ingestão de indivíduos de grande comprimento.

As variações entre os sexos da dieta do boto-cinza foram bem elevadas, de modo que *M. curema*, *T. lepturus* e *M. furnieri* foram mais importantes para os machos, enquanto *S. rastrifer* predominou na dieta das fêmeas. Baseado na abundância de presa na área de estudo (CREMER, 2007; VILAR et al., 2011), pode-se inferir que as fêmeas demonstraram ser muito mais oportunistas, predando as espécies mais abundantes, enquanto que os machos foram mais seletivos ao pregar presas menos abundantes mas de maior retorno energético. Diferenças na dieta entre os sexos de boto-cinza também foram observadas no litoral dos estados de São Paulo e do Paraná (ZANELATTO, 2001; OLIVEIRA, 2003), enquanto que no Estado do Rio de Janeiro e litoral central de Santa Catarina isso não ocorreu de forma tão evidente (DI BENEDITTO et al., 2001; DAURA-JORGE et al. 2011). A riqueza da dieta dos machos na Baía da Babitonga também foi bem superior ao das fêmeas. De acordo com ZANELATTO (2001), a utilização de áreas de forrageamento por machos, que tende a ser maior, pode justificar essa diferença no número de presas.

Os subadultos também apresentam uma riqueza de espécies bem menor do que a dos adultos, possivelmente por ainda não terem desenvolvido totalmente as habilidades de pesca (MONTEIRO-FILHO, 1995; MONTEIRO et al., 2006). A presa mais importante para os subadultos foi o linguado *C. spilopterus*, presa que dominou a comunidade ictílicas na Baía Norte (SC) e teve grande importância para os botos-cinza residente naquele local (DAURA-JORGE, 2007). Possivelmente, a captura de espécies de linguado por indivíduos subadultos possa representar um recurso de fácil captura para esta faixa etária, que ainda são inexperientes e participam menos da captura de presas que requerem habilidades de pesca mais desenvolvidas e coesão entre indivíduos (MONTEIRO et al., 2006). Os linguados *C. spilopterus* e *C. arenaceus* foram considerados permanentes em estuários, onde realizam desova em todos os períodos do ano (CHAVES e VENDEL, 1997).

A variação sazonal na dieta do boto-cinza foi considerada sutil, semelhante ao que foi observado na Baía Norte (DAURA-JORGE, 2007). Na Baía de Paranaguá, por outro lado, a variação sazonal na dieta dessa espécie é mais evidente (ZANELATTO, 2001). No litoral de São Paulo, LOUZADA (2014) também não observou uma variação sazonal elevada na dieta do boto-cinza, provavelmente devido à capacidade da espécie em capturar uma determinada presa em diferentes ambientes.



A variação temporal de longa escala, entre indivíduos do primeiro (2000-06) e segundo (2008-14) períodos foi relativamente alta e chama a atenção a diminuição da importância de *Mugil curema* e *Micropogonias furnieri*. A diminuição dos estoques pesqueiros dessas espécies já vem sendo reportada mesmo antes do primeiro período de coleta (ANDRIGUETTO FILHO, 1999; BASSOI & SECCHI, 2000), o que pode ter acarretado na variação observada na dieta do boto-cinza. No Estado do Rio Grande do Sul foi observado que a corvina, *Micropogonias furnieri*, presa considerada de grande importância no passado (PINEDO, 1982), passou a ser pouco representativa na dieta da população de toninhas daquela região (BASSOI & SECCHI, 2000), provavelmente devido a sobre-exploração deste recurso pela pesca comercial.

O carapau, *Decapterus punctatus*, contribui para a grande diferença observada nas dietas dos indivíduos recuperados dentro e fora do estuário, sendo uma presa exclusiva do litoral adjacente, onde a espécie é mais comum e desova o ano todo (SZPILMAN, 2000). Ao contrário do que é esperado para a toninha, não existem evidências de populações distintas do boto-cinza de dentro e fora da Baía da Babitonga. Botos-cinza já foram observados próximos a desembocadura do estuário se deslocando em direção ao mar aberto (SCHULZE, 2012; observação pessoal). Possivelmente estas são saídas de caráter exploratório (BURT, 1943), talvez em busca de alguns recursos específicos, por não existem evidências de que o boto-cinza realize migrações (WEDEKIN et al., 2007).

### ***Aspectos do comportamento alimentar e partição de nicho***

A toninha demonstrou possuir um hábito alimentar especialista na Baía da Babitonga. Outros estudos sobre a dieta da toninha já a haviam caracterizado como especialista (PINEDO, 1982; OLIVEIRA, 2003; DI BENEDITTO et al., 2009). Em trabalho realizado na mesma área, CREMER (2007) considerou esta população como generalista, levando em consideração o número de espécies observado na dieta. Entretanto, para que se possa verificar de maneira mais consistente os padrões de alimentação de uma espécie, é aconselhável o uso de métricas como os índices de amplitude (LOREAU, 1990). Em resumo, o que estas métricas fazem é captar a heterogeneidade no uso dos recursos. De fato, espécies especialistas geralmente são monófagas (uma espécie-presa) ou oligófagas (poucas espécies-presa), mas segundo KREBS (2001), o que

define o especialismo é a dominância de até duas espécies-presa na dieta, mesmo com outras espécies ocasionais.

A toninha também demonstrou ser uma espécie oportunista, pois preda sobre as presas mais abundantes no ambiente, conforme o conceito de BEGON et al. (2007). Diversos trabalhos também reportaram essa tendência (PINEDO, 1982; BASSOI, 1997; DI BENEDITTO, 2000; SILVA, 2011). Segundo TOWNSEND et al. (2006), especialistas são obrigados a viverem em manchas de elevada abundância do recurso ou estarem constantemente em movimentação. Os padrões espaciais observados ao longo dos anos de monitoramento da população de toninhas na Baía da Babitonga, com restritas áreas de concentração, corroboram a primeira opção (CREMER & SIMÕES-LOPES, 2008; PAITACH et al., 2013). Todavia, espécies especialistas são capazes de permutar as presas de maior importância. O conceito de “permutação” consiste em substituir a espécie alvo do hábito especialista (TOWNSEND et al., 2006). BEST et al. (2014) viram que a baleia-bicuda-de-Shepherd (*Tasmacetus shepherdi*) é oportunista e altera as proporções de predação entre teleósteos e cefalópodes de acordo com a disponibilidade.

Somando os resultados da composição da dieta (cinco presas apresentando uma importância considerável) com os valores observados de amplitude de nicho trófico do boto-cinza, há evidências que apontam para uma dieta generalista da espécie na Baía da Babitonga (KREBS, 2001). Embora a amplitude do nicho trófico tenha apresentado um valor mediano (~0,5), a distribuição das importâncias das presas corrobora o hábito generalista. Esta tendência generalista do boto-cinza na área de estudo é oposta à que foi observada por OLIVEIRA (2003) e DAURAJORGE et al. (2011), mas corrobora outro estudo pretérito realizado com a mesma população (CREMER, 2007) e em outras localidades (BOROBIA & BARROS, 1989; ZANELATTO, 2001). Possivelmente, a própria presença de toninhas na Baía da Babitonga pode ser um fator que ocasiona o comportamento generalista do boto-cinza.

Levando em conta estudos sobre a abundância das espécies icticas na Baía da Babitonga (CREMER, 2007; SANTOS, 2009; Cap. 2), pode-se inferir que o boto-cinza apresenta seletividade na dieta. A seletividade pode ser considerada quando a frequência de um item na dieta de um predador é diferente do ambiente (BEGON et al., 2007). Um animal pode preferir uma presa menos abundante, mas que tenha um maior retorno energético. Neste caso, a seletividade é do tipo

qualitativa, o que se imagina ocorrer para o boto-cinza, uma vez que os recursos pesqueiros diferem pouco em composição nutricional (porcentagem de proteínas, carboidratos, lipídios e minerais), mas podem variar em valor energético (BENOIT-BIRD, 2004). SPITZ et al. (2010), analisando a disponibilidade e o valor energético das presas do golfinhos-comum, *Delphinus delphis*, na costa da França, observou que a espécie seleciona presas de maior valor energético em detrimento das mais abundantes, porém menos energéticas. Algumas presas da dieta do boto-cinza são muito abundantes na Baía da Babitonga, como *S. rastrifer* e *C. spixii*, outras nem tanto, como *M. curema* e *T. lepturus* (CREMER, 2007; VILAR et al., 2011; Capítulo 2). Na análise nutricional e calorimétrica de algumas presas de toninhas e botos-cinza realizada por DI BENEDITTO et al. (2009), apenas *T. lepturus* estava entre as presas do boto-cinza, sendo considerada a segunda de maior valor energético, ficando bem à frente de *S. rastrifer*.

Foi observada uma sobreposição intermediária entre os nichos tróficos de toninhas e botos-cinza, que se deve principalmente pela elevada importância que *S. rastrifer* e *P. harroweri* possuem para ambas as espécies. Entretanto, deve-se lembrar que os cálculos de importância das presas adotados neste estudo não consideram a biomassa. Assim, possivelmente a sobreposição poderia ser menor se considerarmos que toninhas e botos-cinza possam preda diferentes classes de tamanho das suas presas em comum. Utilizando análises de isótopos estáveis, HARDT et al. (2013) já havia apontado para uma semelhança na utilização de recursos alimentares pelos golfinhos da Baía da Babitonga.

Tanto para a toninha quanto para o boto-cinza, foram observadas maiores amplitudes de nicho trófico nos meses de outono-inverno. O alargamento dos nichos nas estações mais frias pode ser uma resposta a menor abundância de presas nestes períodos (CREMER, 2007). Embora os nichos tróficos tenham se ampliado, não houve aumento da sobreposição de nicho, pelo contrário, ocorreu uma diminuição. Aparentemente diferentes processos ecológicos podem estar envolvidos na partição do nicho de espécies simpátricas. TUCKER et al. (2009), verificou segregação na dieta de duas espécies de focas simpátricas do Atlântico Norte, *Pagophilus groelandicus* e *Cystophora cristata*, onde a composição de espécies nas dietas é semelhante, mas quantitativamente diferentes. KISZKA et al. (2010), por outro lado, analisou quatro espécies de delfínidos da Polinésia Francesa e verificou elevada sobreposição dos nichos de *Globicephala macrorhynchus*, *Steno*

*bredanensis* e *Pepnocephala electra*, enquanto somente *Stenella longirostris* demonstrou ocupar outro nicho trófico, não se sobrepondo.

SPITZ et al. (2006) analisaram a sobreposição da dieta de *P. phocoena* e *T. truncatus* na Baía de Biscaia, na França, buscando entender o comportamento agonístico da segunda espécie sobre a primeira ocasionalmente observado no local. Embora os autores não tenham encontrados altos valores de sobreposição no nicho trófico das espécies, eles acreditam que a interferência é por conta das áreas de alimentação, que abrigam a maior parte dos recursos para ambas as espécies. Não há indícios de interferência direta entre toninhas e botos-cinza na Baía da Babitonga (CREMER, 2007).

As diferenças na exploração de recursos que ocasiona a partição dos nichos podem estar associadas à utilização de micro-habitats distintos, diferenças na distribuição geográfica ou ainda segregação temporal no uso dos recursos de um determinado ambiente. A exemplo disso, MÉNDEZ-FERNANDEZ et al. (2013) analisaram a sobreposição do nicho entre cinco espécies de pequenos cetáceos de ocorrência comum na Península Ibérica. Os autores concluíram que um processo de partição espacial dos nichos é o que possibilita a simpatria destas espécies, que segregaram suas áreas de distribuição durante estações de menor disponibilidade de recursos e voltam a se sobrepor durante os períodos de ressurgência. De maneira semelhante, porém pelo ponto de vista temporal, *Phocoena phocoena* e *Phocoenoides dalli* do Mar de Salish, na Columbia Britânica, que apresentam uma sobreposição extremamente elevada em composição da dieta (~90%), coexistem devido a segregação temporal, uma vez que uma das espécies preda predominantemente durante o dia, enquanto a segunda preda principalmente à noite (NICHOL et al., 2013). Outra forma de diferenciação de nichos baseia-se nas condições do habitat, uma vez que as espécies podem ser competitivamente superiores em ambientes distintos, se valendo de características distintas de micro-habitats para a captura de presas (WILSON, 1999).

As toninhas e botos-cinza na Baía da Babitonga possuem grande sobreposição de distribuições e não existem indícios de segregação temporal entre as espécies (CREMER, 2007), porém características de micro-habitats que favoreçam uma ou outra espécie no forrageamento ainda devem ser melhor estudadas. É extremamente relevante uma análise integrada dos padrões de distribuição e uso do habitat pelos golfinhos com a disponibilidade de presas, em diferentes escalas

temporais e espaciais, para que se possa ter entendimento dos processos ecológicos destas populações simpátricas.

## CONCLUSÃO

- a) Teleósteos foram o principal grupo taxonômico, seguido por cefalópodes, para ambas as espécies;
- b) A dieta das toninhas apresentou variações moderadas para as categorias analisadas de sexo, idade, local e época, mas não foram observadas variações em relação as estações do ano, provavelmente devido à grande abundância de recursos de ambientes estuarinos;
- c) A dieta do boto-cinza apresentou variação acentuada quanto aos diferentes sexos, faixas etárias, locais e períodos de coleta, porém uma variação moderada para a sazonalidade;
- d) A amplitude do nicho trófico da toninha foi menor do que a do boto-cinza e ambos tiveram maiores amplitudes nas estações de menor disponibilidade de recursos;
- e) A toninha foi considerada especialista em seus hábitos alimentares, e oportunista ao se especializar em uma presa muito abundante;
- f) O boto-cinza demonstrou ser generalista e seletivo, ao consumir presas de maior valor energético;
- g) Foi observada uma sobreposição mediana entre toninhas e botos-cinza na Baía da Babitonga, sendo que no inverno a sobreposição é reduzida, evidenciando a partição de nicho entre essas espécies.

Toninhas e botos-cinza estão ameaçados de extinção. Conhecer os fatores que afetam as populações na Baía da Babitonga é fundamental para a implementação de medidas para a conservação das espécies. As relações tróficas possuem papel central na dinâmica das populações e o seu monitoramento pode servir de subsídio no processo de conservação.

## REFERÊNCIAS

ABILHÔA, V. & CORRÊA, M. F. M. 1992. Catálogo de otólitos de Carangidae (Osteichthyes-Perciformes) do litoral do Estado do Paraná, Brasil. *Nerítica*, 7, 119-131.

- AINLEY D. G.; BALLARD, G. & DUGGER, K. M. 2006. Competition among Penguins and Cetaceans Reveals Trophic Cascades in the Western Ross Sea, Antarctica. *Ecology*, 87(8), pp. 2080-2093.
- AMIR, O. A.; BERGGREN, P.; NDARO, S. G. M. & JIDDAWI, N. S. 2005. Feeding ecology of the Indo-Pacific bottlenose dolphin (*Tursiops aduncus*) incidentally caught in the gillnet fisheries off Zanzibar, Tanzania. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 63: 429-437.
- ANDRIGUETTO-FILHO, J. M. 1999. Sistemas técnicos de pesca e suas dinâmicas de transformação no Litoral do Paraná, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- ARAÚJO, M. S., GUIMARÃES JR., P. R.; SVANBÄCK, R.; PINHEIRO, A.; GUIMARÃES, P.; DOS REIS, S. F. & BOLNICK, D. I. 2008. Network analysis reveals contrasting effects of intraspecific competition on individual versus population diets. *Ecology*. 89:1981-1993.
- BARROS, N. B. & CLARKE, M. R. 2002. Diet. In: W.F. Perrin, B. Würsig & J.G.M. Thewissen (ed.), *Encyclopedia of marine mammals*, pp. 323-327. Academic Press, San Diego.
- BARROS, N. B. 1993. Feeding ecology and foraging strategies of bottlenose dolphins on the central east of Florida. PhD Thesis, University of Miami, Florida, USA.
- BARROS, N. B. & ODELL, D. K., 1990. Food habits of bottlenose dolphins in the southeastern United States. In *The bottlenose Dolphin* (ed. S. Leatherwood and R.R. Reeves), pp. 309-328. San Diego: Academic Press.
- BASSOI, M. 2005. Feeding ecology of franciscana dolphin, *Pontoporia blainvillei* (Cetacea: Pontoporiidae), and oceanographic processes on the Southern Brazilian coast. 2005. Tese (Doutorado) – Graduate School of the National Oceanography Centre (USA), University of Southampton. 207p.
- BASSOI, M. & SECCHI, E. R. 2000. Temporal variation in the diet of franciscana *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Pontoporiidae) as a consequence of fish stocks depletion off southern Brazil. Technical Paper WP9 presented to IV Workshop para a Coordenação da Pesquisa e Conservação da Franciscana, *Pontoporia blainvillei*, no Atlântico Sul Ocidental. 05-09 November, Porto Alegre. 5pp.
- BASSOI, M. 1997. Avaliação da dieta alimentar de toninhas, *Pontoporia blainvillei* (Gervais & D'Orbigny, 1844), capturadas acidentalmente na pesca costeira de emalhe, no sul do Rio Grande do

- Sul. 1997. Monografia (Bacharelado em oceanografia) – Fundação Universidade do Rio Grande, Rio Grande. 68 p.
- BASTOS, G. C. C. 1990. Morfologia de otólitos de algumas espécies de Perciformes (Teleostei) da Costa Sudeste-Sul do Brasil. Dissertação de Mestrado. IOUSP. 180p.
- BEGON, M., TOWNSEND, C. R., HARPER, J. L. 2007. Ecologia: de indivíduos a ecossistemas. 4ª Ed. Porto Alegre: Artmed, 752p.: II.
- BENOIT-BIRD, K. J. 2004. Prey caloric value and predator energy needs: foraging predictions for wild spinner dolphins. *Marine Biology* 145: 435–444.
- BERTOZZI, C. P. 2009. Interação com a pesca: implicações na conservação da toninha, *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Pontoporiidae) no litoral do estado de São Paulo, SP. 81 2009. Tese (Doutorado em Oceanografia Biológica) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo. 184 p.
- BEST, M. J.; GLASS, J.; HERIAN, K. & VON DER HEYDEN, D. 2014. Identification of stomach contents from a Shepherd's beaked whale *Tasmacetus shepherdi* stranded on Tristan da Cunha, South Atlantic. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 2014, 94(6), 1093–1097.
- BISI, T. L.; LEPOINT, G.; AZEVEDO, A. F.; DORNELES, P. R.; FLACH, L.; DAS, K.; MALM, O. & LAILSON-BRITO, J. 2012a. Trophic relationships and mercury biomagnification in Brazilian tropical coastal food webs. *Ecological Indicators*, 18: 291-302.
- BISI, T. L.; LAILSON-BRITO, J. & MALM, O. 2012b. Ecologia alimentar em mamíferos marinhos: técnicas de estudo. *Oecologia Australis* 16(2): 210-234.
- BITTAR, V. T. & DI BENEDITTO, A. M. 2009. Diet and potential feeding overlap between *Trichiurus lepturus* (Osteichthyes: Perciformes) and *Pontoporia blainvillei* (Mammalia: Cetacea) in northern Rio de Janeiro, Brazil. *Zoologia*, v. 26, n.2, p. 374-378.
- BOLNICK, D. I.; AMARASEKARE, P.; ARAÚJO, M. S.; BÜRGER, R.; LEVINE, J. M.; NOVAK, M.; RUDOLF, V. H. W.; SCHREIBER, S. J.; URBAN, M. C. & VASSEUR, D. A. 2011. Why intraspecific trait variation matters in community ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 26, 183-192.
- BOLNICK D. I.; HULSEY, C. D.; SVANBACK, R.; FORISTER, M. L.; FORDYCE, J. A.; YANG, L. H. & DAVIS, J. M. 2003. The

- Ecology of Individuals: Incidence and Implications of Individual Specialization. *The American Naturalist* 161, 1–28.
- BORDINO, P. 2002. Movement pattern of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) in Bahia Anegada, Argentina. *Latin American Journal of Aquatic Mammals* 1(1): 71-76.
- BOROBIA, M., S. SICILIANO, L. LODI, & HOEK, W. 1991. Distribution of the South American dolphin *Sotalia fluviatilis*. *Canadian Journal of Zoology* 69:1025–1039.
- BOROBIA, M. & BARROS, N. B. 1989. Notes on the diet of marine *Sotalia fluviatilis*. *Marine Mammal Science*, 5(4): 395-399.
- BOWEN, W. D.; & SINIFF, D. B. 1999. Distribution, population biology, and feeding ecology of marine mammals. In-Biology of marine mammals, ed. J. E. Reynolds III & S. A. Rommel. Smithsonian Institution Press, Washington, pp. 423-484.
- BURT, W. H. 1943. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy*. 24:346-352.
- CANTOR, M.; WEDEKIN, L. L.; DAURA-JORGE, F. G.; ROSSI-SANTOS, M. & SIMÕES-LOPES, P. C. 2012. Assessing population parameters and trends of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*): An eight-year mark-recapture study. *Marine Mammal Science*, 28: 63-83.
- CARR, T.; & BONDE, R. K. 2000. Tucuxi (*Sotalia fluviatilis*) occurs in Nicaragua, 800 km of its previously known range. *Marine Mammals Science*, 16, 447-452
- CARVALHO, B. M. & CORRÊA, M. F. M. No prelo. Morfometria do otólito sagitta de *Centropomus parallelus* (Poye, 1860) e *Centropomus undecimalis* (Bloch, 1792) (Actinopterygii-Centropomidae) no litoral do Paraná, Brasil.
- CHAVES, P. T. C & VENDEL, A. L. 1997. Reprodução de *Stellifer rastrifer* (Jordan) (Teleostei, Sciaenidae) na baía de Guaratuba, Paraná, Brasil. *Revta bras. Zool.* 14 (1): 81 – 89:1997.
- CIANCIARUSO, M. V.; BATALHA, M. A.; GASTON, K. J. & PETCHEY, O. L. 2009. Including intraspecific variability in functional diversity. *Ecology*. 90(1):81-89.
- CLARKE, M. R. 1986. Cephalopods in the diet of odontocetes. In-Research on dolphins, ed. M. M. Bryden & R. Harrison. Clarendon Press, Oxford, pp. 281-321.
- COCKCROFT, V. G. & ROSS, G. J. B. 1990. Food and feeding of the Indian Ocean bottlenose dolphin off Southern Natal, South Africa in:



- S. Leatherwood and R.R. Reeves (eds.): The bottlenose dolphin, pp. 295-308 Academic Press, Inc., San Diego.
- CORRÊA, M. F. M. 2000. Ictiofauna demersal da Baía de Guaraqueçaba (PARANÁ, BRASIL). Composição, estrutura, distribuição espacial, variabilidade temporal e importância como recurso. Curitiba, Tese (Doutorado em Zoologia), Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná. 160 p.
- CORRÊA, M. F. M. & VIANNA, M. S., 1992. Catálogo de otólitos de Sciaenidae (Osteichthyes-perciformes) do litoral do Estado do Paraná. *Nerítica*, 7, 13-40.
- CREMER, M. J.; PINHEIRO, P. C. & SIMÕES-LOPES, P. C. 2012. Prey consumed by Guiana dolphin *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) and Franciscana dolphin *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Pontoporiidae) in an estuarine environment in southern Brazil. *Iheringia (Série Zoologia)*, 102(2): 131-137.
- CREMER, M. J. & SIMÕES-LOPES, P. C. 2008. Distribution, abundance and density estimates of franciscana, *Pontoporia blainvillei* (Cetacea: Pontoporiidae), in Babitonga Bay, southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 25, n. 3, p. 397-402.
- CREMER, M. J. 2007. Ecologia e conservação de populações simpátricas de pequenos cetáceos em ambiente estuarino no sul do Brasil. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2007. 212 p.
- CREMER, M. J. 2006. O Estuário da Baía da Babitonga. p. 15-19. In: M.J. Cremer; P.R.D. Morales & T.M.N. Oliveira, Diagnóstico Ambiental da Baía da Babitonga. Editora UNIVILLE.
- CRESPO, E. A.; HARRIS, G.; GONZÁLEZ, R. 1998. Group size and distributional range of the franciscana, *Pontoporia blainvillei*. *Marine Mammals Science*. 14:845-849.
- DALLA ROSA, L. 1999. Estimativa do tamanho da população de botos, *Tursiops truncatus*, do estuário da Lagoa dos Patos, RS, a partir da foto-identificação de indivíduos com marcas naturais e da aplicação de modelos de marcação-recaptura. Rio Grande, Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Master Thesis, 104p.
- DANILEWICZ, D.; SECCHI, E. R.; OTT, P. H.; MORENO, I. B.; BASSOI, M. & BORGESMARTINS, M. B. 2009. Habitat use patterns of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) off southern Brazil in relation to water depth. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, v. 89, n.5, p. 943-949.

