Laura Busin Campos

Relações tróficas e uso de área da toninha, *Pontoporia blainvillei* (Gervais e d'Orbigny, 1844) e do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864) da costa sudeste do Brasil determinados pela composição de isótopos estáveis de carbono e nitrogênio

Dissertação apresentada ao Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências, Programa de Oceanografia, área de Oceanografia Biológica.

Orientador:

Prof. Dr. Marcos César de Oliveira Santos

São Paulo

2019

Universidade de São Paulo
Instituto Oceanográfico

Relações tróficas e uso de área da toninha, *Pontoporia blainvillei* (Gervais e d'Orbigny, 1844) e do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864) da costa sudeste do Brasil determinados pela composição de isótopos estáveis de carbono e nitrogênio

Laura Busin Campos

Dissertação apresentada ao Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências, Programa de Oceanografia, área de Oceanografia Biológica.

VERSÃO CORRIGIDA

Julgada em ____/____/____

Prof(a). Dr(a).

Conceito

Prof(a). Dr(a).

Conceito

Prof(a). Dr(a).

Conceito

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, gostaria de agradecer ao meu orientador, Prof. Dr. Marcos César, pela confiança, pela oportunidade de trabalhar com os cetáceos desde 2013, por disponibilizar todo o material que foi utilizado nesse estudo, pelo auxílio em todas as etapas do trabalho, sempre disposto a ajudar. Obrigada por todo o aprendizado que tive durante esses quase seis anos sob sua orientação, tudo o que sei da vida acadêmica se deve a você. Esse trabalho não seria possível sem todo o seu apoio.

Aos meus amigos e companheiros do Laboratório de Biologia da Conservação de Mamíferos Aquáticos (Amanda, Débora, Rodrigo, Val, Aninha, Madá, Didi, Bia e Nay) pela companhia durante todos esses anos, pelas conversas acadêmicas ou não, pelas risadas, por todo o apoio durante todas as fases desse trabalho. Um obrigado especial à Amandita, minha parceira da pós-graduação, que me acompanhou durante esses quase dois anos e meio em toda a jornada de disciplinas, de angústias e inseguranças, de felicidades e descobertas. Esse caminho teria sido bem mais difícil sem sua companhia! Também gostaria de agradecer em especial à Dé, minha confidente de todas as horas no laboratório, por sempre me confortar nos momentos mais difíceis e compartilhar muitas risadas e conversas durante esse período de LABCMA.

Aos meus pais, Cynthia e Urbano, por todo o amor e carinho que me deram a vida toda, por todos os ensinamentos, por me apoiarem e incentivarem em todas as minhas decisões e principalmente pela a oportunidade de estudar e chegar até aqui. À minha irmã, Beatriz, que sempre esteve presente, fazendo companhia ou brigando mesmo.

Ao meu namorado, Érico, por me fazer companhia e me aturar há quase sete anos, por me dar amor e carinho durante todas as fases desse trabalho, nos momentos bons e ruins e pela grande paciência comigo principalmente nesses últimos dois anos e meio. Saiba que te amo muito e você é muito importante pra mim.

À Genyffer e à Marinella por terem me ajudado com todas as dúvidas sobre a metodologia dos isótopos estáveis, por sempre responderem com rapidez aos meus e-mails desesperados e por terem me apresentado de certa forma a esse mundo dos isótopos. O apoio de vocês foi muito importante para a confecção deste trabalho.

Ao Dr. Raymond Lee, coordenador do Stable Isotope Core Laboratory da Universidade do Estado de Washington (WSU) por fazer a análise isotópica de todas as minhas amostras, por me auxiliar em todo o processo, desde a preparação até o envio dos

resultados, por sempre responder com muita rapidez e cordialidade todos os meus e-mails com dúvidas e por estar sempre disposto a ajudar.

Ao Edinilson da Silva, Nanuka, que fez o contato com os pescadores de Cananéia para que eu conseguisse as espécies de presas necessárias para o presente estudo.

Ao Fundo Nacional do Meio Ambiente (FNMA), por meio do Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira (PROBIO), Ministério do Meio Ambiente (BIRD/GEF/CNPq), à FAPESP por meio do projeto "Capturas acidentais de pequenos cetáceos em atividades pesqueiras no litoral sul paulista: buscando subsídios para formulações de política de conservação" (processo 2010/51323-6), que financiaram projetos que possibilitaram a coleta dos dados.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida durante os dois anos de mestrado.

À Society for Marine Mammalogy (SMM) e à Cetacean Society International (CSI), principalmente ao Bill Rossiter, pelos apoios financeiros concedidos que me permitiram a ida à “22nd Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals” para aprimorar os meus conhecimentos sobre os isótopos estáveis e permitiram o envio das minhas amostras para análise isotópica.

À banca examinadora, Dra. Silvina Botta e Dra. Tatiana Bisi, por ler e colaborar com o aprimoramento desse trabalho.

Às minhas grandes amigas Net, Carol, Tams, Sofs e Ló por me acompanharem durante toda a minha trajetória desde os nossos tempos no Colégio Equipe, pelas conversas, brincadeiras e encontros. Em especial à Net, por todos os Escapes, passeios, viagens e risadas durante esses últimos dois anos que me permitiram espairar em momentos importantes. E também em especial à Carol, pelo auxílio muito importante nas burocracias do pagamento das análises isotópicas nos EUA, e pelas noites divertidas jogando Don't Starve.

Aos meus grandes companheiros de bandeirão durante esses dois anos de mestrado, Hevelim, Thaís, Tiririca e Carol. Obrigada pela boa companhia, pelas risadas e conversas durante os almoços.

Aos meus times, Utsal, Hand Barango e Icbiolt pela companhia, pelas risadas e pela diversão em todos os treinos, jogos e competições. Sem esses momentos de descontração não conseguiria ter feito nem metade deste trabalho.

Aos funcionários do IO que me auxiliaram sempre que necessário, tirando dúvidas (Daniel, Ana Paula, Letícia e Wagner) e disponibilizando materiais e