- DANILEWICZ, D.; ROSAS, F.; BASTIDA, R.; MARIGO, J.; MUELBERT, M.; RODRÍGUEZ, D.; LAILSON BRITO JR, J.; RUOPPOLO, V.; RAMOS, R.; BASSOI, M.; OTT, P. H.; CAON, G.; DA ROCHA, A. M.; CATÃO-DIAS, J. L. & SECCHI, E. R. 2002. Report on the working group on biology and ecology. *Latin American Journal of Aquatic Mammals* 1(1):25-42.
- DAURA-JORGE, F. G. 2007. A dinâmica predador-presa e o comportamento do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) na Baía Norte da Ilha de Santa Catarina, Sul do Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná.
- DAURA-JORGE, F. G.; WEDEKIN, L. L. & SIMÕES-LOPES, P. C. 2011. Feeding habits of the Guiana dolphin, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), in Norte Bay, southern Brazil. *Scientia Marina* 75:163–169.
- DAURA-JORGE, F. G.; WEDEKIN, L. L.; PIACENTINI, V. & SIMÕES-LOPES, P. C. 2005. 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* 22:1014-1021.
- DAURA-JORGE, F. G.; WEDEKIN, L. L. & P. C. SIMÕES-LOPES. 2004. Variação sazonal na intensidade dos deslocamentos do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), na Baía Norte da Ilha de Santa Catarina. *Biotemas*. 17:203-216.
- DI BENEDITTO, A. P. M.; SOUZA, C. M. M.; KEHRIG, H. A. & REZENDE, C. E. 2011. Use of multiple tools to assess the feeding preference of coastal dolphins. *Marine Biology*. 158:2209-2217.
- DI BENEDITTO A. P. M.; SANTOS M. V. B. & VIDAL M. V. JR. 2009. Comparison between the diet of two dolphins from south-eastern Brazil: proximate-composition and caloric value of prey species. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 89:903–905
- DI BENEDITTO, A. P. M. & SICILIANO, S. 2006. Stomach contents of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia guianensis*) from Rio de Janeiro, south-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, in press.
- DI BENEDITTO, A. P. M. & RAMOS, R. M. A. 2001. Biology and conservation of the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in the north of Rio de Janeiro State, Brazil. *Journal of Cetacean Research and Management*, v. 3, n. 2, p. 185-192.

- DI BENEDITTO, A. P. M.; RAMOS, R. M. A. & LIMA, N. R. W. 2001. Sightings of *Pontoporia blainvillei* (Gervais and D'Orbigny, 1844) and *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) (Cetacea) in South-eastern Brazil. Brazilian Archives of Biology and Technology, Curitiba, 44: 291-296.
- DI BENEDITTO, A. P. M. 2000. Ecologia alimentar de *Pontoporia blainvillei* e *Sotalia fluviatilis* (Cetacea) na costa norte do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes, Brazil.
- DIAS, C. P.; CREMER, M. J.; AZEVEDO, A. F. & CUNHA, H. A. 2013. Baixa diversidade mitocondrial sugere filopatria das toninhas *Pontoporia blainvillei* (Gervais & d'Orbigny 1844) da Baía da Babitonga, SC. II Encontro de Mastozólogos do Rio de Janeiro, 30/11 a 3/12/2013. Parque Nacional da Serra dos Órgãos, Teresópolis.
- DIEHL, F. L. & HORN FILHO, N. O. 1996. Compartimentação geológico-geomorfológica da zona litorânea e planície costeira do Estado de Santa Catarina. Notas Técnicas, Porto Alegre, 9:39-50.
- DUNSHEA, G.; BARROS, N.B.; BERENS MCCABE, E.J.; GALES, N. J.; HINDELL, M. A., JARMAN, S. N. & WELLS, R. S. 2013. Stranded dolphin stomach contents represents the free-ranging population's diet. Biology Letters. Jun 23, 2013; 9(3): 20121036.
- MÉNDEZ-FERNANDEZ P.; PIERCE, G. J.; BUSTAMANTE, P.; CHOUVELON, T.; FERREIRA, M.; GONZÁLEZ, A. F.; LÓPEZ, A.; READ, F. L.; SANTOS, M. B.; SPITZ, J; VINGADA, J. V. & CAURANT, F. 2013. Ecological niche segregation among five toothed whale species off the NW Iberian Peninsula using ecological tracers as multi-approach. Marine Biology. 160:2825–2840
- FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N. A. 2000. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. VI. Teleostei (5). São Paulo: Ed. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo.
- FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N. A. 1980. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. III. Teleostei (2). São Paulo: Ed. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo.
- FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N. A., 1978. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. II. Teleostei (1). São Paulo: Ed. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo.
- FITCH, J. E.; & BROWNELL, R. L. JR. 1968. Fish otoliths in cetacean stomachs and their importance in interpreting feeding habits. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 25, 2561-2574

- FROST, K. J. & LOWRY, L. F. 1986. Sizes of Walleye Pollock, *Theragra chalcogramma*, consumed by marine mammals in the Bering Sea. Fishery Bulletin, 84, 191-202.
- FUCHS, D. V. & VOLPEDO, A. V. 2009. Morfología de Lapillus de Siluriformes *Parano platenses*. Biología Acuática, v. 26, n. 1, p. 97-108.
- GRATWICKE, B. & SPEIGHT, M. 2005. The relationship between fish species richness, abundance and habitat complexity in a range of shallow tropical marine habitats. Journal of Fish Biology 66:650–667.
- GURJÃO, L. M. DE; FURTADO-NETO, M. A. A.; SANTOS, R. A. & DOS; E CASCON, P. 2003. Feeding habits of marine tucuxi, *Sotalia fluviatilis*, at Ceará State, northeastern Brazil. Latin American Journal of Aquatic Mammals, 2, 117-122.
- HAIMOVICI, M. & PEREZ, J. A. A. 1991. Distribución y maduración sexual del calamar argentino, *Illex argentinus* (Castellanos, 1960) (Cephalopoda: Ommastrephidae), en el sur de Brasil. Scient. Mar., 54:121:179-185.
- HANSON M. T. & DEFRAN, R. H. 1993. The behavior and feeding ecology of the Pacific coast bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*. Aquatic Mammals, 19:127-142.
- HARDT, F.; CREMER, M. J.; TONELLO, A. J.; BELLANTE, A.; BUFFA, G.; BUSCAINO, G.; MAZZOLA, S.; BARRETO, A. S.; MARTINELLI, L. A. & ZUPPI, G. M. 2013. Use of carbon and nitrogen stable isotopes to study the feeding ecology of small coastal cetacean populations in southern Brazil. Biota Neotrop. 2013, 13(4): 90-98.
- HARDT, F.; CREMER M. J.; TONELLO, A. J. & SIMÕES-LOPES, P.C. 2010. Residence patterns of the guiana dolphin *Sotalia guianensis* in Babitonga Bay, south coast of Brazil. Latin American Journal of Aquatic Mammals, 8(1-2): 117-121.
- HIGA, A; HINGST-ZAHER, E. & VIVO, M. 2002. Size and shape variability in the skull of *Pontoporia blainvillei* (Cetacea: Pontoporiidae) from the Brazilian coast. Latin American Journal of Aquatic Mammals 1(1): 145-152, Special Issue 1.
- HILL, B. J. & WASSENBERG, T. J. 2000. The probable fate of discards from prawn trawlers fishing near coral reefs. A study in the northern Great Barrier Reef, Australia. Fisheries Research, Sidney, 48: 277-286.

- HOBSON, K. A. 1999. Tracing origins and migration of wildlife using stable isotopes: a review. *Oecologia* 120:314–326
- HORN FILHO, N. O. 1997. O Quaternário costeiro da ilha de São Francisco do Sul e arredores, nordeste de do Estado de Santa Catarina: aspectos geológicos, evolutivos e ambientais. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Tese de Doutorado, 312p.
- HUISMAN, J. & WEISSING, F. J. 2000. Coexistence and resource competition. *Nature (London)* 407:694.
- HUTCHINSON, G. E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symp. Quantitative Biology*. 22:415–427
- JEFFERSON, T. A.; WEBBER, M. A.; PITMAN, R. L. 2008. Marine mammals of the world: A comprehensive guide to their identification. 1ª Edição. San Diego: Elsevier.
- KATONA, S. & WHITEHEAD, H. 1988. Are Cetacea ecologically important? *Oceanography and marine biology: an annual review*, 26:553-568.
- KENNISH, M. J. 2002. Environmental threats and environmental future of estuaries. *Environmental Conservation*. 29(1): 78-107.
- KISZKA, J.; OREMUS, M.; RICHARD, P.; POOLE, M. & RIDOUX, V. 2010. The use of stable isotope analyses from skin biopsy samples to assess trophic relationships of sympatric delphinids off Moorea (French Polynesia). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 395: 48-54.
- KREBS, C. J. 2001. *Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance*. San Francisco: Benjamin Cummings.
- KREBS, C. J. 1999. *Ecological Methodology*. 2nd ed. Benjamin Cummings, Menlo Park, California. 620 pp.
- KREBS, J. R. & MCCLEERY, R. H. 1984. Optimization in behavioural ecology J.R. Krebs, N.B. Davies (Eds.), *Behavioural Ecology* (2nd edn), Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 91–121.
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. 1998. *Numerical Ecology*. 2nd English edition. Elsevier, Amsterdam. 853 pages.
- LEMOS, P. H. B.; CORRÊA, M. F. & E PINHEIRO, P. C. 1995a. Catálogo de Otólitos de Clupeidae (Clupeiformes - Osteichthyes) no litoral do estado do Paraná, Brasil. *Nerítica*, 38, 747-759
- LEMOS, P. H. B.; CORRÊA, M. F. & E PINHEIRO, P. C. 1995b. Catálogo de Otólitos de Engraulidae (Clupeiformes - Osteichthyes) no litoral do estado do Paraná, Brasil. *Nerítica*, 38, 731-745

- LEMOS, P. H. B.; CORRÊA, M. F. & ABILHÔA, V. 1992. Catálogo de Otólitos de Gerreidae (Osteichthyes - Perciformes) no litoral do estado do Paraná, Brasil. *Nerfítica*, 7, 109-117
- LEVINS, R. 1968. Evolution in changing environments: some theoretical explorations. Princeton University Press, Princeton.
- LOPES, X. M. 2012. Hábitos alimentares de Toninha, *Pontoporia blainvillei* (Gervais e D'Orbigny, 1844) (Mammalia, Cetacea), no sul do Estado de São Paulo e norte do Paraná, Brasil. Dissertação - (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro, 92p.
- LOPES, X. M.; SILVA E.; BASSOI, M.; SANTOS, R. A. & SANTOS, M. C. O. 2012. Feeding habits of Guiana dolphins, *Sotalia guianensis*, from southeastern Brazil: new items and a knowledge review. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 92, 1723-1733.
- LOREAU, M. 1990. The Colwell - Futuyama Method for Measuring Niche Breadth and Overlap: A Critique. *Oikos*, 58(2): 251-253.
- LOUZADA, C. N. 2014. Características das estratégias de pesca do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) em diferentes regiões do complexo estuarino-lagunar de cananéia. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná. Curitiba.
- MANLY, B. F. J., MCDONALD, L. L. & THOMAS, D. L., 1993. Resource Selection by Animals: Statistical Design and Analysis for Field Studies. Chapman and Hall, London, United Kingdom, p. 192.
- MARTINS, M.; MARQUES, O. A. V. & SAZIMA, I. 2008. How to be arboreal and diurnal and still stay alive: microhabitat use, time of activity, and defense in Neotropical forest snake. *South American Journal of Herpetology* 3 (1): 58-67.
- MÉNDEZ-FERNANDEZ P.; PIERCE. G.J.; BUSTAMANTE, P.; CHOUVELON, T. FERREIRA, M., GONZÁLEZ, A.F.; LÓPEZ, A.; READ, F.L.; SANTOS, M.B.; SPITZ, J; VINGADA, J.V. & CAURANT, F. 2013. Ecological niche segregation among five toothed whale species off the NW Iberian Peninsula using ecological tracers as multi-approach. *Marine Biology* (2013) 160:2825–2840
- MENEZES, N. A. & FIGUEIREDO, J. L. 1985. Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. V. Teleostei (4). Universidade de São Paulo, São Paulo.

- MENEZES, N. A. & FIGUEIREDO, J. L. 1980. Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. IV. Teleostei (3). Universidade de São Paulo, São Paulo.
- MENEZES, N. A. 1983. Guia prático para conhecimento e identificação das tainhas e paratis (Pisces, Mugilidae) do Litoral Brasileiro. Revista Brasileira de Zoologia. V. 2, São Paulo, p. 1-12.
- MOYLE, P. B. & CECH JR., J.J. 2004. Fishes, an introduction to ichthyology. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ, USA. 726 p.
- MONTEIRO, M. S.; SOUTO, A. & NASCIMENTO, L. F. 2006. Comparações entre os comportamentos de forrageio nas diferentes faixas etárias do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) (Cetacea; Delphinidae) na Baía dos Golfinhos, Praia de Pipa, RN, Brasil. Revista de Etologia 8 (1): 13-25.
- MONTEIRO-FILHO, E. L. A. 1995. Pesca interativa entre o golfinho *Sotalia fluviatilis guianensis* e a comunidade pesqueira da região de Cananéia. Boletim do Instituto de Pesca, Santos, 22 (2): 15-23.
- MONTEIRO-FILHO, E. L. A. 1992. Pesca associada entre golfinhos e aves marinhas. Revista Brasileira de Zoologia, Curitiba, 9 (1/2): 29-37.
- MONTEIRO-FILHO, E. L. A. 1991. Comportamento de caça e repertório sonoro do golfinho *Sotalia brasiliensis* (Cetacea: Delphinidae) na região de Cananéia, Estado de São Paulo. Tese de Doutorado, Instituto de Biociências. Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- NAKAMURA, I. & PARIN, N. V. 1993. FAO Species Catalogue. Vol. 15. Snake mackerels and cutlassfishes of the world (families Gempylidae and Trichiuridae). An annotated and illustrated catalogue of the snake mackerels, snoeks, escolars, gemfishes, sackfishes, domine, oilfish, cutlassfishes, scabbardfishes, hairtails, and frostfishes known to date. FAO Fish. Synop. 125(15):136 p.
- NELSON, E. H.; MATTHEWS, C. E. & RESENHEIM, E J. A. 2004. Predators reduce prey population growth by inducing changes in prey behavior. Ecology. 85:1853-1858.
- NICHOL, L. M.; HALL, A. M.; ELLIS, G. M.; STREDULINSKY, E.; BOOGAARDS, M. & FORD, J. K. B. 2013. Dietary overlap and niche partitioning of sympatric harbour porpoises and Dall's porpoises in the Salish Sea. Progress in Oceanography 115:202–210.
- OLIVEIRA, M. R. 2003. Ecologia alimentar de *Sotalia guianensis* e *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Delphinidae e Pontoporiidae) no

- litoral sul do Estado de São Paulo e litoral do Paraná. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil.
- OTT, P. H. 1994. Estudo da Ecologia Alimentar de *Pontoporia blainvillei* (Gervais e D'Orbigny, 1844) (Cetacea, Pontoporiidae) no Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Sul do Brasil. Monografia de macharelado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 69pp.
- PAITACH, R. L.; SARTORI, C. M. & CREMER, M. J. 2013. Residência e área de vida da população de toninhas, *Pontoporia blainvillei*, na Baía da Babitonga. Caderno de Iniciação à Pesquisa 15: 20-25.
- PANSARD, K. C. A.; GURGEL, H. C. B.; ANDRADE, L. D. A. & YAMAMOTO, M. E. 2010. Feeding ecology of the estuarine dolphin (*Sotalia guianensis*) on the coast of the Rio Grande do Norte, Brazil. Marine Mammal Science 27:673-687
- PASO-VIOLA, M. N.; DENUNCIO, P.; NEGRI, M. F.; RODRÍGUEZ, D.; BASTIDA, R. & CAPPOZZO, H. L. 2014. Diet composition of franciscana dolphin *Pontoporia blainvillei* from southern Buenos Aires, Argentina and its interaction with fisheries. Revista de Biología Marina y Oceanografía. Vol. 49, Nº2: 393-400
- PETCHEY, O. L. & GASTON, K. J. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. Ecology Letters. 9(6):741-758.
- PIANKA, E. R. 1983. Ecología evolutiva. Barcelona: Ediciones Omega.
- PIERCE, G. J.; BOYLE, P. R. & DIACK, J. S. W. 1991. Identification of fish otoliths and bones in faeces and digestive tracts of seals. Journal of Zoology of London, 224, 320-328.
- PINEDO, M. C. 1991. Development and variation of the franciscana, *Pontoporia blainvillei*. PhD thesis. University of California, Santa Cruz, United States of America.
- PINEDO, M. C. 1982. Análise dos conteúdos estomacais de *Pontoporia blainvillei* (Gervais e D'Orbigny, 1844) e *Tursiops gephyreus* (Lahille, 1908) (Cetacea, Platanistidae e Delphinidae) na zona estuarial e costeira de Rio Grande, RS, Brasil. 1982. Dissertação (Mestrado), Fundação Universidade do Rio Grande, Rio Grande do Sul. 95 p.
- PINKAS, L., OLIPHANT, M. S. & IVERSON, I. L. K., 1971. Food habits of albacore, bluefin tuna and bonito in California waters. California Fishery and Game, 152, 1-105.



- POLIS, G. 1984. Age structure component of niche width and intraspecific resource partitioning: can age groups function as ecological species? *The American Naturalist*, 123:541-564.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- RICKLEFS, R. E. 1996. *A economia da Natureza*. 3.ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 470p.
- RODRÍGUEZ, D.; RIVERO, L. & BASTIDA, R. 2002. Feeding ecology of the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in marine and estuarine waters of Argentina. *The Latin American Journal of Aquatic Mammals (special issue)*, v. 1, n. 1, p. 77-94.
- ROSAS, F. C. W.; MARIGO, J.; LAETA, M. & ROSSI-SANTOS, M. R. 2010. Natural history of dolphins of the genus *Sotalia*. *Latin America Journal of Aquatic Mammals*, Newport, v. 8, n. 1/2, p. 57-68.
- ROSAS, F. C. W. & MONTEIRO-FILHO, E. L. A. 2002. Reproductive parameters of *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Pontoporiidae), on the coast of São Paulo and Paraná states, Brazil. *Mammalia*, v. 66, n. 2, p. 231-245.
- SANTOS, L. O. 2009. Ictiofauna demersal em diferentes setores da Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, 86pp.
- SANTOS, M. C. O. 2004. Uso de área e organização social do bototucuxi marinho, *Sotalia fluviatilis* (Cetacea, Delphinidae), no estuário de Cananéia, SP. Ph.D. Thesis. Universidade de São Paulo, SP, Brazil. 265 pp.
- SANTOS, M. C. O., ROSSO, S., SANTOS, R. A., LUCATO, S. H. B. & BASSOI, M., 2002. Insights on small cetacean feeding habits in southeastern Brazil. *Aquatic Mammals*, 28, 38-45. Schaeffer-Novelli, Y., Cintron-Molero, G., Adaime, R.R. & Camargo, T.M., 1991. Variability of mangrove ecosystems along the Brazilian Coast. *Estuaries*, 13, 204-218.
- SANTOS, R. A. & HAIMOVICI, M. 2001. Cephalopods in the diet of marine mammals stranded or incidentally caught along southeastern and southern Brazil (21-34°). *Fisheries Research*, 52, 99-112.
- SCHOENER, T. W. 1968. The *Anolis* lizards of Bimini: resource partitioning in a complex fauna. *Ecology* 49:704-726

- SCHOENER, T. W. 1974. Resource partitioning in ecological communities. *Science* 185:27–39
- SCHULZE, B. 2012. Estimativa populacional e área de vida do boto-cinza, *Sotalia guianensis*, (Cetacea, Delphinidae) na Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil. Dissertação Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, 121 p.
- SECCHI, E. R.; OTT, P. H. & DANILEWICZ, D. 2000. Report of the Fourth Workshop for Coordinated Research and Conservation of the Franciscana Dolphin (*Pontoporia blainvillei*) in the Western South Atlantic. Porto Alegre. 89 p.
- SECCHI, E. R., ZERBINI, A. N., BASSOI, M., DALLA ROSA, L., MÖLLER, L. M. & ROCHA-CAMPOS, C. C. 1997. Mortality of franciscanas, *Pontoporia blainvillei*, in coastal gillnetting in Southern Brazil: 1994-1995. Reports of the International Whaling Commission, 47: 653-658.
- SHINE, R.; REED, R. N.; SHETTY, S. & COGGER, H. G. 2002. Relationships between sexual dimorphism and niche partitioning within a clade of sea-snakes (Laticaudinae). *Oecologia*. 133:45-53.
- SHURIN, J. B., BORER, E. T., SEABLOOM, E. W. ANDERSON, K. BLANCHETTE, C. A. BROITMAN, B. COOPER, S. D. & HALPERN, B. S. 2002. A cross-ecosystem comparison of the strength of trophic cascades. *Ecology Letters* 5:785–791.
- SICILIANO, S. 1994. Review of small cetaceans and fishery interactions in coastal waters of Brazil. Report of the International Whaling Commission (special issue), Rio de Janeiro, 15: 241-250.
- SIERRA, L. M.; CLARO R. & POPOVA, O. A. 1994. Alimentación y relaciones tróficas. p. 263-284. In Rodolfo Claro (ed.) *Ecología de los Peces Marinos de Cuba*. Instituto de Oceanología Academia de Ciencias de Cuba and Centro de Investigaciones de Quintana Roo, Mexico.
- SILVA, B. H. 2011. Ecologia alimentar da toninha *Pontoporia blainvillei* (Cetacea). 2011a. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo. 95 p.
- SIMÕES-LOPES, P. C.; FABIÁN, M. E. & MENEGHETTI, J. O. 1998. Dolphin interactions with the mullet artisanal fishing on Southern Brazil: a qualitative and quantitative approach. *Revista Brasileira de Zoologia* 15:709–726.

- SIMÕES-LOPES, P. C., 1988. Ocorrência de uma população de *Sotalia fluviatilis*, Gervais, 1853, (Cetacea, Delphinidae) no limite sul de sua distribuição, Santa Catarina, Brasil. *Biotemas*, 1, 57-62.
- SVANBÄCK, R. & BOLNICK, D. I. 2005. An optimal foraging approach to modeling individual specialization. *Evolutionary Ecology Research*. 7: 993-1012.
- SZPILMAN, M. 2000. Peixes Marinhos do Brasil: Guia prático de identificação. Rio de Janeiro: Instituto Ecológico Aqualung and MAUAD Editora.
- SPLITZ, J.; MOUROCOQ, E.; LEAUTÉ, J. P.; QUÉRO, J. C. & RIDOUX, V. 2010. Prey selection by the common dolphin: fulfilling high energy requirements with high quality food. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 390(2): 73-77.
- SPLITZ, J.; ROUSSEAU, Y. & RIDOUX, V. 2006. Diet overlap between harbour porpoise and bottlenose dolphin: An argument in favour of interference competition for food? *Estuarine and Coastal Shelf Science*, 70, 259-270.
- TOWNSEND, C. R.; BEGON, M. & HARPER, J. P. 2006. Fundamentos em Ecologia. Editora ARTMED, Porto Alegre 2o. edição.
- TUCKER, S.; BOWEN, W. D.; IVERSON, S. J.; BLANCHARD, W. & STENSON, G. B. 2009. Sources of variation in diets of Harp (*Pagophilus groenlandicus*) and Hooded (*Cystophora cristata*) seals estimated from quantitative fatty acid signature analysis (QFASA). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 384: 287-302.
- VIEIRA, C.V.; N.O. HORN-FILHO; C.V.D.H.C. BONETTI, & BONETTI, J. 2008. Caracterização Morfosedimentar e Setorização do Complexo Estuarino da Baía da Babitonga/SC. *Boletim Paranaense de Geociências*. 62-63:85-105. Editora UFPR.
- VILAR, C. C.; SPACH, H. L.; SANTOS, L. O. 2011. Fish fauna of Baía da Babitonga (southern Brazil), with remarks on species abundance, ontogenic stage and conservation status. *Zootaxa* 2734: 40–52.
- VECCHIONE, M. 1991. Observations on the paralarval ecology of a euryhaline squid, *Lolliguncula brevis* (Cephalopoda: Loliginidae). *Fisheries Bulletin*, 89: 515-521.
- WILSON, J. B. 1999. Guilds, functional types and ecological groups? – *Oikos* 86: 507 - 522.
- WEDEKIN, L. L., DAURA-JORGE, F. G., PIACENTINI, V. Q. & SIMÕES-LOPES, P. C. 2007. Seasonal variations in spatial usage by

the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864) (Cetacea; Delphinidae) at its southern limit of distribution. *Braz. J. Biol.* 67(1):1-8.

ZANELATTO, R. C., 2001. Dieta do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis* (Cetacea, Delphinidae) no complexo estuarino da Baía de Paranaguá e sua relação com a ictiofauna estuarina. Dissertação. Thesis, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil.

## **CAPÍTULO 2**

### **DISPONIBILIDADE ALIMENTAR E PADRÕES DE DISTRIBUIÇÃO DE *Pontoporia blainvillei* (PONTOPORIIDAE) E *Sotalia guianensis* (DELPHINIDAE) EM UM AMBIENTE ESTUARINO NO SUL DO BRASIL**



# DISPONIBILIDADE ALIMENTAR E PADRÕES DE DISTRIBUIÇÃO DE *Pontoporia blainvillei* (PONTOPORIIDAE) E *Sotalia guianensis* (DELPHINIDAE) EM UM AMBIENTE ESTUARINO NO SUL DO BRASIL

## RESUMO

A teoria do forrageamento ótimo sugere que o custo-benefício para se capturar uma presa é o que determina o tempo despendido e a área percorrida por um predador durante a busca pelo alimento. Há indícios de associação entre os padrões de movimentação de cetáceos com os ciclos de maré, provavelmente direcionada por aspectos tróficos. O boto-cinza (*Sotalia guianensis*) é uma espécie com ocorrência fortemente associada a estuários. A toninha (*Pontoporia blainvillei*) ocorre principalmente no ambiente costeiro marinho, com exceção da Baía da Babitonga, área de estudo do presente trabalho. Os objetivos deste estudo foram (1) caracterizar os padrões de distribuição de toninhas e botos-cinza em relação aos ciclos de maré; (2) avaliar a disponibilidade de presas dos golfinhos; (3) e relacionar os padrões de distribuição dos golfinhos com a disponibilidade de presas no ambiente. As distribuições foram amostradas através de varreduras (*survey*) entre os anos de 2004 e 2014. Os registros de grupos de golfinhos foram segregados seguindo as categorias: início da enchente (E1), final da enchente (E2), início da vazante (V1) e final da vazante (V2). Seguindo os mesmos períodos de maré, foram realizados arrastos de fundo com redes de portas e cercos de praia com picaré para amostrar a disponibilidade de presas. Dentre as 82 espécies ícticas amostradas, 15 são presas da toninha, 20 do boto-cinza. Foram observadas variações significativas da abundância e biomassa de presas. As assembleias de presas da toninha e do boto-cinza apresentaram maiores abundância e biomassa no final da vazante e início da enchente (baixa-mar) e menores valores no fim da enchente e início da vazante (preamar). A toninha teve uma distribuição que corresponde a expectativa *a priori* de que os indivíduos estariam mais dispersos no período em que as presas estão menos disponíveis. O boto-cinza, por outro lado, não demonstrou um padrão tão coerente com esta expectativa, mas foi observada correlação direta entre a sua distribuição e a disponibilidade de tainhas (*Mugil* spp.), presas de grande importância na dieta da espécie. A maré demonstrou ser um importante condicionante dos padrões de distribuição de presas e consequentemente predadores, no ambiente estuarino.

**Palavras-chave:** golfinhos estuarinos, ecologia espacial, dinâmica predador-presa, ictiofauna, ciclos de maré.

## INTRODUÇÃO

A teoria do forrageamento ótimo sugere que o custo-benefício para se capturar uma presa é o que determina o tempo despendido e a área percorrida por um predador durante a busca pelo alimento, bem como a seleção do item alimentar (PERRY & PIANKA, 1997). Dentro de um conjunto de possíveis presas que um predador está apto a capturar, considerando suas características morfofisiológicas e comportamentais, a escolha alimentar é orientada, principalmente, pela acessibilidade de determinada presa no ambiente (KREBS & MCCLEERY, 1984). Entende-se por acessibilidade a soma da disponibilidade de cada presa no ambiente com o potencial de captura pelo predador de acordo com as características deste ambiente. Sendo assim, a disponibilidade de presas é considerada um dos principais fatores que determina como um predador se distribui no habitat (KREBS, 2001; HASTIE et al., 2004). Fatores intrínsecos também já foram identificados como importantes na determinação da distribuição dos organismos, como interações sociais e fatores endógenos e filogenéticos (PERRY & PIANKA, 1997). Contudo, os autores são unânimes em reconhecer que a acessibilidade das presas e, conseqüentemente, a disponibilidade possui um papel central nesta dinâmica.

Na realidade, a dinâmica de distribuição entre predadores e presas é bidirecional, de maneira que ambos os agentes desta relação se afetam mutuamente (SIH & CHRISTENSEN, 2001; MITCHELL & LIMA, 2002; TRITES, 2009). Os predadores moldam seus comportamentos e distribuições para otimizar a captura de presas e as presas respondem da mesma maneira, para reduzir os riscos de predação (NELSON et al., 2004). Este contexto é tão relevante que é reconhecido pelos biólogos como um fator chave nos processos evolutivos (DARWIN, 1859; DAWKINS & KREBS, 1979). Entretanto, por muitas décadas o foco dos estudos tem sido direcionado para as presas, de modo que o risco de predação tem sido considerado constante em diversos modelos (SIH & CHRISTENSEN, 2001). É fundamental que se dê maior atenção ao comportamento de predação para que se compreenda melhor a dinâmica populacional de um predador e suas presas (LIMA, 2002).

Relações entre a disponibilidade de presas e o tamanho das áreas de distribuição dos predadores já foram observadas para diversas espécies de carnívoros terrestres (GEHRT & FRITZELL 1998;



MITCHELL & POWELL, 2007) e marinhos (GUINET et al., 2001; STELLE et al., 2008). A grosso modo, os estudos têm apontado para uma relação inversa, ou seja, quanto maior a disponibilidade de alimentos, menor será a área requerida pelo predador (MARKER & DICKMAN, 2005; FAUCHALD, 2009; BENSON et al. 2010). Os efeitos que as presas exercem na distribuição dos cetáceos também já foram bem reportados (WELLS et al., 1980; SHANE, 1990; DEGRATI et al., 2012). Porém, compreender como se estrutura a relação espacial entre os cetáceos e suas presas tem se mostrado um desafio muito maior. De acordo com TRITES (2009), a dinâmica espaço-temporal possui diferentes escalas para os predadores e para as presas, dificultando que se compreenda a influência empírica entre eles e com o ecossistema.

Diversos estudos relacionam padrões de distribuição, uso de habitat e comportamento dos cetáceos com parâmetros físicos do ambiente, como distância da costa (KARCZMARSKI et al., 2000; EDWARDS & SCHNELL, 2001), profundidade (WÜRSIG & WÜRSIG, 1979, 1980; SHANE, 1990; AZEVEDO et al., 2007), velocidade das correntes (IRVINE et al., 1981) e topografia de fundo (HUI, 1985; SELZER & PAYNE, 1988; INGRAM & ROGAN, 2002). Contudo, os estudos concluem que na realidade estas são medidas indiretas, pois influenciam primariamente a disponibilidade das presas, afetando a distribuição dos predadores (DAVIS et al., 2002; HASTIE et al., 2004).

Observações diretas do comportamento alimentar dos golfinhos são muito difíceis (GANNON et al., 1997), principalmente quando estes pequenos cetáceos ocorrem em amplas áreas de distribuição e em baixas densidades populacionais (HEITHAUS & DILL, 2002). Todavia, informações ecológicas sobre o forrageamento podem ser inferidas comparando a abundância de presas com o conhecimento prévio dos hábitos alimentares e padrões de uso do habitat dos predadores em diferentes escalas temporais e espaciais (CROLL et al., 1998). Muitos estudos utilizando métodos como a amostragem das presas com artes de pesca ou coletores de plâncton (e.g. HEITHAUS & DILL, 2002; STELLE et al., 2008), captação acústica ativa ou passiva dos cardumes (e.g. EIERMAN & CONNOR, 2014), sensoriamento remoto da produtividade dos oceanos (BASSOI, 2005) e monitoramento do desembarque da pesca profissional (e.g. WARD et al., 2009) têm surgido nas últimas décadas.

Os efeitos da maré sobre a distribuição de cetáceos são amplamente conhecidos (WÜRSIG & WÜRSIG, 1979; SHANE, 1990; BORDINO et al., 1999; KARZMARSKI et al., 2000; EDWARDS & SCHNELL, 2001; BORDINO, 2002). Em particular, as águas estuarinas são fortemente influenciadas pela dinâmica de marés, onde as profundidades e direção e velocidade das correntes se alteram periodicamente com os ciclos de maré. As correntes condicionam uma hidrodinâmica que hora estratifica, hora mistura as águas doce dos rios e salgada do mar aberto, entre outros processos terrestres, oceânicos e atmosféricos que alteram constantemente suas características (LARGIER, 1993; MCLUSKY & ELLIOTT, 2004). Para viver em estuários, os golfinhos devem estar aptos a tirar vantagem da rotina de mudanças destes ambientes aquáticos (LIN et al., 2013). Em resposta a estas mudanças ambientais, peixes e crustáceos realizam migrações ou se comportam de maneira diferente entre os estados de maré (KRUMME et al., 2004). Os golfinhos, como predadores de topo, conseqüentemente alteram seus padrões de uso do espaço em função destes períodos de tempo, buscando otimizar o potencial de captura das presas, ou seja, a acessibilidade do recurso alimentar (KARCZMARSKI et al., 2000).

O boto-cinza, *Sotalia guianensis* (P.J. van Bénédén, 1864), é uma espécie com ocorrência fortemente associada a estuários, baías protegidas ou desembocaduras de rios, com exceção do alargamento da plataforma continental do Banco dos Abrolhos, no Brasil, onde pode ser encontrada em águas mais afastadas da costa (BOROBIA et al., 1991). Seus hábitos alimentares reforçam esta relação com seu habitat, com predominância de espécies de teleósteos típicos dos ambientes estuarinos (PANSARD et al., 2010; DAURA-JORGE et al., 2011; LOPES et al., 2012; Cap. 1). Aparentemente, o boto-cinza não realiza grandes deslocamentos, mas padrões de uso espacial em pequena escala são atribuídos à disponibilidade de presas e perturbações de origem antrópica (CREMER, 2007; DAURA-JORGE, 2007; WEDEKIN et al., 2007). Já foram observadas relações entre os ciclos de maré com variações no comportamento e distribuição do boto-cinza (e.g. SANTOS et al., 2010).

Por outro lado, a toninha, *Pontoporia blainvillei* (Gervais & D'Orbigny, 1844), ocorre principalmente no ambiente costeiro marinho (PRADERI, 1989; RODRIGUEZ et al., 2002), com exceção da Baía da Babitonga, onde existe uma unidade populacional residente o ano todo

(CREMER & SIMÕES-LOPES, 2005). A espécie vive em pequenos grupos (CRESPO et al., 1998), predando principalmente teleósteos demersais e cefalópodes do ambiente costeiro (BASSOI, 2005; RODRIGUEZ et al., 2002, Cap. 1). Há indícios de associação entre os padrões de movimentação da espécie com os ciclos de maré, provavelmente direcionada por aspectos tróficos (BORDINO, 2002).

A Baía da Babitonga, no litoral norte do Estado de Santa Catarina, é o único local conhecido que abriga populações simpátricas de toninhas e botos-cinza residentes durante o ano todo (CREMER, 2007; HARDT, et al. 2010). Estudos prévios reconheceram distribuições heterogêneas e sobreposição espacial entre as espécies (CREMER & SIMÕES-LOPES, 2008; CREMER et al., 2011; PAITACH et al., 2013). Foram identificadas 21 teleósteos na dieta das toninhas da Baía da Babitonga, com uma grande predominância do cangoá (*Stellifer rastrifer*), sugerindo que esta pode ser uma presa de grande importância na determinação dos padrões espaciais da espécie (Cap. 1). Na dieta dos botos-cinza deste estuário, foram identificadas 28 teleósteos, distribuídos em uma grande variedade de guildas tróficas, demonstrando a flexibilidade de forrageamento da espécie (Cap. 1).

Realizando amostragens ictiológicas na Baía da Babitonga, CREMER (2007) observou padrões correlacionáveis entre a disponibilidade sazonal de presas com as áreas de vida das toninhas e botos-cinza. Todavia, ainda restam diversas lacunas neste conhecimento e uma análise mais refinada, incluindo variáveis que ainda não foram consideradas, é extremamente relevante. Além disso, definir a dinâmica do uso de suas áreas de alimentação é importante para a proposição de áreas protegidas para a conservação das espécies (AUGÉ et al., 2013).

Objetiva-se neste estudo compreender a disponibilidade e a influência das presas nos padrões de distribuição das duas espécies de golfinhos em uma escala temporal reduzida, ou seja, ao longo dos ciclos diários de maré. Para tanto, os objetivos específicos deste estudo foram: caracterizar os padrões de distribuição e dispersão de grupos de toninhas e botos-cinza na Baía da Babitonga em relação aos ciclos de maré; avaliar a disponibilidade de presas dos golfinhos em diferentes locais dentro da área de estudo, em relação às condições de maré; e relacionar os padrões de distribuição e dispersão dos grupos de golfinhos com a disponibilidade de presas no ambiente.

## MATERIAL E MÉTODOS

### *Área de estudo*

O estudo foi realizado na Baía da Babitonga ( $26^{\circ}02' - 26^{\circ}28'S$  e  $48^{\circ}28' - 48^{\circ}50'W$ ), que é considerado o maior complexo estuarino do Estado de Santa Catarina (Fig. 1), com uma área de aproximadamente  $160 \text{ km}^2$  (CREMER, 2007). Sua bacia hidrográfica atinge mais de  $1.560 \text{ km}^2$ , drenando os terrenos dos seus seis municípios do entorno: São Francisco do Sul, Itapoá, Barra do Sul, Araquari, Joinville e Garuva (CREMER, 2000). Possui 83 ilhas, lajes, planícies de maré e recebe o aporte de vários rios, sendo considerado, contudo, um estuário de condições homogêneas (IBAMA, 1998).

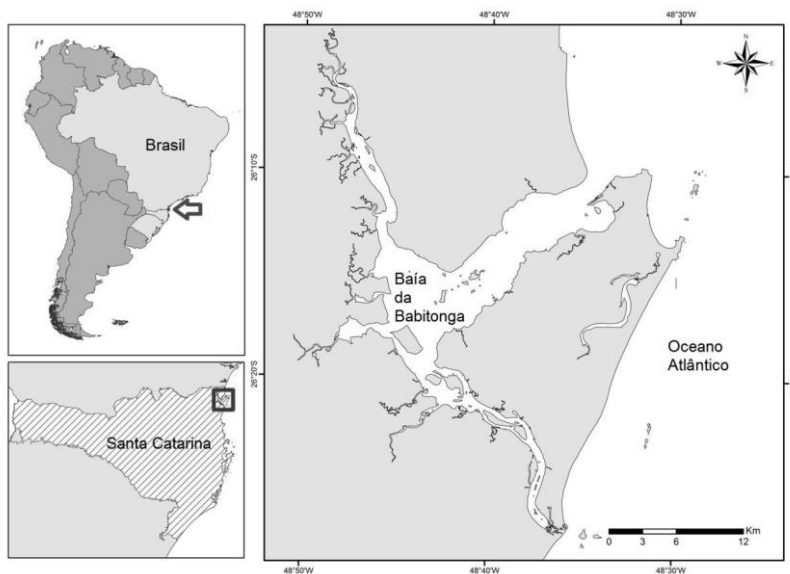


Figura 1: Baía da Babitonga, localizada no litoral norte do Estado de Santa Catarina, sul do Brasil.

Possui um regime semidiurno de micromarés, ou seja, dois ciclos diários bem definidos de enchentes e vazantes durante marés de sizígia, atingindo amplitude de maré máxima inferior a 2 m (DHN, 2007). Tem dominância de maré enchente com amplificação nas áreas mais interiores por efeito do estreitamento do canal principal (TRUCCOLO & SCHETTINI, 1999). Com aproximadamente 3,8 km de largura e 92

profundidades de até 28 m, o canal principal na direção NE/SW passou a ser a única conexão da baía com o mar aberto desde o fechamento do eixo sul, conhecido como Canal do Linguado, para a construção da rodovia de acesso à Ilha de São Francisco do Sul em 1937 (BARBOSA & MAZZER, 2003).

O fluxo de embarcações é constante, com fins turísticos e para transporte de passageiros e cargas que acessam os portos de São Francisco do Sul e Itapoá (CREMER, 2000). A ocupação desordenada das margens e o despejo de efluentes domésticos e industriais, além da especulação de novos empreendimentos portuários na região, ameaçam o funcionamento deste ecossistema, a sustentabilidade das atividades de pesca e maricultura, bem como o futuro das populações de cetáceos (CREMER, 2007).

### ***Coleta de dados de distribuição***

As distribuições de toninhas e botos-cinza foram analisadas utilizando uma base de dados georeferenciada obtida pelo monitoramento das populações ao longo de vários anos, através de varreduras (*survey*), adaptado de MANN (1999). O objetivo desse método é obter uma “fotografia” da distribuição dos golfinhos, percorrendo toda a área da baía no menor tempo possível. Duas rotas pré-estabelecidas foram percorridas simultaneamente por duas embarcações com velocidade constante de cerca de 20 km/h, cada uma com pelo menos dois observadores (Fig. 2). Diferentes embarcações foram utilizadas ao longo dos anos, sendo duas de alumínio com 5 e 5,5 metros de comprimento e motores de popa de 15Hp e 60Hp, respectivamente e um inflável com 6 metros de comprimento e motor de popa de 200Hp.

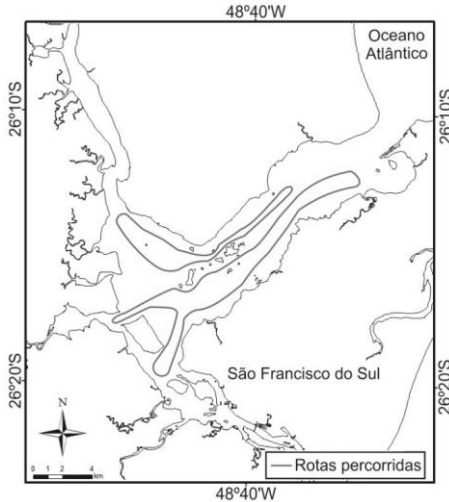


Figura 2: Rotas pré-estabelecidas percorridas durante o monitoramento das populações de cetáceos na Baía da Babitonga.

Toda vez que um grupo de golfinhos foi avistado registrou-se o horário e as coordenadas geográficas do grupo e contabilizado o número de indivíduos. Para auxiliar no avistamento dos golfinhos utilizou-se binóculos Bushnell 7x50. Através da Tábua de Marés publicada pela Capitania dos Portos (São Francisco do Sul), foi obtido o estado da maré durante cada registro de grupos de golfinhos. Foram adotadas as seguintes categorias de maré: início da enchente (E1), final da enchente (E2), início da vazante (V1) e final da vazante (V2). Para tanto, cada período de maré foi dividido ao meio, sendo considerada a primeira metade como início e a segunda metade como final, tanto de enchentes quanto vazantes.

A periodicidade das varreduras também variou. Entre os anos de 2004 e 2009 foram feitas de uma a quatro amostragens em campo por mês, sendo que em alguns meses não foi possível realizar as varreduras. A partir do mês de março de 2011 as varreduras passaram a ser feitas de forma sistemática, sendo realizadas pelo menos duas vezes por mês. Não foram realizadas varreduras com condições de mar acima da escala Beaufort 1, pois são consideradas condições desfavoráveis para o avistamento de toninhas (CREMER & SIMÕES-LOPES, 2008).

### ***Padrões de distribuição***

Para analisar os padrões de distribuição dos golfinhos foram adotadas diferentes métricas de grupos e da população. Inicialmente, foram gerados mapas das áreas de uso considerando todos os grupos de cada espécie avistados em cada período de maré. Para tanto, foi utilizada a densidade de Kernel a 50% e 95%, com tamanho de banda determinado pelo método de *least squares cross-validation* (LSCV), considerado o mais eficaz por selecionar o raio com o mínimo erro estimado (SEAMAN & POWELL, 1996; POWELL, 2000). O estimador de densidade Kernel leva em consideração a intensidade da distribuição das amostras na área (LAVER, 2005). Estimando a área com 95% das posições geográficas registradas, pode-se observar a área de uso com exclusão de registros *outliers*, enquanto que considerando a densidade com 50% das coordenadas registradas podem-se identificar as principais áreas de contração. O estimador Kernel é indicado para análises de indivíduos, porém no presente trabalho optou-se por utilizar esse método para a distribuição de grupos buscando-se evidenciar padrões gerais. As análises de densidade foram conduzidas com a extensão “*Animal Movement Analyst*” (HOOGE & EICHENLAUB, 1997) no programa ArcView 9.3 e os mapas gerados em ArcGIS 10.2.

Em seguida, foram plotadas as posições geográficas dos grupos de toninhas e botos-cinza registrados e então gerado um *buffer* para cada registro, ou seja, uma área circular ao redor dos pontos. Para calcular o raio do *buffer*, foi levado em consideração o tamanho aproximado de cada uma das espécies de golfinho ( $CA$ ), sendo considerado 1,5 m para a toninha (BERTOZZI, 2009) e 2 m para o boto-cinza (FLORES, 2002); o número de indivíduos por grupo ( $N$ ) e uma constante ( $\alpha$ ), sendo considerado  $\alpha = 5$ , e então calculado como:  $buffer = CA * N * \alpha$ . A utilização dessa constante no cálculo tem por objetivo expressar o alcance de percepção do ambiente pelos golfinhos. Como não existem dados específicos na literatura em relação a isso, optou-se por padronizar o valor de  $\alpha$  para ambas as espécies. Com base na carta náutica e na caracterização morfosedimentar da Baía da Babitonga (VIEIRA et al., 2008), foram obtidos para cada *buffer* a profundidade média, declividade média e as distâncias em relação as ilhas, continente e da desembocadura do estuário. Para as distâncias em relação às ilhas e ao continente foi utilizada a distância euclidiana, enquanto que para a distância da desembocadura foi considerada a distância longitudinal, uma vez que esta medida foi considerada satisfatória para expressar

padrões de movimento em relação às correntes de maré, tendo em vista a fisionomia da área de estudo. As distâncias de ilhas e do continente foram analisadas separadamente pois representam feições diferenciadas de habitat. Enquanto as ilhas são circundadas por costões rochosos, a costa do continente nesta região estuarina é caracterizada por praias areno-lodosas e manguezais.

Considerando todos os registros diários de grupos de cada espécie, foi calculado um índice de dispersão populacional, adaptado do método de *Nearest Neighbor* (CLARK & EVANS, 1954), onde os valores médios observados ( $r_A$ ) e esperados ( $r_E$ ) das distâncias entre pontos vizinhos são utilizados para determinar se um conjunto de dados possui agrupamento. As distâncias esperadas são derivadas de um modelo CSR (*Complete Spatial Randomness*), que assume que os pontos são distribuídos de forma aleatória, baseados em uma distribuição de Poisson. O índice de dispersão de *Nearest Neighbor* (INN) foi então calculado como:

$$INN = r_A / r_E$$

Onde  $r_A$  é o valor médio das distâncias observadas de cada registro geográfico em relação ao “vizinho” mais próximo (NN), calculado como:

$$r_A = \sum r / N$$

Sendo  $r$  os valores de NN observados e  $N$  o número de grupos. Por sua vez,  $r_E$  é o valor esperado da distância NN, calculado como:

$$r_E = 1 / \left( 2 * \sqrt{(N/A)} \right)$$

Onde  $A$  é o tamanho da área de vida da cada espécie. Para determinar o tamanho da área de vida de cada espécie, presente no cálculo do índice de dispersão, foi utilizada a área estimada pela densidade Kernel a 95% considerando todos os registros de grupos de cada espécie. A interpretação do índice é:  $INN = 1$ , distribuição aleatória;  $INN < 1$ , distribuição agrupada; e  $INN > 1$ , distribuição uniforme. No entanto, como o foco da análise do INN foi direcionada



em nível de população e não registros pontuais de grupos, considerou-se apenas os dias em que foram registrados ao menos três grupos da espécie de golfinho a ser analisada e quando as condições de maré, de acordo com as classificações adotadas neste estudo, não se alteraram ao longo da varredura.

Para testar estatisticamente os resultados observados quanto à profundidade, declividade e as distâncias de ilhas, continente e da desembocadura do estuário em relação aos estados de maré, os dados foram analisados graficamente e transformados para  $\text{Log}_{10}(x+1)$  quando não foi verificada normalidade na distribuição e homogeneidade das variâncias (ZUUR et al., 2010). Em seguida, as variáveis foram submetidas a análises de variância (ANOVA) seguidas pelo teste de comparação múltipla de médias de Tukey. A comparação entre a dispersão dos grupos em relação aos estados de maré foi verificada pelo teste do Qui-quadrado. Para todas estas análises, o intervalo de confiança utilizado foi de 5% (ZAR, 1999). As análises estatísticas e o cálculo do *INN* foram realizados no programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2014).

### ***Coleta de presas***

Para analisar a disponibilidade de presas dos golfinhos em diferentes locais e condições de maré, foram realizadas coletas no mês de janeiro de 2014. As presas foram coletadas com uma embarcação artesanal de pesca com motor de centro de 60 Hp, equipada para realizar arrasto de fundo com duas redes de portas simultaneamente, com aproximadamente seis metros de abertura entre as portas. As redes, com malha de 1,5 cm entre nós adjacentes, são consideradas pouco seletivas (BRANCO, 1999). Cada lance teve 5 min de duração e o arrasto seguiu sempre o sentido da corrente. Simultaneamente, também foram realizados cercos de praia com redes do tipo picaré e tração manual. Estas redes possuíam 70 m de comprimento, 2 m de altura e a mesma malha das redes de arrasto, com 1,5 cm entre nós adjacentes. Cada cerco teve 5 min de duração, seguindo a direção da corrente, com réplicas equivalentes as do arrasto de fundo.

Os locais de amostragem foram determinados de acordo com o conhecimento prévio das áreas de vida das populações de golfinhos dentro do estuário (CREMER, 2007; CREMER et al., 2011; PAITACH et al., 2013). Assim, foram realizadas coletas o mais próximo possível das áreas nucleares de ocorrência de toninhas (Ilha da Rita – IR) e

botos-cinza (Laranjeiras – LJ), além de outro local com feição de costa semelhante aos dois outros pontos, porém onde raramente ocorrem golfinhos (Praia de Itapoá – PI) (Fig. 3). As coletas foram feitas em marés de sizígia (lua nova), quando a variação é mais evidente e os períodos de maré são mais prolongados (GARRISON, 2002). Os dias das coletas foram selecionados de acordo com a tábua de marés publicada para o Porto de São Francisco do Sul (DHN, 2014) e validado em campo. Os períodos amostrados foram: início da enchente (E1), final da enchente (E2), início da vazante (V1) e final da vazante (V2), seguindo os mesmos critérios de classificação adotados na análise de distribuição dos golfinhos. Foram realizadas quatro réplicas, em cada um dos três locais de amostragem, em cada um dos quatro períodos de maré, sendo feito simultaneamente um arrasto de fundo e um cerco de praia. Todo material foi coletado em sacos plásticos devidamente identificados e acondicionados em um congelador, sendo posteriormente transportados e depositados em um container frigorífico.

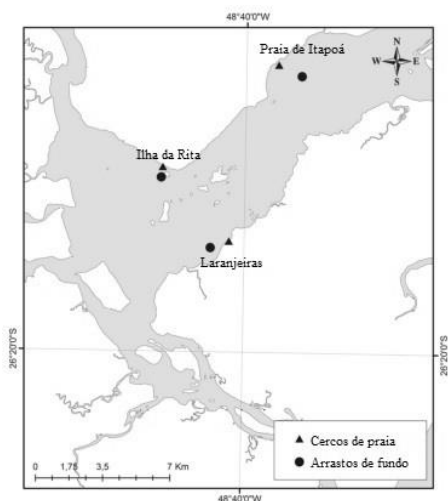


Figura 3: Pontos de coletas da ictiofauna na Baía da Babitonga.

### ***Caracterização da ictiofauna***

Os indivíduos coletados foram identificados em nível de espécie, utilizando literatura especializada (FIGUEIREDO & MENEZES, 1978, 1980, 2000; MENEZES & FIGUEIREDO, 1980, 1985). Foram medidos o comprimento total e o peso de cada indivíduo, sendo que as espécies

que apresentaram mais de trinta exemplares em uma amostra, apenas trinta foram selecionados aleatoriamente e os demais contabilizados e pesados para obtenção da abundância e biomassa total.

Para caracterizar a assembleia de peixes coletados na Baía da Babitonga foi analisado para cada amostra o número de indivíduos, biomassa total, número de espécies, além dos índices de riqueza de Margalef (D), diversidade de Shannon (H') e uniformidade de Pielou (J'). Foi então calculada a média destas métricas de acordo com os locais amostrados e as condições de maré. Para testar as variações da ictiofauna em relação aos locais amostrados e as condições de maré, bem como a interação entre estes fatores, os dados foram transformados para  $\text{Log}_{10}(x+1)$  e aplicado a ANOVA bi-fatorial seguida pelo teste *post hoc* de Tukey, uma vez que as premissas foram verificadas. Os testes foram feitos no programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2014).

### ***Disponibilidade alimentar***

Visando analisar a disponibilidade de presas da toninha e do boto-cinza, foram selecionadas as espécies encontradas na dieta dos golfinhos na região da Baía da Babitonga (Capítulo 1). Foi calculado para a assembleia total de presas de cada um dos golfinhos, seguindo as categorias de maré e locais de amostragem, a abundância, biomassa total e número de espécies. Em seguida, as variações de abundância e biomassa foram testadas aplicando uma ANOVA bi-fatorial seguida pelo teste *post hoc* de Tukey com os dados transformados ( $\text{Log}_{10}(x+1)$ ).

Para analisar separadamente a disponibilidade das principais espécies de presas dos golfinhos, foi calculado um índice de importância (II), levando em consideração a importância de presas na dieta dos golfinhos (ver: Cap. 1), bem como a disponibilidade das espécies no ambiente, e então calculado como:  $\text{II}\% = (\text{IIR} + \text{IDR}) / \text{somatória do II de todas as espécies-presa} * 100$ , onde IIR é o índice de importância relativa de cada espécie na dieta e IDR é o índice de disponibilidade do recurso, calculados como:

$$\text{IIR} = \text{FN}_D\% * \text{FO}_D\%$$

$$\text{IDR} = (\text{FN}_A\% + \text{B}\%) * \text{FO}_A\%$$

Sendo FN% a frequência numérica da presa no ambiente (A) e na dieta (D), B% é a biomassa relativa da presa no ambiente e FO% a

frequência de ocorrência da presa no ambiente ( $A$ ) e na dieta ( $D$ ). Assim, foram selecionados os seis gêneros de presas de maior II para cada golfinho, considerando a soma dos II das presas por gênero. Considerando apenas a abundância de cada um dos principais gêneros selecionados, de acordo com os locais e condições de maré, foi realizada uma ANOVA bi-fatorial seguida pelo teste *post hoc* de Tukey com os dados transformados ( $\text{Log}_{10}(x+1)$ ).

A Análise de Redundância (RDA) foi aplicada para dados estandardizados de abundância, considerando todas as presas dos golfinhos, para se verificar a relação das espécies com os locais amostrados e condições de maré. Optou-se por realizar esta análise sem a espécie *Cathorops spixii*, que devido a sua elevada dominância nas amostras poderia dificultar a visualização das demais espécies. Foi gerado um diagrama bi-plot dos componentes e fatores para demonstrar os padrões observados entre as diferentes redes utilizadas, áreas de coleta e estados de maré (LEGENDRE & LEGENDRE, 1998). O resultado foi testado através de permutações (999) que simularam cenários aleatórios da contribuição de cada eixo da análise, sendo considerado significativo quando o cenário observado aconteceu em menos de 5% dos casos (MANLY, 1992).

Todos os testes de disponibilidade alimentar foram feitos no programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2014).

### ***Relações entre predadores e presas***

Finalmente, para analisar a relação entre as métricas de distribuição dos golfinhos (INN, profundidade, declividade, distâncias da costa, do continente e da desembocadura da baía, Kernel 95% e 50%) com a disponibilidade alimentar (abundância da assembleia total de presas e de cada um dos seis gêneros de maior impacto) foi utilizado o teste de correlação de Spearman, com intervalo de confiança de 5% (ZAR, 1999). Correlações maiores que 0,6 ou menores que -0,6 foram consideradas fortes, sendo que valores positivos representam correlações diretas e valores negativos são correlações inversas (CALLEGARI-JACQUES, 2003).

Embora as coletas ictiológicas tenham sido realizadas apenas no mês de janeiro (verão), optou-se por realizar estas análises com todas as presas registradas na dieta, uma vez que não foram observadas diferenças na dieta da toninha entre as estações e as variações sazonais

na dieta do boto-cinza não foram consideradas elevadas (Cap. 1). Os testes foram feitos em R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2014).

## RESULTADOS

### *Perfil da amostra*

Ao longo dos anos de monitoramento foram registrados 327 grupos de toninhas, dos quais 106 foram na maré E1, 79 na E2, 68 na V1 e 73 na V2. Em relação às análises do índice de *Nearest Neighbor* (INN), 72 dias de esforços de campo corresponderam aos critérios adotados (varreduras com ao menos três grupos registrados e condição de maré constante) e puderam ser utilizados nesta análise, sendo 24 da maré E1, 15 da E2, 18 da V1 e 15 da V2. Quanto ao boto-cinza, 507 grupos foram registrados, dos quais 235 são da maré E1, 172 da E2, 85 da V1 e 131 da V2. O número de dias que corresponderam aos critérios adotados para a análise do INN foi 103, sendo 33 na maré E1, 31 na E2, 13 na V1 e 26 na V2.

Em relação às coletas de presas, foram realizados 39 arrastos de fundo e 39 cercos de praia, totalizando 78 amostras coletadas, sendo 22 na maré E1, 24 na E2, 24 na V1 e 8 na V2. No ponto PI não foi possível a realização de nenhuma coleta na maré V2, devido a questões meteorológicas. Pelos mesmos motivos apenas duas réplicas puderam ser coletadas nos pontos IR e LJ na maré V2. Uma das quatro réplicas do ponto IR na maré E1 teve que ser desconsiderada devido a problemas técnicos durante o procedimento de arrasto que podem ter comprometido a coleta.

### *Padrões de distribuição*

A distribuição das toninhas na Baía da Babitonga restringiu-se a região central do estuário, próximo às ilhas (Fig. 4). Em relação às condições de maré, com o estimador de densidade Kernel a 95% a maior área abarcada pelas toninhas foi no início da maré vazante ( $V1 = 20,6 \text{ km}^2$ ) e a menor no início da enchente ( $E1 = 10,4 \text{ km}^2$ ), enquanto que utilizando o Kernel 50% a maior área foi no início da vazante ( $V1 = 3,5 \text{ km}^2$ ) e a menor no final da vazante ( $V2 = 1 \text{ km}^2$ ). As áreas de concentração, estimadas pelo Kernel 50%, permitiram identificar três manchas de concentração da população, uma mais a leste da distribuição, uma central, e outra a oeste, todas de tamanho e formato

similar. No final da vazante (V2) e início da enchente (E1) apenas a mancha central aparece, enquanto que no final da enchente (E2) apenas a mancha oeste fica aparente e no início da vazante (V1) as três manchas podem ser visualizadas.

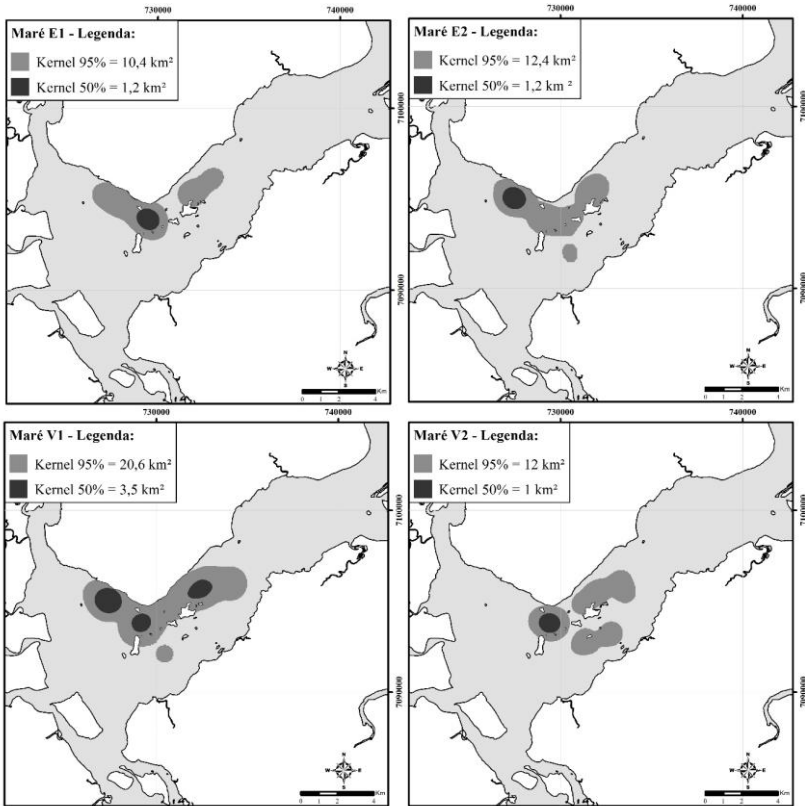


Figura 4: Distribuição da toninha, *Pontoporia blainvillei*, na Baía da Babitonga de acordo com as condições de maré, estimada pelo método de densidade Kernel a 50% e 95% (E1 = início da enchente; E2 = final da enchente; V1 = início da vazante; e V2 = final da vazante).

O boto-cinza apresentou distribuição mais ampla na área de estudo, embora ainda restrita, com concentração na região central e ao sul das ilhas (Fig. 5). A maior área estimada pela densidade Kernel a 95% foi no início da maré vazante (V1 = 64,2 km<sup>2</sup>) e a menor no final

da vazante ( $E1 = 30,2 \text{ km}^2$ ). Da mesma forma, a maior área pelo Kernel 50% foi no início da vazante ( $V1 = 9,8 \text{ km}^2$ ) e a menor no final da vazante ( $V2 = 2,3 \text{ km}^2$ ). O boto-cinza apresentou uma concentração na região central da baía, que se manteve em todos os períodos de maré, porém com tamanho e formato variável. Também pode-se observar uma mancha a noroeste da distribuição da espécie, que ocorre no início da maré vazante ( $V1$ ).

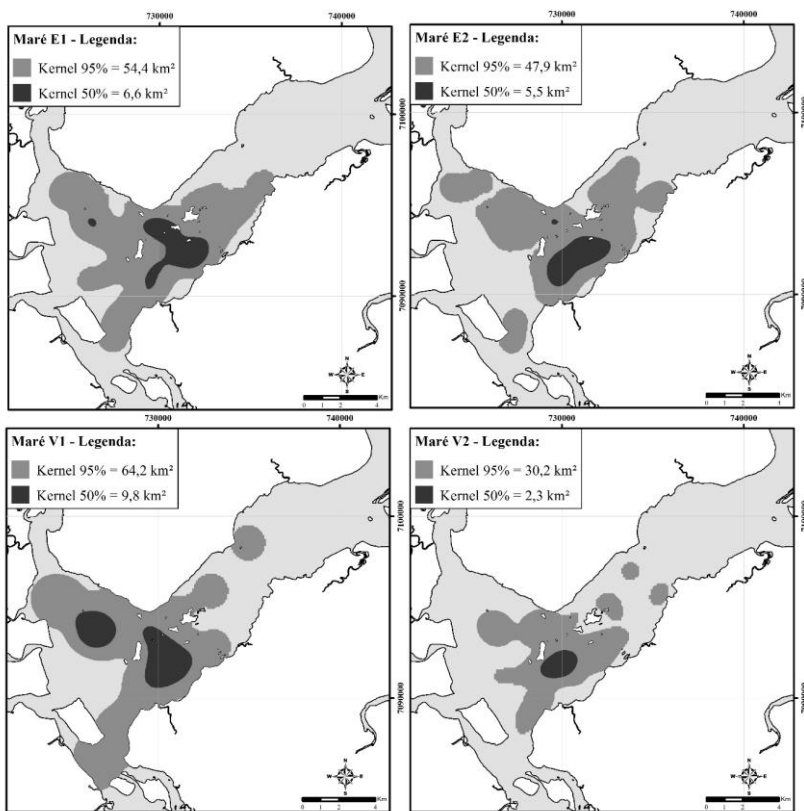


Figura 5: Distribuição do boto-cinza, *Sotalia guianensis*, na Baía da Babitonga de acordo com as condições de maré, estimada pelo método de densidade Kernel a 50% e 95% (E1 = início da enchente; E2 = final da enchente; V1 = início da vazante; e V2 = final da vazante).

Dentre os descritores ambientais da distribuição das toninhas, profundidade ( $F = 3,522$ ,  $p = 0,015$ ), declividade ( $F = 3,695$ ,  $p = 0,012$ ), distância da boca da baía ( $F = 9,169$ ,  $p < 0,001$ ), distância de ilhas ( $F = 3,088$ ,  $p = 0,027$ ) e distância do continente ( $F = 6,696$ ,  $p < 0,001$ ) variaram significativamente entre os períodos de maré analisados. Pode-se constatar que no final da maré vazante as toninhas utilizaram áreas de maior profundidade, com maior declividade e se mantiveram a uma menor distância da boca da baía, mais próximas de ilhas e mais distantes do continente (Fig. 6).

Em relação à distribuição do boto-cinza, valores de profundidade ( $F = 2,842$ ,  $p = 0,037$ ), distância da boca da baía ( $F = 6,138$ ,  $p < 0,001$ ) e distância do continente ( $F = 4,512$ ,  $p = 0,003$ ) foram significativamente diferentes entre os estados de maré. Não foi encontrada uma variação significativa em relação à declividade ( $F = 0,846$ ,  $p = 0,469$ ). Embora a ANOVA tenha demonstrado uma variação significativa dos valores de distância de ilhas ( $F = 2,666$ ,  $p = 0,047$ ), o teste *post-hoc* não identificou diferenças entre os grupos. Pode-se observar que no final da maré enchente o boto-cinza utilizou áreas de maior profundidade, menor declividade e mais próximas na boca da baía, enquanto que no final da vazante os animais se mantiveram mais distantes do continente (Fig. 7).



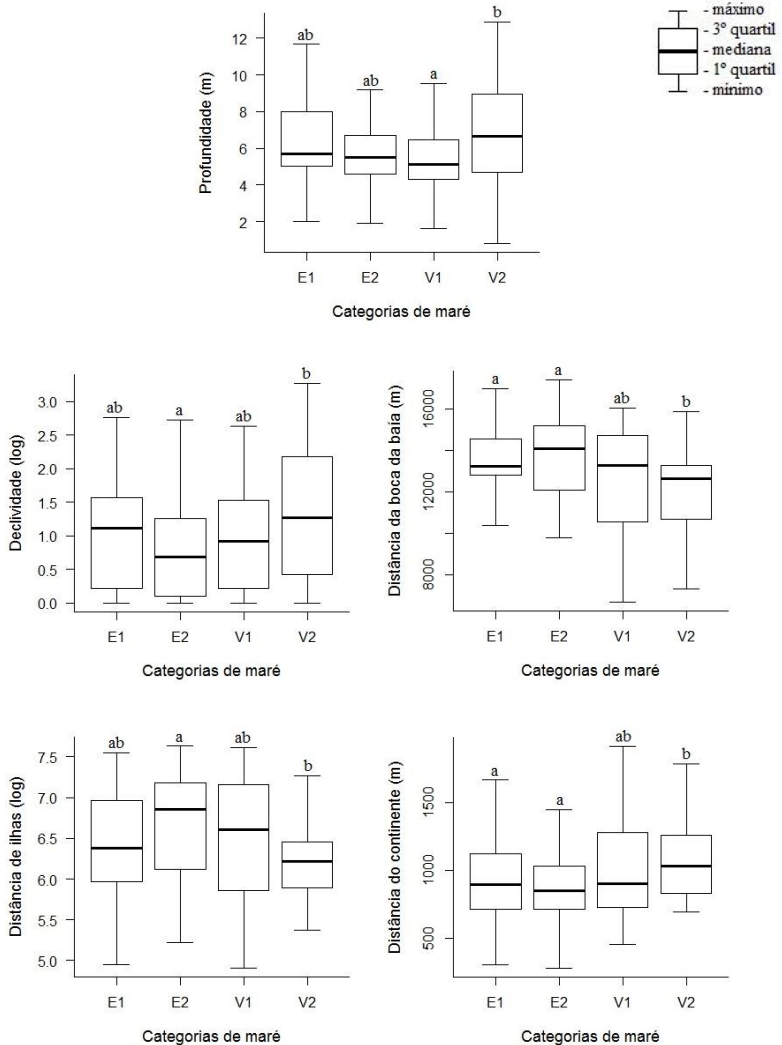


Figura 6: Variações dos valores de profundidade, declividade e distâncias da boca da baía, de ilhas e do continente na distribuição de *Pontoporia blainvillei* em relação às condições de maré na Baía da Babitonga (E1 = começo da enchente, E2 = final da enchente, V1 = começo da vazante e V2 = final da vazante). Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas.

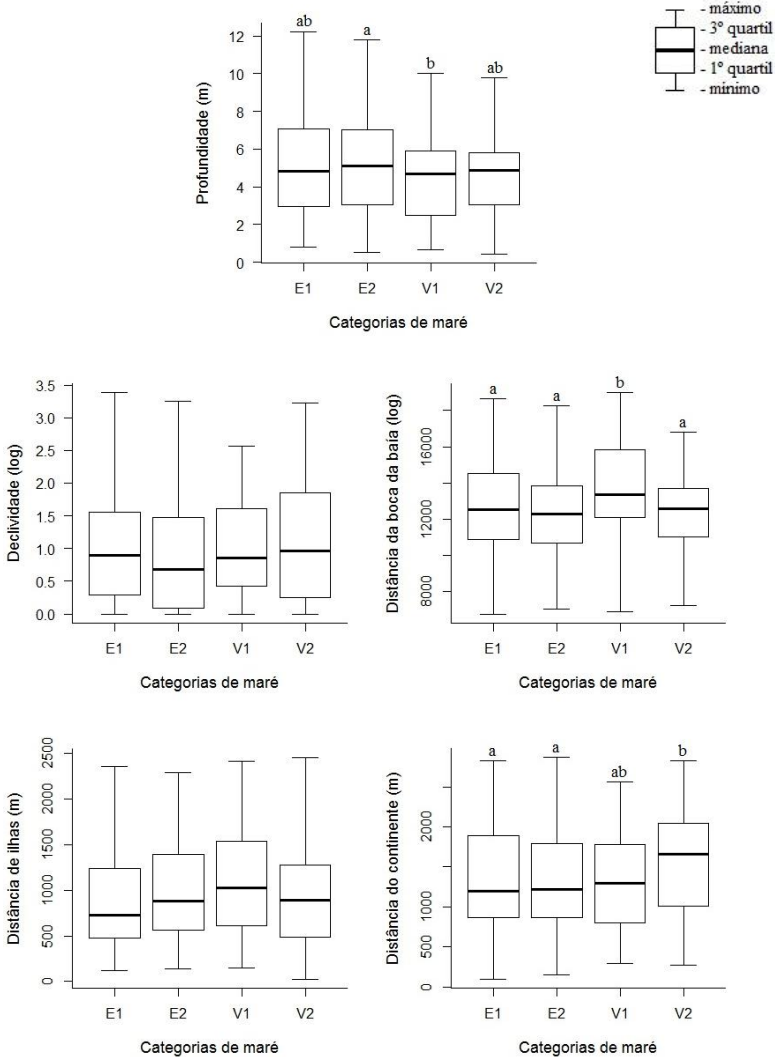


Figura 7: Variações dos valores de profundidade, declividade e distâncias da boca da baía, de ilhas e do continente na distribuição de *Sotalia guianensis* em relação às condições de maré na Baía da Babitonga (E1 = começo da enchente, E2 = final da enchente, V1 = começo da vazante e V2 = final da vazante). Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas.

Não foram encontradas variações significativas da dispersão dos grupos de toninhas ( $p = 0,801$ ) e botos-cinza ( $p = 0,421$ ) em relação aos ciclos de maré. Porém, realizando uma análise visual dos gráficos, é possível observar que para a toninha a mediana dos valores diários do índice de *Nearest Neighbor* foi superior a 1 no final da maré enchente (E2) e início da maré vazante (V1), o que pode representar uma tendência a distribuição uniforme da população durante o período de estofa da maré cheia (preamar), enquanto que os valores inferiores a 1 observados no final da vazante (V2) e início da enchente (E1) podem apontar uma tendência de agrupamento da população no estofa da maré baixa (baixa-mar). Os valores da dispersão dos grupos de boto-cinza, por outro lado, foram menores que 1 durante todos os períodos de maré, com oscilação da mediana, com tendência da população sempre agregada (Fig. 8).

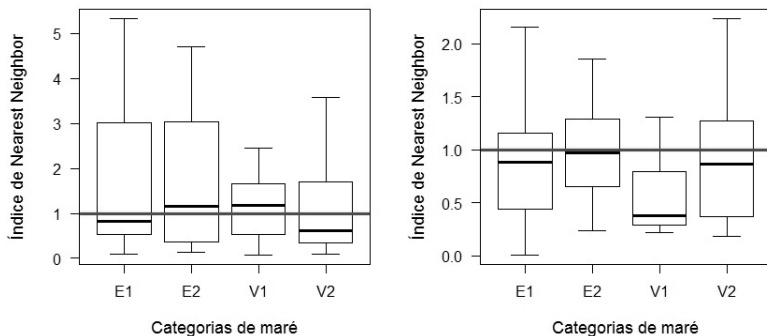


Figura 8: Índice de *Nearest Neighbor* (INN) observado para *Pontoporia blainvillei* (esquerda) e *Sotalia guianensis* na Baía da Babitonga em relação as condições de maré (E1 = começo da enchente, E2 = final da enchente, V1 = começo da vazante e V2 = final da vazante). Valores maiores que 1 indicam distribuição uniforme, enquanto que valores menores que 1 indicam distribuição agrupada.

### **Caracterização da ictiofauna**

Foram coletados 15.565 exemplares, dos quais 14.087 foram capturados no arrasto de fundo e 1.478 nos cercos de praia. Os exemplares foram agrupados em 82 espécies, distribuídas em 29 famílias de peixes ósseos e três de peixes cartilagosos totalizando 322 kg de biomassa amostrada. As famílias mais representativas em número

de espécies foram Sciaenidae, Carangidae e Engraulidae, com dezesseis, sete e seis espécies respectivamente, seguidas por Gerreidae e Tetraodontidae, cada uma com cinco espécies e, Mugilidae e Ariidae, com quatro espécies cada. As espécies que apresentaram maior número de indivíduos foram *Cathorops spixii* (N = 6.584), *Stellifer rastrifer* (N = 3.199), *Chloroscombrus chrysurus* (N = 682), *Pellona harroweri* (N = 631) e *Micropogonias furnieri* (N = 625). Em relação à biomassa, as espécies mais representativas foram *Cathorops spixii* (131,51 kg), *Stellifer rastrifer* (58,83 kg), *Sphoeroides testudineus* (27,43 kg), *Genidens genidens* (11,60 kg) e *Micropogonias furnieri* (10,76 kg) (Tabela 1 - ANEXOS).

Em relação aos locais de amostragem, a maior abundância e biomassa médias foram registradas no ponto IR (N = 1.611, B = 20,37 kg), ao passo que o ponto PI apresentou os menores valores (N = 215, B = 4,95 kg). O maior número médio de espécies também foi registrado em IR (58) e o menor foi em LJ (17). O ponto IR teve maior riqueza (D = 9,7), diversidade (H' = 4,9) e uniformidade (J' = 1,7). Quanto às condições de maré, os maiores valores médios de abundância e biomassa foram observados no final da maré vazante (V2: N = 828, B = 20,4 kg), tendo ocorrido uma diminuição no início da maré enchente (E1: N = 507, B = 10,2 kg), seguida de valores menores no final da enchente (E2: N = 199, B = 4,2 kg) e voltando a aumentar no início da vazante (V1: N = 257, B = 6,5 kg). A maior riqueza (D = 3,6), diversidade (H' = 2,1) e uniformidade (J' = 0,7) foram observadas no final da maré enchente (E2) (Tabela 1).

Tabela 1: Médias e desvios padrão dos números de indivíduos (N), biomassa (B), números de espécies (N.sp), riqueza (D), diversidade (H') e uniformidade (J') da assembleia de peixes coletada na Baía da Babitonga de acordo com as condições de maré e locais de amostragem.

	N	B (kg)	N.sp	D	H'	J'	
Maré	E1 - Início da enchente	507 ± 803	10,2 ± 12,1	19 ± 5	3,3 ± 0,6	1,9 ± 0,5	0,6 ± 0,2
	E2 - Final da enchente	199 ± 131	4,2 ± 1,8	20 ± 6	3,6 ± 1,1	2,1 ± 0,5	0,7 ± 0,1
	V1 - Início da vazante	356 ± 310	6,5 ± 5,2	17 ± 5	2,8 ± 0,9	1,6 ± 0,6	0,6 ± 0,2
	V2 - Final da vazante	828 ± 389	20,4 ± 8,8	21 ± 4	3 ± 0,5	1,1 ± 0,5	0,4 ± 0,2
Local	IR - Ilha da Rita	1611 ± 756	32,2 ± 13	58 ± 6	9,7 ± 1,1	4,9 ± 0,7	1,7 ± 0,2
	LJ - Laranjeiras	333 ± 314	7,1 ± 5,5	17 ± 4	2,9 ± 0,8	1,8 ± 0,5	0,6 ± 0,2
	PI - Praia de Itapoá	215 ± 124	4,9 ± 2,4	19 ± 5	3,4 ± 1	2 ± 0,5	0,7 ± 0,1

A abundância da assembleia não variou significativamente em relação aos locais de amostragem (F = 2,389, p = 0,110), porém foi

significativa quanto aos estados de maré ( $F = 3,251$ ,  $p = 0,036$ ), tendo também variação significativa na interação entre estes fatores ( $F = 3,727$ ,  $p = 0,010$ ). A variação da biomassa da assembleia foi significativa entre locais, condições de maré, bem como na interação entre os fatores ( $F_{\text{locais}} = 3,693$ ,  $p = 0,037$ ;  $F_{\text{maré}} = 8,066$ ,  $p < 0,001$ ;  $F_{\text{locais*maré}} = 4,993$ ,  $p = 0,002$ ). A riqueza não diferiu entre locais, marés ou na interação dos fatores ( $F_{\text{locais}} = 1,243$ ,  $p = 0,303$ ;  $F_{\text{maré}} = 1,909$ ,  $p = 0,151$ ;  $F_{\text{locais*maré}} = 2,175$ ,  $p = 0,085$ ). Também não houve diferenciação em relação aos locais, tanto para diversidade ( $F = 1,254$ ,  $p = 0,300$ ) quanto para uniformidade ( $F = 2,026$ ,  $p = 0,150$ ), porém, ambos os fatores diferiram em relação à maré (diversidade:  $F = 4,797$ ,  $p = 0,008$ ; uniformidade:  $F = 5,066$ ,  $p = 0,006$ ) e na interação entre maré e os locais (diversidade:  $F = 2,700$ ,  $p = 0,041$ ; uniformidade:  $F = 2,750$ ,  $p = 0,038$ ) (Fig. 9).

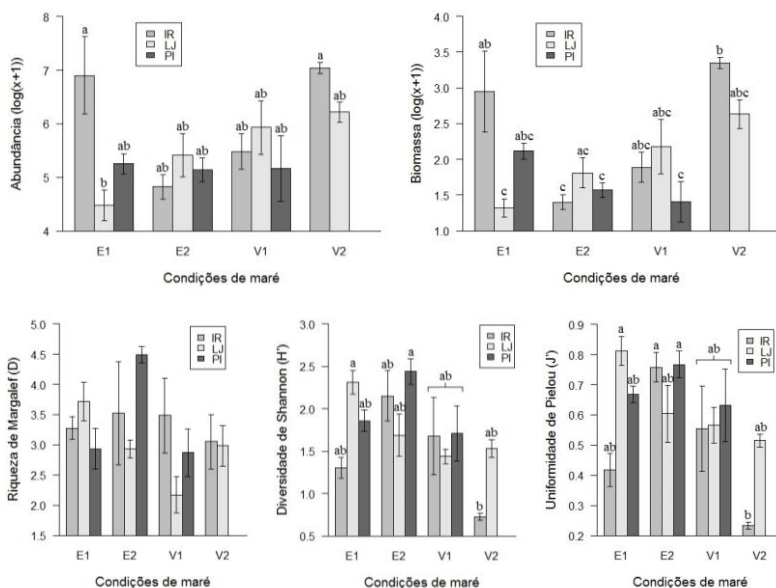


Figura 9: Variações das abundâncias, biomassas, riquezas, diversidades e uniformidades da assembleia de peixes na Baía da Babitonga de acordo com as condições de maré e locais de amostragem (E1 = início da enchente; E2 = final da enchente; V1 = início da vazante; V2 = final da vazante; IR = Ilha da Rita; LJ = Laranjeiras; PI = Praia de Itapoá). Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas.

### Disponibilidade alimentar

Dentre as 82 espécies icticas amostradas, 25 fazem parte da dieta dos golfinhos da Baía da Babitonga (Cap. 1), sendo 15 presas da toninha, 20 do boto-cinza e 10 espécies comuns a ambos predadores. Todas as espécie-presa da toninha e do boto-cinza amostradas neste estudo, juntamente com seus respectivos índices de importância (II), estão listadas na Tabela 2.

Tabela 2: Presas da toninha e do boto-cinza coletadas na Baía da Babitonga com as respectivas frequências numérica (FN%) e de ocorrência (FO%), biomassa relativa (B%) e os índices de impacto, que levam em conta a disponibilidade de cada presa no ambiente e a importância na dieta de cada predador.

Presa	FN%	FO%	B%	Índice de Impacto	
				<i>P. blainvillei</i>	<i>S. guianensis</i>
<i>Achirus lineatus</i>	0,58	32,89	0,87	-	1,00
<i>Anchoa filifera</i>	0,29	18,42	0,26	1,42	0,36
<i>Cathorops spixii</i>	54,42	35,53	40,91	-	55,42
<i>Cetengraulis edentulus</i>	0,03	3,95	0,06	0,93	0,34
<i>Citharichthys arenaceus</i>	1,20	47,37	0,92	-	1,38
<i>Citharichthys spilopterus</i>	0,15	10,53	0,08	-	0,50
<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i>	0,01	1,32	0,01	0,34	-
<i>Cynoscion acoupa</i>	0,01	1,32	0,07	-	0,30
<i>Cynoscion jamaicensis</i>	0,77	6,58	0,15	0,30	-
<i>Cynoscion leiarchus</i>	1,55	27,63	0,31	1,14	0,91
<i>Cynoscion microlepdotus</i>	0,01	1,32	0,00	0,09	-
<i>Diapterus rhombeus</i>	0,12	6,58	0,16	-	0,55
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	0,03	3,95	0,05	0,03	0,04
<i>Larimus breviceps</i>	0,09	9,21	0,09	0,05	0,06
<i>Lycengraulis grossidens</i>	0,09	3,95	0,04	0,16	-
<i>Menticirhus americanus</i>	0,95	50,00	2,03	-	2,39
<i>Micropogonias furnieri</i>	5,17	51,32	3,35	8,40	8,56
<i>Mugil curema</i>	0,12	3,95	0,16	-	4,14
<i>Mugil gaimardianus</i>	0,01	1,32	0,01	-	0,07
<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	0,68	26,32	0,66	0,99	-
<i>Pellona harroweri</i>	5,22	25,00	1,20	17,58	6,39
<i>Stellifer brasiliensis</i>	0,71	5,26	0,36	2,14	0,48
<i>Stellifer rastrifer</i>	26,44	14,47	18,30	63,32	14,17
<i>Symphurus tessellatus</i>	1,02	32,89	0,60	-	0,91
<i>Trichiurus lepturus</i>	0,09	9,21	0,20	0,13	2,02

A presa que apresentou a maior frequência numérica e massa relativa foi *Cathorops spixii*, seguida por *Stellifer rastrifer*, enquanto a maior frequência de ocorrência foi de *Micropogonias furnieri*, seguido por *Menticirhus americanos* e *Citharichthys arenaceus*.

Analisando a assembleia total de presas da toninha, o ponto IR apresentou maior abundância (N = 201) e biomassa (B = 3,93 kg). Em relação às condições de maré, a menor abundância e biomassa de presas da toninha foram registradas no final da enchente (E2: N = 79; B = 1,01 kg), ao longo da vazante houve um aumento gradativo, tendo sido registrado o maior valor no início da enchente (E1: N = 198; B = 3,75 kg) (Tabela 3).

Tabela 3: Médias e desvios-padrão da abundância, biomassa e número de espécies de presas de *Pontoporia blainvillei* na Baía da Babitonga de acordo com as condições de maré e locais de amostragem.

		Abundância	Biomassa (kg)	Número de sp.
<b>Maré</b>	E1 - Início da enchente	409 ± 790	7,2 ± 12,2	7 ± 3
	E2 - Final da enchente	114 ± 148	1,9 ± 2	8 ± 3
	V1 - Início da vazante	243 ± 315	4 ± 5,2	6 ± 2
	V2 - Final da vazante	776 ± 419	18,6 ± 8,8	9 ± 3
<b>Local</b>	IR - Ilha da Rita	552 ± 754	10,4 ± 13	8 ± 3
	LJ - Laranjeiras	256 ± 311	4,8 ± 5,5	7 ± 2
	PI - Praia de Itapoá	93 ± 103	1,8 ± 1,9	7 ± 3

A abundância de presas da toninha não variou significativamente entre os locais (F = 0,605, p = 0,554) e marés (F = 1,394, p = 0,268) isoladamente, mas variou considerando a interação entre estes dois fatores (F = 3,824, p = 0,01). Quanto a biomassa, não houve variação entre os locais amostrados (F = 1,896, p = 0,157), porém houve entre os estados de maré (F = 5,988, p = 0,007), bem como na interação entre os fatores (F = 7,944, p < 0,001). Os resultados indicam que a disponibilidade de presas da toninha varia em função da maré, mas estas variações podem ocorrer de maneiras diferentes em cada local (Fig. 10).

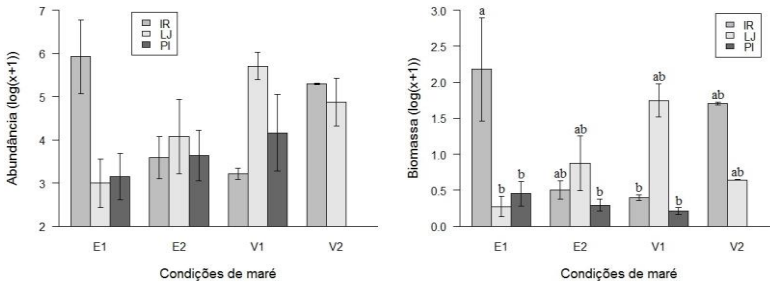


Figura 10: Variações das abundâncias e biomassas de presas da toninha (*Pontoporia blainvillei*) na Baía da Babitonga de acordo com as condições de maré e locais de amostragem (E1 = início da enchente; E2 = final da enchente; V1 = início da vazante; V2 = final da vazante; IR = Ilha da Rita; LJ = Laranjeiras; PI = Praia de Itapoá). Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas.

A assembleia de presas do boto-cinza apresentou maior abundância (N = 552) e biomassa (B = 10 kg) no local IR, enquanto que os menores valores foram registrados em PI (N = 93, B = 2 kg). Considerando as condições de maré, a maior abundância (N = 776) e biomassa (B = 19 kg) de presas foram observadas no final da vazante (V2), havendo uma diminuição no início da enchente, atingindo os menores valores no final da enchente (E2: N = 114, B = 2 kg) e voltando a aumentar no início da vazante. Os dados indicam maior disponibilidade dos recursos utilizados pelo boto-cinza quando a maré está baixa (período entre V2 e E1) e menor disponibilidade na maré cheia (período entre E2 e V1) (Tabela 4).

Tabela 4: Médias e desvios-padrão da abundância, biomassa e número de espécies de presas de *Sotalia guianensis* na Baía da Babitonga de acordo com as condições de maré e locais de amostragem.

	Abundância	Biomassa (kg)	Número de sp.	
<b>Maré</b>	E1 - Início da enchente	198 ± 400	3,7 ± 7,9	4 ± 2
	E2 - Final da enchente	79 ± 96	1 ± 1,3	4 ± 2
	V1 - Início da vazante	96 ± 149	1 ± 1,9	3 ± 2
	V2 - Final da vazante	175 ± 68	2,7 ± 2,1	4 ± 2
<b>Local</b>	IR - Ilha da Rita	201 ± 364	3,9 ± 7,2	5 ± 2
	LJ - Laranjeiras	115 ± 135	1,5 ± 2	3 ± 2
	PI - Praia de Itapoá	64 ± 100	0,4 ± 0,4	4 ± 2



A abundância de presas do boto-cinza variou apenas em relação às condições de maré ( $F = 3,511$ ,  $p = 0,028$ ), não havendo variações entre os locais amostrados ( $F = 2,128$ ,  $p = 0,137$ ) e na interação entre os fatores ( $F = 2,507$ ,  $p = 0,053$ ). Já em relação a biomassa, foram observadas variações em relação a maré ( $F = 8,235$ ,  $p < 0,001$ ) e na interação entre os fatores ( $F = 4,441$ ,  $p = 0,004$ ), embora também não tenha sido observado variação entre os locais ( $F = 3,171$ ,  $p = 0,057$ ). Os dados indicam que as variações da assembleia de presas do boto-cinza ocorrem principalmente em função da maré, mas a biomassa também está relacionada com os locais, sugerindo que presas de diferentes classes de tamanho podem utilizar setores distintos da baía (Fig. 11).

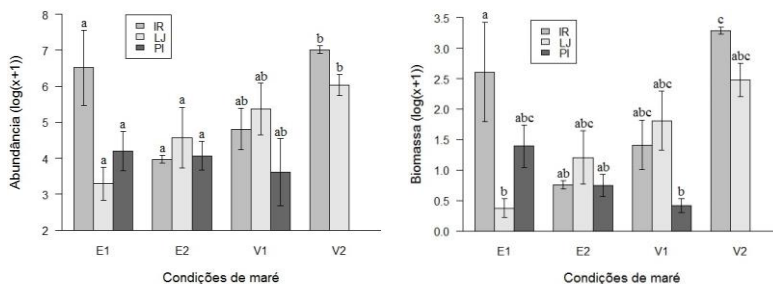


Figura 11: Médias das abundâncias e biomassas da assembleia de presas do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) na Baía da Babitonga de acordo com as condições de maré e locais de amostragem (E1 = início da enchente; E2 = final da enchente; V1 = início da vazante; V2 = final da vazante; IR = Ilha da Rita; LJ = Laranjeiras; PI = Praia de Itapoá). Letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas.

Considerando a soma do índice de impacto (II) das presas por gênero, os seis principais gêneros de presas da toninha amostradas na área de estudo foram: *Stellifer* (II = 65,5), *Pellona* (II = 17,6), *Micropogonias* (II = 8,4), *Anchoa* (II = 1,4), *Cynoscion* (II = 1,2) e *Paralanchurus* (II = 0,99). Para o boto-cinza, os seis principais gêneros selecionados foram: *Cathorops* (II = 55,4), *Stellifer* (II = 14,6), *Micropogonias* (II = 8,6), *Pellona* (II = 6,4), *Mugil* (II = 4,1) e *Citharichthys* (II = 1,9). Assim, três gêneros foram comuns às duas espécies de predadores: *Stellifer*, *Pellona* e *Micropogonias*. Todos os

valores de abundância e da análise de variância dos nove gêneros em relação as condições de maré e locais podem ser observados na Tabela 5.

Tabela 5: Abundância média dos nove gêneros de presas analisados separadamente, juntamente com os valores do teste (F) e significância (p) das análises de variância (ANOVA) por local, condição de maré e a interação entre estes fatores (IR = Ilha da Rita, LJ = Laranjeiras, PI = Praia de Itapoá, E1 = início da enchente, E2 = final da enchente, V1 = início da vazante, V2 = final da vazante).

Gênero	Maré						Local					Maré*Local	
	E1	E2	V1	V2	F	p	IR	LJ	PI	F	p	F	p
<i>Stellifer</i>	166,3	42,9	47,2	93,8	2,446	0,104	166,2	78,3	2,4	1,01	0,402	<b>4,486</b>	<b>0,003</b>
<i>Pellona</i>	0,4	8,6	31,2	37,5	2,674	0,086	1,6	11,4	37,5	1,466	0,245	0,802	0,557
<i>Cynoscion</i>	8,6	12,7	1,7	3,5	<b>3,393</b>	<b>0,047</b>	8,7	1,8	11,9	2,18	0,112	1,919	0,122
<i>Anchoa</i>	0,4	2,1	0,3	0,8	0,226	0,799	1,6	0,4	0,7	1,279	0,301	0,296	0,911
<i>Paralonchurus</i>	4,6	0,5	1,7	1,3	0,196	0,823	2,6	2,1	1,5	<b>2,955</b>	<b>0,049</b>	1,57	0,201
<i>Micropogonias</i>	17,2	11,3	12,7	37,3	0,248	0,861	18,5	20,0	8,7	1,816	0,181	<b>3,238</b>	<b>0,019</b>
<i>Mugil</i>	1,0	0,4	0,0	0,0	0,248	0,782	0,8	0,4	0,1	0,917	0,445	1,125	0,37
<i>Cathorops</i>	205,0	24,6	140,5	587,0	<b>9,477</b>	<b>&lt;0,001</b>	346,3	132,0	19,5	0,537	0,661	<b>5,453</b>	<b>0,001</b>
<i>Citharichthys</i>	2,1	5,8	4,7	3,8	1,676	0,205	4,8	2,3	5,8	<b>5,073</b>	<b>0,006</b>	0,901	0,494

O gênero *Stellifer* foi representado por *S. rastrifer* e *S. brasilienses*, duas espécies popularmente conhecidas como cangoás. *Pellona harroweri*, espécie de sardinha, foi a única representante do seu gênero. A corvina, *Micropogonias furnieri*, também foi a única representante do seu gênero. O gênero *Cynoscion*, reúne as espécies *C. jamaicensis*, *C. leycarcus* e *C. microlepdotus*, popularmente conhecidas como pescadas. A manjuba, *Anchoa filifera*, foi a única representante do seu gênero. *Paralonchurus brasiliensis*, o papa-terra, também foi o único representante do seu gênero. O gênero *Mugil* agregou as espécies de tainhas *M. curema* e *M. gaimardianus*. O bagre *Cathorops spixii* teve grande representatividade na assembleia total, fazendo com que a espécie apresentasse o maior índice de impacto entre as presas do boto-cinza no ambiente. Finalmente, o gênero *Citharichthys* foi composto pelas espécies de linguados *C. arenaceus* e *C. spilopterus*.

A análise de redundância (RDA) da abundância de presas explicou 82% (p = 0.001) da variação nos dois primeiros componentes (Fig. 12). O primeiro componente (66%, p < 0,05) foi positivamente relacionado com *A. filifera*, *D. rhombeus* e *M. curema*, que foram capturados principalmente no ambiente entre-marés (rede picaré), ao passo que *A. lineatus*, *C. leiarchus*, *M. americanus*, *M. furnieri*, *P. harroweri*, *S. rastrifer* e *S. tessellatus* se relacionaram negativamente ao

eixo, sendo espécies capturadas próximas ao fundo (rede de arrasto). O segundo componente (16%,  $p = 0,02$ ) foi positivamente relacionado com *M. furnieri*, *M. curema* e *S. rastrifer*, presas capturadas principalmente nos pontos IR e LJ, no final da maré vazante e início da enchente (baixa-mar), enquanto *C. arenaceus* e *P. harroweri* foram negativamente relacionados ao eixo, sendo mais capturados em PI e no final da maré enchente e início da vazante (preamar).

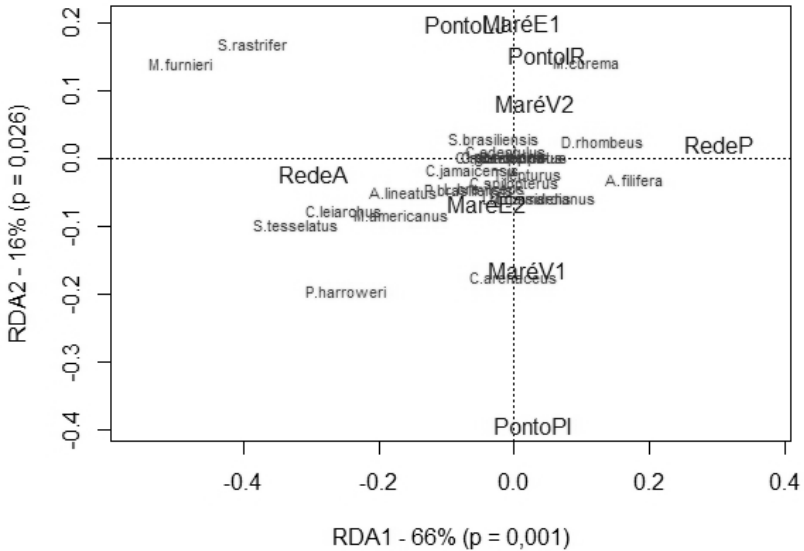


Figura 12: Análise de Redundância (RDA) da abundância de presas de toninhas e botos-cinza (sem *Cathorops spixii*) de acordo com as redes utilizadas na coleta (A = arrasto; P = picaré), áreas de amostram (IR = Ilha da Rita; LJ = Laranjeiras; PI = Praia de Itapoá) e condições de maré (E1 = início da enchente; E2 = final da enchente; V1 = início da vazante; V2 = final da vazante).

### Relações entre predadores e presas

Na análise das relações entre toninhas e suas presas, foi encontrada correlação significativa ( $p < 0,05$ ) apenas entre a abundância de *Micropogonias* e os valores de profundidade e declividade da distribuição de toninhas. Ainda assim, pode-se observar algumas correlações fortes que, possivelmente representam efeitos da dinâmica

entre toninhas e suas presas. Apenas a disponibilidade de *Anchoa* e *Paralonchurus* não apresentaram nenhuma correlação forte (Tabela 6).

Tabela 6: Correlação entre as métricas de distribuição da toninha (*Pontoporia blainvillei*) na Baía da Babitonga e disponibilidade de suas presas no ambiente.

		Distribuição de <i>Pontoporia blainvillei</i>							
		Distância da boca da baía	Profundidade	Declividade	Distância de ilhas	Distância do continente	Área de distribuição	Área de concentração	
Disponibilidade de presas	Presas total	-0,4	0,6	<b>0,8</b>	<b>-0,8</b>	0,4	<b>-0,8</b>	-0,6	-0,6
	<i>Stellifer</i>	-0,4	0,6	<b>0,8</b>	<b>-0,8</b>	0,4	<b>-0,8</b>	-0,6	-0,6
	<i>Pellona</i>	<b>-0,8</b>	0,2	0,4	-0,4	<b>0,8</b>	0,4	-0,2	-0,2
	<i>Cynoscion</i>	<b>0,8</b>	0,2	-0,4	0,4	<b>-0,8</b>	-0,4	-0,2	-0,2
	<i>Anchoa</i>	0,4	0,4	-0,2	0,2	-0,4	-0,2	-0,4	-0,4
	<i>Paralonchurus</i>	-0,2	0,0	0,4	-0,4	0,2	-0,4	0,0	0,0
	<i>Micropogonias</i>	<b>-0,8</b>	<b>0,8</b>	<b>1,0</b>	<b>-1,0</b>	<b>0,8</b>	-0,6	<b>-0,8</b>	<b>-0,8</b>

A distância das toninhas em relação a boca da baía foi mais elevada quando havia maior disponibilidade de *Cynoscion* e menor quando havia maior disponibilidade de *Pellona* e *Micropogonias*. O uso de áreas mais profundas foi correlacionado com a disponibilidade de *Micropogonias*. Também houve correlações diretas entre declividade e a disponibilidade da assembleia total de presas e de *Stellifer* e *Micropogonias* individualmente. As toninhas se aproximaram de ilhas conforme o aumento da disponibilidade de presas, *Stellifer* e *Micropogonias*. O tamanho da área de distribuição das toninhas (Kernel 95%) foi menor quando a disponibilidade da assembleia de presas e de *Stellifer* individualmente foram maiores, corroborando a hipótese *a priori* da utilização de menores áreas quando há mais recursos. Quanto maior a disponibilidade de *Micropogonias* menor é a dispersão dos grupos de toninhas (INN).

Em relação ao boto-cinza e suas presas, semelhante ao resultado observado para a toninha, apenas a disponibilidade de *Micropogonias* teve correlação significativa ( $p < 0,05$ ) com os valores de profundidade da distribuição. Todas as presas apresentaram forte correlação com ao

menos uma métrica que avaliou a distribuição do boto-cinza e acredita-se que alguns destes valores refletem a dinâmica do boto-cinza e suas presas (Tabela 7).

Tabela 7: Correlação entre as métricas de distribuição do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) na Baía da Babitonga e disponibilidade de suas presas no ambiente.

		Distribuição de <i>Sotalia guianensis</i>							
		Distância da boca da baía	Profundidade	Declividade	Distância de ilhas	Distância do continente	Área de distribuição	Área de concentração	INN
Disponibilidade de presas	Presas total	-0,4	<b>0,8</b>	-0,4	-0,6	<b>0,8</b>	-0,4	-0,4	-0,4
	<i>Mugil</i>	<b>0,7</b>	0,1	0,1	-0,6	<b>-0,7</b>	0,1	0,1	<b>0,7</b>
	<i>Stellifer</i>	-0,2	0,6	0,0	<b>-0,8</b>	0,4	0,0	0,0	-0,2
	<i>Pellona</i>	-0,6	0,2	-0,4	0,4	<b>0,8</b>	-0,4	-0,4	-0,6
	<i>Micropogonias</i>	-0,4	<b>0,8</b>	-0,4	-0,6	<b>0,8</b>	-0,4	-0,4	-0,4
	<i>Cathorops</i>	-0,4	<b>0,8</b>	-0,4	-0,6	<b>0,8</b>	-0,4	-0,4	-0,4
	<i>Citharichthys</i>	0,2	-0,6	0,0	<b>0,8</b>	-0,4	0,0	0,0	0,2

O boto-cinza utilizou áreas mais próximas da boca da baía quando a disponibilidade de *Mugil* foi menor. As maiores profundidades foram utilizadas quando há maior disponibilidade da assembleia total de presas e de *Micropogonias* e *Cathorops* individualmente. A espécie também se aproximou mais de ilhas quando há maior disponibilidade de *Stellifer*, enquanto que a distância foi superior quando há maior abundância de *Citharichthys*. O boto-cinza se aproximou mais do continente, em áreas de praias lodosas e manguezais, quando há maior disponibilidade de *Mugil*. O tamanho das áreas de distribuição estimadas pelos dois métodos (Kernel 95% e 50%) não apresentaram correlações fortes com nenhuma presa. Os grupos de boto-cinza estiveram mais dispersos (INN) quando havia maior disponibilidade de *Mugil*.

## DISCUSSÃO

### *Ictiofauna*

O grande número de espécies ícticas amostradas (n=82) confirmou a grande riqueza conhecida para ambientes estuarinos, embora as coletas tenham sido realizadas apenas no verão. Se considerarmos as quatro estações, os números podem ser ainda maiores, com pelo menos 76 espécies de fundo (SANTOS, 2009) e 70 na área entre-marés (VILAR, 2009). As espécies mais abundantes capturadas pelo arrasto de fundo (*Cathorops spixii*, *Stellifer rastrifer* e *Pellona harroweri*) também foram as mais abundantes no estudo de SANTOS (2009), embora a ordem entre as duas primeiras espécies tenha sido invertida. A grande representatividade numérica de *S. rastrifer* e *C. spixii* também já foi observada em outros estuários (CORRÊA, 2001; GODEFROID et al., 2004; SCHWARZ, 2005; BARLETTA et al, 2008).

A dominância numérica de poucas espécies é característica da ictiofauna estuarina (KENNISH, 1990). SANTOS (2009) atribui o aumento da captura de presas no verão aos grandes aglomerados de fases jovens de *S. rastrifer* e *C. spixii* nesta estação, sendo que os adultos dessas espécies não formam cardumes tão grandes. As espécies mais representativas neste estudo das áreas entre-marés foram *Sphoeroides* spp. e *Atherinella brasiliensis*. Estas espécies também foram bem representativas no trabalho de VILAR (2009), no mesmo estuário, porém as principais espécies capturadas por este autor foram *Mugil* spp.

Os resultados deste estudo demonstraram um grande efeito dos ciclos de maré sobre a ictiofauna estuarina, corroborando o trabalho de BONECKER et al. (2009). A maior abundância de indivíduos e biomassa total no final da maré vazante (baixa-mar) pode ser ocasionada pela redução do habitat durante neste período, o que acarreta em uma maior densidade populacional. Por outro lado, riqueza, diversidade e uniformidade foram maiores no final da maré enchente (preamar), isso concorda parcialmente com GODEFROID et al. (2003) em área entre-marés da Baía de Paranaguá (Estado do Paraná), que só não encontrou variação entre as marés para o índice de riqueza. Na Baía de Todos os Santos (Estado da Bahia), não foram observadas diferenças significativas da diversidade entre marés, mas assim como no presente

estudo, também foi observada uma maior abundância e biomassa na maré vazante (REIS-FILHO et al., 2011).

A diferença das assembleias ícticas dos ambientes de fundo e entre-marés também era esperada, uma vez que populações específicas de peixes em diferentes habitats dentro dos estuários estão correlacionadas a heterogeneidade destes ambientes (ÁLVAREZ-RUBIO et al., 1986). As guildas ecológicas da ictiofauna parecem responder principalmente à hidrodinâmica e a disponibilidade de habitats em cada local (BARLETTA & BLABER, 2007).

Os locais amostrados também apresentaram variações em relação aos ciclos de maré, mas de maneira secundária. Outros estudos mais aprofundados sobre as variações espaciais da ictiofauna na Baía da Babitonga já reportaram padrões relacionados com os gradientes de salinidade, temperatura e profundidade e refletem os graus de influência marinha/dulcícola (VILAR, 2009; SANTOS, 2009; BORDIN, 2010). O resultado do RDA é complementar a isto, demonstrando maior semelhança entre os pontos centrais (IR e LJ) com diferença do ponto mais próximo da desembocadura (PI), embora tenha sido principalmente influenciada pelo petrecho de pesca utilizado.

### ***Disponibilidade alimentar e padrões de distribuição***

A distribuição de toninhas e de botos-cinza se manteve restrita a região central da Baía da Babitonga, como observado anteriormente (CREMER & SIMÕES-LOPES, 2008; CREMER et al., 2011; SCHULZE, 2012; PAITACH et al., 2013). A ocupação heterogênea de habitats é comumente reportada para animais na natureza (EMBLING, 2007; MITCHELL & POWELL, 2012). A área ocupada pela toninha é bem menor do que aquela utilizada pelo boto-cinza. É provável que aspectos comportamentais sejam os principais motivos das diferenças. Estudos da área de vida do boto-cinza na Baía da Babitonga demonstraram áreas de até 37,2 km<sup>2</sup> (Kernel 95%) para um indivíduo (SCHULZE, 2012), enquanto que a maior área individual já estimada para uma toninha deste local foi de 18 km<sup>2</sup> (Kernel 95%) (SARTORI, 2014).

A toninha teve uma distribuição mais ampla no início da maré vazante e mais restrita no início da maré enchente. Este padrão corresponde a expectativa de que os indivíduos estariam mais dispersos no período em que as presas estão menos disponíveis, uma vez que na maré cheia ocorre a ampliação do habitat e consequente redução da

densidade de presas (KRUMME et al., 2004), embora essa noção não possa ser reducionista uma vez que não se trata de um ambiente fechado. Este resultado é complementado pela análise de correlação que apontou uma relação inversa entre área de distribuição da toninha e disponibilidade de suas presas. Assim, a teoria do forrageamento ótimo (PERRY & PIANKA, 1997) é um bom modelo para prever os padrões de distribuição das toninhas. Esta correspondência entre distribuição e disponibilidade alimentar também foi verificada em uma análise sazonal realizada por CREMER (2007) com esta mesma população de toninhas.

O boto-cinza, por outro lado, não demonstrou um padrão tão coerente com esta expectativa, tanto neste estudo relativo aos efeitos da maré, quanto no estudo de CREMER (2007), em que a espécie ocupou áreas maiores e mais diversificadas do que era esperado pela disponibilidade de seus recursos. Na Baía Norte, DAURA-JORGE et al. (2004) observaram menor requerimento espacial do boto-cinza no inverno, quando seria esperada uma menor disponibilidade de recursos, embora os autores não tenham realizado amostragem de presas. Na população de botos-cinza de Caravelas esta relação não foi observada (DAURA-JORGE et al., 2007). A análise de correlação apontou para relações com os gêneros *Pellona* e *Micropogonias* no tamanho das áreas de distribuição, sugerindo que a espécie pode ampliar as áreas de uso para maximizar a captura destas presas. Nesse sentido, a expectativa *a priori* da relação 'área X disponibilidade alimentar' não foi suficiente para determinar os padrões de distribuição do boto-cinza. LOUZADA (2014) também não encontrou relação entre as variações da dieta do boto-cinza no litoral do Estado de São Paulo com as diferenças comportamentais da espécie ao longo do ano. O autor supõe que o comportamento de pesca do boto-cinza seja mais afetado pelas características físicas do ambiente do que pela abundância de presas em si.

Os padrões de distribuição da toninha e a expectativa mencionada também são corroborados pelos resultados de dispersão populacional, onde houveram indícios, embora não tenha sido encontrada significância estatística, de que a população se dispersa na prea-mar e agregada na baixa-mar. O boto-cinza apresentou um padrão constante da população agregada. Grandes agrupamentos já foram observados na Baía da Babitonga executando atividades de pesca (CREMER, 2007). Na Baía Norte em Florianópolis, a população de botos-cinza é menor do que a da Baía da Babitonga e apresenta um comportamento altamente agregado,



sendo que quase toda a população se movimenta em conjunto (DAURA-JORGE et al., 2005).

As áreas de concentração de toninhas e botos-cinza, nos diferentes períodos de maré, ficam localizadas onde há um número maior de ilhas e a confluência das principais correntes da baía, o que representa uma grande variação em micro-habitats (CREMER, 2007). Segundo a teoria do forrageamento ótimo, os predadores transitam dentro de um conjunto de manchas de micro-habitats (mosaico) para maximizar os benefícios do forrageamento (MACARTHUR & PIANKA, 1966). No caso da predação em manchas, um predador pode abandonar um local sempre que passar um tempo sem captura de alimento, sendo que conforme a taxa de alimentação diminui, a tendência de abandono aumenta (TOWESEND & HILDREW, 1979). O tempo de permanência depende, sobretudo, do potencial de aproveitamento da macha, equilibrando a disponibilidade do recurso e as possibilidades de captura (BEGON et al., 2007). Assim, não apenas a abundância de presas, mas as condições do ambiente podem ter grande influência nos padrões de utilização de manchas pelas toninhas e botos-cinza da Baía da Babitonga. Em estudos futuros, a caracterização dos micro-habitats e a disponibilidade de presas dentro das manchas poderiam contribuir muito para a compreensão dos padrões de uso.

A grande ocorrência de presas da toninha e do boto-cinza nas regiões centrais da Baía da Babitonga reforça o que foi verificado por CREMER (2007). A região central desse estuário é caracterizada por uma grande variedade de micro-habitats, o que acarreta em uma grande abundância e riqueza de recursos ícticos (GRATWICKE & SPEIGHT, 2005) e conseqüentemente, a preferência de uso pelos golfinhos (CREMER, 2007).

Os resultados deste estudo comprovam os efeitos da maré sobre a distribuição de toninhas e botos-cinza. O ciclo de marés é um fator decisivo nos movimentos em pequena escala de espécies de golfinhos, principalmente em ambientes estuarinos (MENDES et al. 2002; INGRAM & ROGAN, 2002; DAURA-JORGE, 2011; FURY & HARRISON, 2011), mas também em áreas marinhas abertas (WELLS et al., 1980; BLOOM et al., 1995; STONE et al., 1995), embora em alguns casos em ambientes mais abertos os ciclos de maré parecem não afetar os avistamentos e o comportamento dos golfinhos (MELLINK & OROZCOMEYER, 2006). Em um estuário de Taiwan, LIN et al. (2013) utilizaram monitoramento acústico passivo para analisar os padrões de

movimento do golfinho-corcunda (*Sousa chinensis*) e observaram forte associação com os ciclos de maré, não havendo diferença entre dia e noite nos padrões.

Entretanto, deve-se ter atenção específica para cada uma das variáveis analisadas como um indicativo da utilização de micro-habitats na distribuição dos golfinhos. Em estudo realizado na Baía Anegada, na Argentina, BORDINO et al. (1999) observaram que os avistamentos de toninhas estavam relacionados com a maré, e a maior frequência de comportamentos de alimentação ocorreu na maré cheia. Quanto ao boto-cinza, estudos já descreveram os efeitos de micro-habitat na distribuição, uso de habitat, padrões de movimento e comportamento (DAURA-JORGE et al. 2005; DAURA-JORGE, 2007; WEDEKIN et al. 2007; LOUZADA, 2014; GODOY et al., 2015). É de se esperar que ambientes distintos ocasionem padrões espaciais diferentes para o boto-cinza. A exemplo disso, tanto PARSONS (2004) quanto ARAÚJO et al. (2007) não observaram efeitos significativos dos ciclos de maré no uso espacial e variação do comportamento do boto-cinza em ambiente marinho aberto, enquanto AZEVEDO et al. (2007) verificaram esse tipo de relação em ambiente estuarino.

As variações de profundidade foram significativas tanto para a toninha quanto para o boto-cinza. Ambas as espécies utilizaram áreas mais rasas no início da maré enchente. Este é o período em que as planícies de maré e baixios lodosos, importantes áreas de alimentação para a ictiofauna, estão alagadas, fazendo com que os peixes migrem para estes locais (ROZAS & REED, 1994; GODEFROID et al., 2003). Possivelmente os golfinhos utilizem estas áreas de forma oportunista, pois os peixes se tornam mais vulneráveis ao se aproximar destas áreas (MAJOR, 1978). A utilização de áreas rasas para maximizar a captura de presas é uma estratégia já observada para o boto-cinza (MONTEIRO-FILHO, 1991, 1995; DOMIT, 2006).

A profundidade foi considerada um dos principais fatores no uso do habitat pelas toninhas na Baía da Babitonga (HOLZ, 2014). Na Baía Norte, os botos-cinza preferem áreas mais rasas, sendo a profundidade um importante fator no uso de habitat e padrões de distribuição (WEDEKIN et al., 2010), mas recentemente foram observados mergulhos de até 10 metros para um boto-cinza fêmea da costa da Colômbia rastreada por satélite (WELLS & KIECKBUSCH, 2014). De acordo com ARAÚJO et al. (2002) a preferência por águas rasas ou profundas pode estar relacionada com as características de cada habitat.

Vale ressaltar que o uso de áreas mais rasas não está necessariamente correlacionado com a aproximação da costa na Baía da Babitonga, uma vez que o local apresenta extensas áreas rasas em seu interior, que podem chegar a menos de 1 metro de profundidade na baixa-mar e se encontram na região mais interna do estuário (ver: VIEIRA et al., 2008), local bem frequentado pelos golfinhos. O período em que as áreas mais profundas foram utilizadas, tanto para toninhas quando para botos-cinza, coincidiu com a maior disponibilidade de *Micropogonias*, presa que utiliza o ambiente demersal e forma cardumes de tamanho médio (MENEZES & FIGUEIREDO, 1980).

A toninha demonstrou utilizar áreas com maiores declividades no final da maré vazante, enquanto que na distribuição do boto-cinza essa variável não foi significativa no presente estudo. Os resultados são contrários aos observados na Baía Norte, onde o boto-cinza apresentou clara preferência por áreas de maior declividade (WEDEKIN et al., 2010). A declividade parece ser uma variável muito importante para muitas espécies de golfinhos (WILSON et al., 1997; INGRAM & ROGAN, 2002). No Arquipélago dos Açores, Portugal, DOKSAETER et al. (2008) observaram agregações de *Globicephala melas*, *Delphinus delphis*, *Lagenorhynchus acutus* e *Stenella coeruleoalba* relacionadas a áreas de alta declividade. O que os autores indicam é que os animais utilizam áreas íngremes como barreiras naturais para encurralar as presas, como também já foi observado para o boto-cinza (MONTEIRO-FILHO, 1991, 1995; CREMER, 2000; DOMIT, 2006).

Foi observada a aproximação do boto-cinza às ilhas no início da maré enchente. Como a variação de declividade não é muito acentuada na Baía da Babitonga (VIEIRA et al., 2008), pode ser que as ilhas, rodeadas por feições rochosas, desempenhem este papel de barreira natural nas estratégias de captura do boto-cinza. LODI (2003) observou botos-cinza próximos a áreas de rochas na Baía de Paraty (RJ), que segundo a autora são locais favoráveis ao agrupamento de cardumes. As toninhas também se aproximaram de ilhas, mas no final da maré vazante. Este pode ser um indício de segregação temporal no uso deste micro-habitat pelas espécies, o que possibilitaria a existência de ambas em simpatria (CREMER, 2007; Cap. 1). De fato, a aproximação de ilhas foi concomitante com a maior abundância de presas demersais da dieta de ambas as espécies. A proximidade de ilhas foi o segundo fator mais importante no uso de habitat desta espécie no local (HOLZ, 2014).

A distância da boca da baía foi analisada como um indicativo de padrões de movimento dos golfinhos em relação ao fluxo das correntes de maré. As toninhas se movimentaram em direção à boca da baía durante a maré vazante e no sentido oposto durante a enchente, seguindo o fluxo da corrente. Este resultado assemelha-se ao que foi observado nas toninhas na Baía Anegada (BORDINO et al., 1999). O mesmo padrão também foi observado nos golfinhos-nariz-de-garrafa em Laguna, sul do Estado de Santa Catarina (DAURA-JORGE, 2011) e no Estuário do Sado, Portugal (HARZEN, 1998). A movimentação a favor da maré pode ser devida simplesmente a uma questão mecânica de arrasto, favorecendo uma maior velocidade de deslocamento (BORDINO et al., 1999), mas também pode estar relacionada a uma estratégia de captura de presas que utilize o fluxo de corrente como forma de economia energética (SHANE et al., 1986).

O boto-cinza não apresentou um padrão bem definido em relação aos fluxos de corrente, utilizando áreas mais interiores no início na vazante e mais próximas da boca da baía no final de enchente. Um resultado semelhante ao do presente estudo foi observado para os botos-cinza da Baía do Pontal, Estado da Bahia, onde a espécie realizou movimentos em direção da desembocadura da baía durante a maré enchente (SANTOS et al., 2010). Porém, aparentemente os movimentos que seguem o sentido da corrente são mais comuns (e.g. MENDES et al., 2002; FURY & HARRISON, 2011). De acordo com LIN et al. (2013), diferenças entre locais em relação aos efeitos da maré podem ser devidos as variações dos ambientes.

Por outro lado, a análise de correlação demonstrou uma relação direta entre a movimentação do boto-cinza e a disponibilidade de tainhas (*Mugil* spp.), presas que foram consideradas as mais importantes na dieta da espécie (Cap. 1). Também foi observada uma aproximação do boto-cinza em direção à margem do continente, em áreas de menor profundidade, em períodos de maior abundância dessas presas. As tainhas possuem hábito pelágico e realizam movimentos de entrada e saída dos estuários, se mantendo próximas a áreas entre-marés que são seus locais de alimentação (MENEZES & FIGUEIREDO, 1985; HARRISON, 2002). Estes resultados foram semelhantes aos reportados por SCOTT et al. (1990), que observou que o golfinho-nariz-de-garrafa, na Flórida, seguiu o movimento da tainha *Mugil cephalus* para águas mais rasas na preamar, voltando para águas mais profundas na baixamar.

Deve-se ter em conta, entretanto, que outros fatores, como sexo idade ou faixa etária possam influenciar na utilização dos recursos e, portanto, nos padrões de distribuição (MIZUTANI & JEWELL 1998; MONTEIRO et al., 2006; BECK et al. 2007; MASELLO et al., 2013), Foram observadas variações na dieta de toninhas e botos-cinza da Baía da Babitonga relacionadas a estes fatores (Cap. 1). Métodos que permitem o reconhecimento individual, como a fotoidentificação, podem contribuir neste sentido.

Em águas de pouca visibilidade, como estuários, o reconhecimento acústico do ambiente, seja ativo ou passivo, pode ser importante nas estratégias de pesca dos golfinhos (MORRIS, 1986). Sabe-se que a emissão sonora é pouco frequente para a toninha (MELCÓN et al., 2012), de forma que a captação passiva possa ser uma importante estratégia de forrageamento para essa espécie. BARROS & ODELL (1990). Peixes que emitem som, como os da família Sciaenidae, predominam na dieta dos golfinhos-nariz-de-garrafa do Golfo do México, possivelmente associada à detecção passiva. A família Sciaenidae também foi muito expressiva na dieta dos golfinhos da Baía da Babitonga (Cap. 1), principalmente da toninha. Estudos de bioacústica podem ser um importante complemento para a análise das relações de toninhas e botos-cinza com suas presas.

Aparentemente, o consumo de uma mesma espécie-presa por toninhas e botos-cinza está associado à utilização de diferentes condições de micro-habitats pelas espécies, permitindo a coexistência desses predadores. A maré demonstrou ser um importante condicionante dos padrões de distribuição de presas e consequentemente predadores, no ambiente estuarino. A análise sazonal deste cenário é recomendada para a continuidade do estudo. Estudos mais aprofundados, que se foquem nas variações dentro das áreas de distribuição dos golfinhos, também podem contribuir muito para a compreensão dos efeitos que as presas exercem nos pequenos cetáceos.

## CONCLUSÃO

- a) Os ciclos de maré afetam a disponibilidade de presas da toninha e do boto-cinza e, conseqüentemente, os padrões de distribuição desses predadores;
- b) Na baixa-mar a redução do volume do ambiente causou um aumento na abundância e biomassa de peixes, mas houve diminuição da riqueza, diversidade e uniformidade;
- c) A toninha utilizou áreas de maior profundidade, com maior declividade, e se mantiveram a uma menor distância da boca da baía, mais próximas de ilhas e mais distantes do continente no final da maré vazante.
- d) A teoria do forrageamento ótimo foi um bom modelo para os padrões de distribuição da toninha, que apresentou maior área de distribuição no período em que as presas estão menos disponíveis.
- e) O boto-cinza utilizou áreas de maior profundidade, menor declividade e mais próximas na boca da baía no final da maré enchente, enquanto que no final da vazante os animais se mantiveram mais distâncias do continente.
- f) Algumas correlações puderam ser identificadas ao se observar as relações entre os padrões de distribuição do boto-cinza com a disponibilidade de suas presas, em especial o parati.

O estudo contribuiu para o entendimento da dinâmica de uso das áreas de alimentação por estes golfinhos ameaçados de extinção, subsidiando a conservação das espécies.

## REFERÊNCIAS

- ÁLVAREZ-RUBIO, M., F.; AMEZCUA-LINARES, F. & YÁÑEZ-ARANCIBIA, A. 1986. Ecología y estructura de las comunidades de peces en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, Nayarit, México. Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México 13(1): 185-242.
- ARAÚJO, J. P.; ARAÚJO, M. E.; SOUTO, A.; PARENTE, C. L. & GEISE, L. 2007. 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* 24 (4): 1122–1130.
- ARAÚJO, F. G., AZEVEDO, M. C. C.; SILVA, M. A.; PESSANHA, A. L. M.; GOMES I. D. & CRUZ-FILHO, A. G. 2002. Environmental influences on the demersal fish assemblages in the Sepetiba Bay, Brazil. *Estuaries*, 25: 441-450.
- AUGÉ, A. A.; CHILVERS, B. L.; MOORE, A. B. & DAVIS, L. S. 2013. Importance of studying foraging site fidelity for spatial conservation measures in a mobile predator. *Animal Conservation* 17 (2014) 61–71.
- AZEVEDO, A. F.; OLIVEIRA, A. M.; VIANA, S. C. & VAN SLUYS, M. 2007. Habitat use by marine tucuxis (*Sotalia guianensis*) (Cetacea: Delphinidae) in Guanabara Bay, south-eastern Brazil. *J. Mar. Biol. Assoc.* 87:201-205.
- BARBOSA, A. & MAZZER, A. M. 2003. Mudanças geomorfológicas ocorridas na desembocadura no sul do canal do Linguado no período de 1938-1989. *Revista da Univille*, 9(1): 117-124.
- BARLETTA, M., AMARAL, C. S., CORRÊA, M. F. M., GUEBERT, F., DANTAS, D. V., LORENZI, L. & SAINT-PAUL, U. 2008. Factors affecting seasonal variations in demersal fish assemblages at an ecocline in a tropical-subtropical estuary. *Journal of Fish Biology* 73:1314-1336.
- BARLETTA, M. & BLABER, S. J. M. 2007. Comparison of fish assemblages and guilds in tropical habitats of the Embley (Indo-West Pacific) and Caeté (Western Atlantic) estuaries. *Bulletin of Marine Science* 80(3):647-680.
- BARROS, N. B. & ODELL, D. K., 1990. Food habits of bottlenose dolphins in the southeastern United States. In *The bottlenose Dolphin* (ed. S. Leatherwood and R.R. Reeves), pp. 309-328. San Diego: Academic Press.
- BASSOI, M. 2005. Feeding ecology of franciscana dolphin, *Pontoporia blainvillei* (Cetacea: Pontoporiidae), and oceanographic processes on the Southern Brazilian coast. 2005. 207p. Tese (Doutorado) – Graduate School of the National Oceanography Centre (USA), University of Southampton.
- BEGON, M., TOWNSEND, C. R. & HARPER, J. L. 2007. *Ecologia de indivíduos a ecossistemas*. 4ª Edição. Artmed Editora S/A. Porto Alegre.

- BENSON, T. J.; BROWN, J. D. & BEDNARZ, J. C. 2010. Identifying predators clarifies predictors of nest success in a temperate passerine. *Journal of Animal Ecology* 79:225–234.
- BERTOZZI, C. P. 2009. Interação com a pesca: implicações na conservação da toninha, *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Pontoporiidae) no litoral do estado de São Paulo, SP. 81 2009. Tese (Doutorado em Oceanografia Biológica) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo. 184 p.
- BLOOM, P. R. S., GOODSON, A. D., KLINOWSKA, M. & STURTIVANT, C. R. 1995. The activities of a wild, solitary bottlenose dolphin *Tursiops truncatus*. *Aquatic Mammals* 21(2): 19-42.
- BONECKER, F. T.; CASTRO, M. S. & BONECKER A. C. T. 2009. Larval fish assemblage in a tropical estuary in relation to tidal cycles, day/night and seasonal variations. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 4, 230–246.
- BORDIN, D. 2010. Peixes de áreas rasas de diferentes setores da Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Paraná – Centro de Estudos do Mar. Pontal do Paraná.
- BORDINO, P. 2002. Movement pattern of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) in Bahía Anegada, Argentina. *Latin American Journal of Aquatic Mammals* 1(1): 71-76.
- BORDINO, P.; THOMPSON, G. & IÑIGUEZ, M. 1999. Ecology and behaviour of the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in Bahía Anegada, Argentina. *Journal of Cetacean Research and Management*, Cambridge, 1 (2): 213-222.
- BOROBIA, M.; SICILIANO, S.; LODI, L. & HOEK, W. 1991. Distribution of the South American dolphins *Sotalia fluviatilis*. *Canadian Journal of Zoology*, Ottawa, v. 69, p. 10251039.
- BRANCO, J. O. 1999. Biologia do *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Decapoda: Penaeidae), análise da fauna acompanhante e das aves marinhas relacionadas a sua pesca, na região de Penha, SC, Brasil. Tese de Doutorado. Universidade de São Carlos, SP, 147 p.
- CALLEGARI-JACQUES, S. M. 2003. Bioestatística: princípios e aplicações. Porto Alegre: Artmed.
- CLARK, P. & EVANS, F. 1954. Distance to Nearest Neighbor as a Measure of Spatial Relationships in Populations, *Ecology*, 35, 445-453.



- CORRÊA, M. F. M. 2000. Ictiofauna demersal da Baía de Guaraqueçaba (PARANÁ, BRASIL). Composição, estrutura, distribuição espacial, variabilidade temporal e importância como recurso. Curitiba, Tese (Doutorado em Zoologia), Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná. 160 p.
- CREMER, M. J.; HARDT, F. A. S.; TONELLO JR, A. J. & SIMÕES-LOPES, P. C. 2011. Distribution and Status of the Guiana Dolphin *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) Population in Babitonga Bay, Southern Brazil. *Zoological Studies* 50:327–337.
- CREMER, M. J. & SIMÕES-LOPES, P. C. 2008. Distribution, abundance and density estimates of franciscana, *Pontoporia blainvillei* (Cetacea: Pontoporiidae), in Babitonga Bay, southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 25, n. 3, p. 397-402.
- CREMER, M. 2007. Ecologia e conservação de populações simpátricas de pequenos cetáceos em ambiente estuarino no sul do Brasil. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2007. 212 p.
- CREMER, M. J. & SIMÕES-LOPES, P. C. 2005. "The occurrence of *Pontoporia blainvillei* (Gervais & d'Orbigny) (Cetacea, Pontoporiidae) in an estuarine area in southern Brazil," *Revista Brasileira de Zoologia*, 22, 717-723.
- CREMER, M. J. 2000. Ecologia e Conservação de *Sotalia fluviatilis guianensis* (Cetacea, Delphinidae) na Baía de Babitonga, litoral norte de Santa Catarina. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- CRESPO, E. A.; HARRIS, G. & GONZÁLEZ, R. 1998. Group size and distributional range of the franciscana, *Pontoporia blainvillei*. *Marine Mammal Science*. 14:845-849.
- ROLL, D. A.; TERSHY, B. R.; HEWITT, R. P.; DEMER, D. A.; FIEDLER, P. C.; SMITH, S. E.; ARMSTRONG, W.; POPP, J. M., KIEKHEFER, T. & LOPEZ, V. R. 1998. An integrated approach to the foraging ecology of marine birds and mammals. *Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 45:1353.
- DARWIN, C. 1859. *On the origin of species by means of natural selection*. London: John Murray.
- DAURA-JORGE, F. G. 2011. Quantos? Onde? Como? Múltiplos aspectos ecológicos de uma população do boto-da-tainha (*Tursiops truncatus*) em Laguna, sul do Brasil: implicações para conservação. Tese (Doutorado). Universidade Federal do Paraná. Curitiba, Paraná.

- DAURA-JORGE, F. G.; WEDEKIN, L. L. & SIMÕES-LOPES, P. C. 2011. Feeding habits of the Guiana dolphin, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), in Norte Bay, southern Brazil. *Scientia Marina* 75:163–169.
- DAURA-JORGE, F. G. 2007. A dinâmica predador-presa e o comportamento do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) na Baía Norte da Ilha de Santa Catarina, Sul do Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná.
- DAURA-JORGE, F. G.; ROSSI-SANTOS, M. R.; WEDEKIN, L. L. & SIMÕES-LOPES, P. C. 2007. Behavioral patterns and movement intensity of *Sotalia guianensis* (P.J. van Bénédén) (Cetacea, Delphinidae) in two different areas on the Brazilian coast. *Revista Brasileira de Zoologia* 24 (2): 265-270.
- DAURA-JORGE, F. G.; WEDEKIN, L. L.; PIACENTINI, V. & SIMÕES-LOPES, P. C. 2005. 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*. 22:1014-1021.
- DAURA-JORGE, F. G.; WEDEKIN, L. L. & SIMÕES-LOPES, E P. C. 2004. Variação sazonal na intensidade dos deslocamentos do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), na Baía Norte da Ilha de Santa Catarina. *Biotemas*. 17:203-216.
- DAVIS, R. W.; ORTEGA-ORTIZ, J. G.; RIBI, C. A.; EVANS, W. E.; BIGGS, D. C.; RESSLER, P. H.; CADY, R. B.; LEBEN, R. R.; MULLIN, K. D. & WÜRSIG, B. 2002. Cetacean habitat in the northern oceanic Gulf of Mexico. *Deep-Sea Research I*, 49, 121-142
- DAWKINS, R. & KREBS, J. R. 1979. "Arms races between and within species". *Proceedings of the Royal Society of London, B, Biological Science*. 205 (1161): 489–511.
- DEGRATI, M.; DANS, S. L.; GARAFFO, G., CABREIRA, A. G.; MACHADO, F. C. & CRESPO, E. S. 2012. Sequential foraging of dusky dolphins with na inspection of their prey distribution. *Marine Mammal Science*, 29(4): 691–704.
- DI BENEDITTO, A. P. M.; RAMOS, R. M. A. & LIMA, N. R. W. 2001. Sigthings of *Pontoporia blainvillei* (Gervais and D’Orbigny, 1844) and *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) (Cetacea) in South-eastern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, Curitiba, 44: 291-296.

- DOKSAETER, L.; OLSEN, E.; NOTTESTAD, L. & FERNO, A. 2008. Distribution and feeding ecology of dolphins along the mid-Atlantic Ridge between Iceland and the Azores. *Deep-Sea Res. II* 55: 243-253.
- EDWARDS, H. H. & SCHNELL, G. D. 2001. Status and ecology of *Sotalia fluviatilis* in the Cayos Miskito reserv Nicaragua, *Marine Mammals Science*, V.17, n. 3, p. 445-472.
- EIERMAN, L. E. & CONNOR, L. C. 2014. Foraging behavior, prey distribution, and microhabitat use by bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in a tropical atol. *Marine Ecology Progress Series* Vol. 503: 279–288, 2014.
- EMBLING, C. B. 2007. “Predictive models of cetacean distributions off the west coast of Scotland,” PhD Thesis, University of St. Andrews, UK, pp 278.
- FAUCHALD, P. 2009. Spatial interaction between seabirds and prey: review and synthesis. *Marine Ecology Progress Series*, 391: 139–151.
- FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N. A. 2000. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. VI. Teleostei (5). São Paulo: Ed. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo.
- FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N. A. 1980. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. III. Teleostei (2). São Paulo: Ed. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo.
- FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N. A. 1978. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. II. Teleostei (1). São Paulo: Ed. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo.
- FLORES, P. A. C. 2002. Tucuxi *Sotalia fluviatilis*, p. 1267-1269. In: W. F. PERRIN; B. WÜRSIG & J. G. M. THEWISSEN (Eds). *Encyclopedia of marine mammals*. Cambridge, Academic Press, 1414p.
- FURY, C. A. & HARRISON, P. L. 2011. Seasonal variation and tidal influences on the use of two Australian estuaries by bottlenose dolphins (*Tursiops aduncus*). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 93:389-395.
- GANNON, D. P.; READ, A. J.; CRADDOCK, J. E. & MEAD, J. G. 1997. Stomach contents of Long-Finned Pilot Whales (*Globicephala melas*) stranded on the U.S. Mid-Atlantic coast. *Marine Mammal Science*. v. 13, n. 3, p. 405-418, 1997.
- GARRISON, T. 2002. *Oceanography: An invitation to marine science*. 4 ed. Brooks Cole. 554 p.

- GEHRT, S. D. & FRITZELL, E. K. 1998. Resource distribution, female home range dispersion and male spatial interactions: group structure in a solitary carnivore. *Animal Behaviour* 55(5): 1211-1227.
- GODEFROID, R. S.; SPACH, H. L.; SANTOS, C.; MACLAREN, G. & SCHWARZ Jr., R. 2004. Mudanças temporais na abundância e diversidade da fauna de peixes do infralitoral raso de uma praia, sul do Brasil. *Iheringia, Sér. Zool.* 94(1):95-104.
- GODEFROID, R. S.; SPACH, H. L.; SCHWARZ, R. J. & QUEIROZ, M. G. 2003. A fauna de peixes da praia do Balneário Atami, Paraná, Brasil. *Atlântica* 25 (2): 147-161.
- GODOY, D. F.; ANDRIOLO, A. & FILLA, G. F. 2015. The influence of environmental variables on estuarine dolphins (*Sotalia guianensis*) spatial distribution and habitat used in the Estuarine Lagunar Complex of Cananeia, southeastern Brazil.
- GRATWICKE, B. & SPEIGHT, M. 2005. The relationship between fish species richness, abundance and habitat complexity in a range of shallow tropical marine habitats. *Journal of Fish Biology* 66:650–667.
- GUINET, C.; DUBROCA, L.; LEA, M. A.; GOLDSWORTHY, S.; CHEREL, Y.; DUHAMEL, G.; BONADONNA, F. & DONNAY, J-P. 2001. Spatial distribution of foraging in female Antarctic fur seals *Arctocephalus gazella* in relation to oceanographic variables: a scale-dependent approach using geographic information systems. *Marine Ecology Progress Series* 219: 251-264.
- HARDT, F.; CREMER M. J.; TONELLO, A. J. & SIMÕES-LOPES, P. C. 2010. Residence patterns of the guiana dolphin *Sotalia guianensis* in Babitonga Bay, south coast of Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Mammals* 8(1-2): 117-121.
- HARRISON, I. J. 2002. Mugilidae: mullets. In: Carpenter K, editor. *The living marine resources of the Western Central Atlantic*. Vol. 2. Bony fishes part 1 (Acipenseridae to Grammatidae). FAO Species identification Guide for Fisheries purposes. Rome: FAO. pp 1071–1085.
- HARZEN S. 1998. Habitat use by the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Sado estuary, Portugal. *Aquatic Mammals* 24, 117–128.
- HASTIE, G. D.; WILSON, B.; WILSON, L. J.; PARSONS, K. M. & THOMPSON, P. M. 2004. Functional mechanisms underlying cetacean distribution patterns: hotspots for bottlenose dolphins are linked to foraging. *Marine Biology*. 144, 397-403.

- HEITHAUS, M. R. & DILL, L. M. 2002. Food availability and tiger shark predation risk influence bottlenose dolphin habitat use. *Ecology* 83: 480-491.
- HOLZ, A. C. 2014. Caracterização do ambiente acústico subaquático e uso de habitat pela toninha, *Pontoporia blainvillei*, na Baía da Babitonga, litoral norte de Santa Catarina, Brasil. Dissertação (Mestrado em Saúde e Meio Ambiente). Universidade da Região de Joinville. Joinville, Santa Catarina. 76p.
- HOOGE, P. M. & EICHENLAUB, B. 1997. Animal Movement Extension to ArcView (version 1.1). Alaska Biological Science Centre, Geological Survey. Anchorage – AK, USA.
- HUI, C. A. 1985. Undersea topography and the comparative distribution of two pelagic dolphins. *Fish B-Noaa*. 83:472-475.
- IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 1998. Proteção e controle de ecossistemas costeiros: manguezal da Baía da Babitonga. Coleção Meio Ambiente: Série Estudos – Pesca. Brasília: Edições IBAMA, 146p.
- INGRAM, S. N. & ROGAN, E., 2002. Identifying critical areas and habitats preferences bottlenose dolphins *Tursiops truncatus*. *Marine Ecology Progress Series* 244, 247-255
- IRVINE, A. B.; SCOTT M. D.; WELLS, R. S. & KAUFMANN, J. H. 1981. Movements and activities of the atlantic bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, near Sarasota, Florida. *Fishery Bulletin* 79(4):671-688.
- KARCZMARSKI, L., COCKCROFT, V. G. & MCLACHLAN, A. 2000. Habitat use and preferences of Indo-Pacific humpback dolphins *Sousa chinensis* in Algoa Bay, South Africa. *Marine Mammals Science* 16(1): 65-79.
- KENNISH, M. J. 1990. Ecology of estuaries: anthropogenic effects. Boca Raton, CRC Press. 494p.
- KREBS, C. J. 2001. Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance. San Francisco: Benjamin Cummings.
- KREBS, J. R. & MCCLEERY R. H. 1984. Optimization in behavioural ecology J.R. Krebs, N.B. Davies (Eds.), *Behavioural Ecology* (2nd edn), Blackwell Scientific Publications, Oxford. pp. 91–121
- KRUMME, U.; SAINT-PAUL, U. & ROSENTHAL, H. 2004. Tidal and diel dynamics in a nurse area: patterns in fish migration in a mangrove in north Brazil. *Aquatic Living Resources* 17: 215-229

- LARGIER, J. L. 1993. Estuarine fronts: how important are they? *Estuaries* 16:1–11.
- LAYER, P. N. 2005. Kernel Home Range Estimation for ArcGIS, using VBA and Arc Objects. User Manual, Beta 2. 62p.
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. 1998. Numerical Ecology. 2nd English edition. Elsevier, Amsterdam. 853 pages.
- LIMA, S. 2002. Putting predators back into behavioral predator–prey interactions. *TRENDS in Ecology & Evolution*, 17(2):70-75.
- LIN T.; CHOU, L. & AKAMATSU, T. 2013. Tidal influences on the habitat use of Indo-Pacific humpback dolphins in an estuary. *Marine Biology* 160:1353–1363.
- LODI, L. F. 2003. Seleção e uso do habitat pelo boto-cinza, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae), na Baía de Paraty, Estado do Rio de Janeiro. *Bioikos* 17 (1/2): 5-20.
- LOPES, X. M.; SILVA E.; BASSOI, M.; SANTOS, R. A. & SANTOS, M. C. O. 2012. Feeding habits of Guiana dolphins, *Sotalia guianensis*, from southeastern Brazil: new items and a knowledge review. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 92, 1723-1733.
- LOUZADA, C. N. 2014. Características das estratégias de pesca do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) em diferentes regiões do complexo estuarino-lagunar de cananéia. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná. Curitiba.
- MACARTHUR, R. H. & PIANKA, E. R. 1966. On optimal use of a patchy environment. *American Naturalist*, 100: 603-609.
- MAJOR, P. F. 1978. Predator-prey interactions in two schooling fishes, *Caranx ignobilis* and *Stolephorus purpureus*. *Animal Behavior*. Vol. 26, Part 3, August 1978, Pages 760–777
- MANLY, B. F. J. 1992. Randomization and Monte Carlo methods in biology. Chapman and Hall, New York. 281 pp.
- MANN, J. 1999. Behavioral sampling methods for cetaceans: a review and critique. *Marine Mammal Science* 15:102–122.
- MARKER, L. L. & DICKMAN, A. J. 2005. Factors affecting leopard (*Panthera pardus*) spatial ecology, with particular reference to Namibian farmlands. *South African Journal of Wildlife Research* 35(2): 105–115.
- MASELLO, J. F.; WIKELSKI, M.; VOIGT, C. C. & QUILLFELDT, P. 2013. Distribution Patterns Predict Individual Specialization in the Diet of Dolphin Gulls. *PLoS ONE* 8(7):e67714.

- MCLUSKY DS, & ELLIOTT M, 2004. The Estuarine Ecosystem: Ecology, Threats and Management. 3rd Edition, Oxford University Press, 216 pp.
- MELCÓN, M. L., FAILLA, M. & IÑÍGUEZ, M. A. 2012. Echolocation behavior of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) in the wild. Journal of Acoustical Society of America 131:448–453.
- MELLINK, E. & OROZCO-MEYER, A. 2006. Abundance, distribution, and residence of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Bahía San Jorge area, northern Gulf of California, México. Aquatic Mammals 32, 133.
- MENDES, S.; TURRELL, W.; LÜTKEBOHLE, T. & THOMPSON, P. 2002. Influence of the tidal cycle and a tidal intrusion front on the spatio-temporal distribution of coastal bottlenose dolphins. Marine Ecology Progress Series, Vol. 239: 221–229.
- MENEZES, N. A. & FIGUEIREDO, J. L. 1985. Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. V. Teleostei (4). Universidade de São Paulo, São Paulo.
- MENEZES, N. A. & FIGUEIREDO, J. L. 1980. Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. IV. Teleostei (3). Universidade de São Paulo, São Paulo.
- MITCHELL, M. & POWELL, R. A. 2007. Foraging optimally for home ranges. Journal of Mammalogy, 93(4):917–928, 2012.
- MITCHELL, W. A. & LIMA, S. L. 2002. Predator-prey shell games: large-scale movement and its implications for decision-making by prey. OIKOS 99: 249–259.
- MITCHELL, M. S. & POWELL, R. A. 2012. Foraging optimally for home ranges. Journal of Mammalogy, 93(4):917–928.
- MIZUTANI, F. & JEWELL, P. A. 1998. Home-range and movements of leopards (*Panthera pardus*) on a livestock ranch in Kenya. Journal of Zoology – London. 244: 269–286.
- MONTEIRO, M. S.; SOUTO, A. & NASCIMENTO, L. F. 2006. Comparações entre os comportamentos de forrageio nas diferentes faixas etárias do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) (Cetacea; Delphinidae) na Baía dos Golfinhos, Praia de Pipa, RN, Brasil. Revista de Etologia 8 (1): 13-25.
- MONTEIRO-FILHO, E. L. A. 1992. Pesca associada entre golfinhos e aves marinhas. Revista Brasileira de Zoologia, Curitiba, 9 (1/2): 29-37.
- MONTEIRO-FILHO, E. L. A. 1991. Comportamento de caça e repertório sonoro do golfinho *Sotalia brasiliensis* (Cetacea:

- Delphinidae) na região de Cananéia, Estado de São Paulo. Tese de Doutorado, Instituto de Biociências. Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- MONTEIRO-FILHO, E. L. A. 1995. Pesca interativa entre o golfinho *Sotalia fluviatilis guianensis* e a comunidade pesqueira da região de Cananéia. Boletim do Instituto de Pesca, Santos, 22 (2): 15-23.
- MORRIS, K. 1986. The evolution of acoustic mechanisms in odontocete cetaceans. *Evolution and Environment*: 297-324.
- NELSON, E. H., C. E. MATTHEWS, E. J. A. RESENHEIM. 2004. Predators reduce prey population growth by inducing changes in prey behavior. *Ecology*. 85:1853-1858.
- PAITACH, R. L.; SARTORI, C. M. & CREMER, M. J. 2013. Residência e área de vida da população de toninhas, *Pontoporia blainvillei*, na Baía da Babitonga. *Caderno de Iniciação à Pesquisa* 15: 20-25.
- PANSARD, K. C. A.; GURGEL, H. C. B.; ANDRADE, L. D. A. & YAMAMOTO, M. E. 2010. Feeding ecology of the estuarine dolphin (*Sotalia guianensis*) on the coast of the Rio Grande do Norte, Brazil. *Marine Mammal Science* 27:673-687
- PARSONS, E. C. M. 2004. The behavior and ecology of the Indo-Pacific humpback dolphin (*Sousa chinensis*). *Aquatic Mammals* 30, 38e55.
- PERRY, G. & PIANKA, E. E. R. 1997. Animal foraging: past, present and future. *Tree*. 12:360-364.
- POWELL, R. A. 2000. Animal home ranges and territories and home range estimators. Pp. 65–110 in *Research techniques in animal ecology: controversies and consequences* (L. Boitani and T. K. Fuller, eds.). Columbia University Press, New York.
- PRADERI, R.; PINEDO, M. C. & CRESPO, E. A. 1989. Conservation and management of *Pontoporia blainvillei* in Uruguay, Brazil and Argentina. p. 52–56. In: W. F. PERRIN; R. L. BROWNELL, K. Y. ZHOU & J. K. LIU [Eds.], *Biology and conservation of the river dolphins*. Occasional papers of the IUCN Species Survival Commission (SSC) 3.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.



- REIS-FILHO J. A.; BARROS, F.; NUNES, J. A. C. C.; SAMPAIO, C. L. S. & SOUZA, G. B. G. 2011. Moon and tide effects on fish capture in a tropical tidal flat. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 2011, 91(3), 735–743.
- RODRÍGUEZ, D.; RIVERO, L. & BASTIDA, R. 2002. Feeding ecology of the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in marine and estuarine waters of Argentina. *Latin American Journal of Aquatic Mammals* 1:77-94
- ROZAS, L. P. & REED, D. J. 1994. Comparing nekton assemblages of subtidal habitats in pipeline canals traversing brackish and saline marshes in coastal Louisiana, USA. *Wetlands* 14:262-275.
- SANTOS, U. A., ALVAREZ, M. R., SCHILLING, A. C., STRENZEL, G. M. R. & LE PENDU, Y. 2010. Spatial distribution and activities of the estuarine dolphin *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae) in Pontal Bay, Ilhéus, Bahia, Brazil. *Biota Neotrop.* 10(2).
- SANTOS, L. O. 2009. Ictiofauna demersal em diferentes setores da Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, 86pp.
- SARTORI, C. M. 2014. Fotoidentificação, abundância e área de vida de toninhas, *Pontoporia blainvillei*, na Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade da Região de Joinville, 96 p.
- SCHULZE, B. 2012. Estimativa populacional e área de vida do boto-cinza, *Sotalia guianensis*, (Cetacea, Delphinidae) na Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil. Dissertação Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, 121 p.
- SCHWARZ Jr., R. A. 2005. Ictiofauna demersal da Baía dos Pinheiros, Paraná. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 85 p.
- SCOTT, M. D., WELLS, R. S. & IRVINE, A. B. 1990. A long-term study of bottlenose dolphins on the west coast of Florida. Pages 235-244 in: S. Leatherwood and R. R. Reeves (eds), *The bottlenose dolphin*. Academic Press, San Diego. 653 pp.
- SEAMAN, D. E. & POWELL, R. A. 1996. An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. *Ecology* 77 (7): 2075-2085.
- SELZER, L. A. & PAYNE, P. M. 1988. The distribution of white-sided (*Lagenorhynchus acutus*) and common dolphins (*Delphinus delphis*)

- vs. environmental features of the continental shelf of de northeastern United States. *Mar. Mammal. Sci.* (4):141-153.
- SHANE, S. H. 1990. Behavior and ecology of the bottlenose dolphin at Sanibel Island, Florida. In: Leatherwood S. e Reeves R. R. (eds) *The bottlenose dolphin*. Academic Press: San Diego, pp 369–386.
- SHANE, S. H., WELLS, R. S. & WÜRSIG, B. 1986. Ecology, behavior, and social organization of the bottlenose dolphin: a review. *Marine Mammal Science* 2(1), 34–63.
- SIH, A.; CHRISTENSEN, E. B. 2001. Optimal diet theory: when does it work, and when and why does it fail? *Animal Behavior* 61:379-390.
- STELLE, L. L.; MEGILL, W. M. & KINZEL, M. R. 2008. Activity budgets and diving behavior of gray whales (*Eschrichtius robustus*) in feeding grounds off coastal British Columbia. *Marine Mammal Science*, 24(3): 462 - 478.
- STONE, G. 1995: Diurnal movement patterns of Hector’s dolphin as observed from clifftops. *Marine Mammals Science* 11(3): 395–402.
- TOWNSEND, C. R. & HILDREW, A. G. 1979. Foraging strategies and co-existence in a seasonal environment. *Oecologia*, 38, 231–234.
- TRITES, A. W. 2009. Predator-prey relationships. In B.Wursig W.F. Perrin (ed.), *Encyclopedia of Marine Mammals*. Academic Press, San Diego. Pp. 933-936.
- TRUCCOLO, E. C. & SCHETTINI, C. A. F. 1999. Marés astronômicas na Baía da Babitonga, SC. *Notas Técnicas Facimar*, 3: 5766.
- VIEIRA, C. V.; HORN-FILHO, N. O.; BONETTI, C. V. D. H. C. & BONETTI, J. 2008. Caracterização Morfo-sedimentar e Setorização do Complexo Estuarino da Baía da Babitonga/SC. *Boletim Paranaense de Geociências*. 62-63:85-105. Editora UFPR.
- VILAR, C. C. 2009. Estrutura, dinâmica espacial e sazonal da ictiofauna de áreas entre marés da Baía da Babitonga, Santa Catarina. *Dissertação de Mestrado*. Universidade Federal do Paraná. 84pp.
- WARD, E. J.; HOLMES, E. E. & BALCOMB, K. C. 2009. Quantifying the effects of prey abundance on killer whale reproduction. *Journal of Applied Ecology* Blackwell Publishing Ltd 2009, 46, 632–640.
- WEDEKIN, L. L., DAURA-JORGE, F. G. & SIMÕESLOPES, P. C. 2010. Habitat preferences of Guiana dolphins, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), in Norte Bay, southern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* (Print), v. 90, p. 1561-1570.

- WEDEKIN, L. L., DAURA-JORGE, F. G., PIACENTINI, V. Q. & SIMÕES-LOPES, P. C. 2007. Seasonal variations in spatial usage by the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864) (Cetacea; Delphinidae) at its southern limit of distribution. Braz. J. Biol. 67(1):1-8.
- WELLS, R. & KIECKBUSCH, D. 2014. Follow-up monitoring of rehabilitated Guiana dolphins in Colombia. 24 pp. In: Nick's n Notches - Annual Summary of the Activities and Findings of the Chicago Zoological Society's Sarasota Dolphin Research Program.
- WELLS, R. S.; IRVINE, A. B. & SCOTT, M. D. 1980. The social ecology of inshore odontocets. p. 263-317. In: L. M. HERMAN (Ed.), Cetacean behavior: mechanisms and functions. New York, John Wiley.
- WILSON, B.; THOMPSON, P. M. & HAMMOND, P. S. 1997. Habitat use by bottlenose dolphins: seasonal distribution and stratified movement patterns in the Moray Firth, Scotland. J. Appl. Ecol., 34, 1265–1374.
- WÜRSIG, B. & M. WÜRSIG. 1979. Behavior and ecology of the bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, in the south Atlantic. Fish. Bull. 77(2): 399-412.
- WÜRSIG, B. & WÜRSIG, M. 1980. Behavior and ecology of dusky dolphins, *Lagenorhynchus obscurus*, in the South Atlantic. Fish. Bull. 77: 871-890.
- ZAR, J. H., 1999. Biostatistical Analysis, 4nd edn. New Jersey: Prentice Hall.
- ZUUR A. F.; IENO, E. N. & ELPHICK, C. S. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. Methods in Ecology & Evolution 1(1): 3–14.



## ANEXOS

Tabela 1: Assembleia de peixes coletada com redes de arrasto de fundo e picaré durante o verão na Baía de Babitonga, com os comprimentos e biomassa médias, desvios padrão (DP) e a biomassa total por espécie.

Família	Espécie	Número de indivíduos			Comprimento médio $\pm$ DP (cm)	Biomassa média $\pm$ DP (g)	Biomassa total (g)
		Arrasto	Picaré	Total			
Achiridae	<i>Achirus lineatus</i>	70	-	70	12,1 $\pm$ 2,6	40 $\pm$ 26,8	2800,5
Albulidae	<i>Albula vulpes</i>	-	2	2	13,5 $\pm$ 0,9	21 $\pm$ 3,6	42,1
Ariidae	<i>Aspistor luniscutis</i>	50	-	50	17,6 $\pm$ 6,5	71,8 $\pm$ 101	3520,3
	<i>Cathorops spixii</i>	6584	-	6584	13,2 $\pm$ 1,5	20 $\pm$ 8,6	131511,1
	<i>Genidens barbatus</i>	1	-	1	30,1	324,4	324,5
	<i>Genidens genidens</i>	339	-	339	15,7 $\pm$ 3,2	34,2 $\pm$ 42,8	11605,1
Atherinopsidae	<i>Atherinella brasiliensis</i>	-	327	327	14,3 $\pm$ 1,5	25,9 $\pm$ 10,6	8461,1
Belonidae	<i>Strongylura marina</i>	-	11	11	46,4 $\pm$ 6,9	137,5 $\pm$ 74,1	1513,1
	<i>Strongylura timucu</i>	-	3	3	25,9 $\pm$ 24,8	72,9 $\pm$ 52,6	218,6
Carangidae	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	682	-	682	6 $\pm$ 2,5	3,2 $\pm$ 5,3	2179,4
	<i>Oligoplites saliens</i>	58	352	410	13,3 $\pm$ 2,4	15,7 $\pm$ 12,7	6449,0
	<i>Oligoplites saurus</i>	2	58	60	19,6 $\pm$ 2,6	57,3 $\pm$ 17,7	3437,9
	<i>Selene setapinnis</i>	43	-	43	7,4 $\pm$ 2,2	6,2 $\pm$ 4,6	266,6
	<i>Selene vomer</i>	56	44	100	7 $\pm$ 2,9	6,9 $\pm$ 7,7	687,3
	<i>Trachinotus carolinus</i>	-	18	18	8,8 $\pm$ 1,3	9,6 $\pm$ 5,4	173,3
	<i>Trachinotus falcatus</i>	4	6	10	6,8 $\pm$ 1,8	9 $\pm$ 16,5	89,9
Centropomidae	<i>Centropomus parallelus</i>	1	1	2	25 $\pm$ 17,2	266,3 $\pm$ 349,6	532,7
Clupeidae	<i>Pellona harroweri</i>	630	1	631	7,5 $\pm$ 3,1	6,1 $\pm$ 7,8	3868,1
Cynoglossidae	<i>Symphurus tessellatus</i>	123	-	123	12,9 $\pm$ 2	15,6 $\pm$ 7,2	1919,3
Diodontidae	<i>Chilomycterus spinosus</i>	5	14	19	12 $\pm$ 9,6	100,9 $\pm$ 182,8	1918,2
Engraulidae	<i>Anchoa filifera</i>	22	13	35	14,7 $\pm$ 1,5	23,6 $\pm$ 12,3	826,3
	<i>Anchoa januaria</i>	11	7	18	15,1 $\pm$ 1,7	25,3 $\pm$ 10,5	456,3
	<i>Anchovia clupeioides</i>	4	1	5	10,1 $\pm$ 3,7	11 $\pm$ 12,7	54,8
	<i>Cetengraulis edentulus</i>	4	-	4	16,3 $\pm$ 0,6	47,2 $\pm$ 30	188,7
	<i>Engraulis anchoita</i>	3	-	3	9,6 $\pm$ 1,2	6 $\pm$ 3,6	18,1
	<i>Lycengraulis grossidens</i>	9	2	11	17,8	84,2	84,2
Ephippidae	<i>Chaetodipterus faber</i>	16	1	17	12,6 $\pm$ 7,6	133,7 $\pm$ 251,4	2273,0
Gerreidae	<i>Diapterus olisthostomus</i>	1	-	1	7,8	6,8	6,8
	<i>Diapterus rhombeus</i>	4	11	15	13,5 $\pm$ 1,3	34,5 $\pm$ 10,1	516,9
	<i>Eucinostomus argenteus</i>	-	1	1	12,3	23,5	23,5
	<i>Eucinostomus gula</i>	5	10	15	12,1 $\pm$ 1,6	26,8 $\pm$ 10,7	401,9
	<i>Eucinostomus melanopterus</i>	4	30	34	11,8 $\pm$ 1,5	17 $\pm$ 7,7	577,2
Gobiidae	<i>Bathygobius soporator</i>	-	1	1	11	16	16,0
	<i>Coryphopterus glaucifraenum</i>	-	1	1	11,4	19,3	19,3
	<i>Gobionellus oceanicus</i>	-	2	2	11,4 $\pm$ 1,3	21,3	42,7
Haemulidae	<i>Genyatremus luteus</i>	11	-	11	10,1 $\pm$ 3,9	26,4 $\pm$ 24,5	291,0
	<i>Orthopristis ruber</i>	2	-	2	25,6 $\pm$ 3,7	204 $\pm$ 87,5	408,0
Lutjanidae	<i>Lutjanus synagris</i>	1	-	11	13,8 $\pm$ 1,2	11,9 $\pm$ 10	131,4
Monacanthidae	<i>Stephanolepis hispidus</i>	2	-	2	6,9 $\pm$ 2	7,7 $\pm$ 6,4	15,4
Mugilidae	<i>Mugil curema</i>	-	15	15	13,3 $\pm$ 3,4	33,5 $\pm$ 25,4	503,3
	<i>Mugil gaimardianus</i>	-	1	1	15,5	41,1	41,1
	<i>Mugil liza</i>	-	3	3	20,7 $\pm$ 8,5	137,5 $\pm$ 168,7	412,6
	<i>Mugil platanus</i>	-	10	10	20,4 $\pm$ 10,2	59,7 $\pm$ 52,3	597,2
Paralichthyidae	<i>Citharichthys arenaceus</i>	129	16	145	13,2 $\pm$ 2	20,3 $\pm$ 9,8	2945,8
	<i>Citharichthys spilopterus</i>	17	1	18	10,8 $\pm$ 2,4	14,6 $\pm$ 6,3	263,5
	<i>Etropus crossotus</i>	53	3	56	8,1 $\pm$ 2,9	7,5 $\pm$ 9,1	423,0
Sciaenidae	<i>Ctenosciaena gracilicirrus</i>	1	-	1	12,2	25,4	25,4
	<i>Cynoscion acoupa</i>	1	-	1	29,5	223,1	223,1
	<i>Cynoscion jamaicensis</i>	93	-	93	8,9 $\pm$ 1,1	5,3 $\pm$ 3,6	491,7
	<i>Cynoscion leiarchus</i>	185	2	187	8,2 $\pm$ 1,6	5,3 $\pm$ 6,6	1001,9
	<i>Cynoscion microlepidotus</i>	1	-	1	11	14,6	14,6

Continuação...

Família	Espécie	Número de indivíduos			Comprimento médio ±DP (cm)	Biomassa média ±DP (g)	Biomassa total (g)	
		Arrasto	Picaré	Total				
Sciaenidae	<i>Isopisthus parvipinnis</i>	4	-	4	16,7 ±2,6	38,2 ±22,1	152,7	
	<i>Larimus breviceps</i>	11	-	11	10,5 ±5,3	26,7 ±34	293,4	
	<i>Menticirrhus americanus</i>	106	9	115	15,1 ±6,2	56,8 ±113,5	6532,5	
	<i>Menticirrhus littoralis</i>	6	-	6	10,4 ±0,6	7,8 ±1,9	47,0	
	<i>Micropogonias furnieri</i>	604	21	625	12 ±2,4	17,2 ±13,8	10761,3	
	<i>Ophioscion punctatissimus</i>	22	-	22	9,8 ±2	14,4 ±8,6	316,61	
	<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	79	3	82	14,3 ±3,2	25,9 ±18	2127,9	
	<i>Pogonias cromis</i>	-	1	1	13,4	33,1	33,1	
	<i>Stellifer brasiliensis</i>	86	-	86	11 ±1,3	13,5 ±6	1162,8	
	<i>Stellifer rastrifer</i>	3199	-	3199	11,9 ±2	18,4 ±4,1	58827,5	
	<i>Stellifer stellifer</i>	135	-	135	11,2 ±1,5	14,2 ±4	1921,1	
	Scombridae	<i>Scomberomorus cavalla</i>	-	2	2	14,7 ±0,8	17,9 ±7	35,9
	Serranidae	<i>Diplectrum formosum</i>	1	-	1	16,3	40,8	40,8
<i>Diplectrum radiale</i>		7	-	7	16,1 ±1,7	60,5 ±18,4	423,9	
Sparidae	<i>Archosargus rhomboidalis</i>	1	-	1	9,3	13,6	13,6	
Stromateidae	<i>Peprilus paru</i>	12	-	12	8,6 ±0,6	12,2 ±3,4	146,3	
Syngnathidae	<i>Hippocampus reidi</i>	-	2	2	9,1 ±1,5	2,5 ±0,7	5,0	
Synodontidae	<i>Saurida caribbaea</i>	-	1	1	9,8	4,6	4,6	
Tetraodontidae	<i>Lagocephalus laevigatus</i>	24	10	34	10,8 ±2,7	24,3 ±23,4	826,9	
	<i>Sphoeroides greeleyi</i>	1	-	1	9,1	13,7	13,7	
	<i>Sphoeroides spengleri</i>	120	385	505	9,9 ±1,6	19,2 ±12,4	9676,1	
	<i>Sphoeroides testudineus</i>	270	74	344	15,3 ±4,2	80,2 ±56,6	27433,7	
	<i>Sphoeroides tyleri</i>	-	1	1	9	11,1	11,1	
Trichiuridae	<i>Trichiurus lepturus</i>	10	1	11	42 ±16	57,5 ±69,6	632,3	
Triglidae	<i>Prionotus nudigula</i>	11	-	11	5,8 ±0,7	1,6 ±0,8	18,1	
	<i>Prionotus punctatus</i>	140	-	140	8,1 ±1,7	6,1 ±4,5	856,2	
<b>Total parcial: Osteichthyes</b>		<b>14076</b>	<b>1478</b>	<b>15554</b>	-	-	<b>317126,7</b>	
Dasyatidae	<i>Dasyatis guttata</i>	1	-	1	97,5	824,1	824,1	
Gymnuridae	<i>Gymnura altavela</i>	2	-	2	28,8 ±1,9	707,2 ±310	1414,5	
Rhinobatidae	<i>Rhinobatos horkelii</i>	4	-	4	31,3 ±21,6	215,6 ±377,3	862,6	
	<i>Rhinobatos percellens</i>	3	-	3	54,7 ±9,6	497,6 ±233,6	1492,8	
	<i>Zopterix brevirostris</i>	1	-	1	32,9	363,5	363,5	
<b>Total parcial: Chondrichthyes</b>		<b>11</b>	<b>-</b>	<b>11</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>4957,5</b>	
<b>TOTAL GERAL</b>		<b>14087</b>	<b>1478</b>	<b>15565</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>322084,2</b>	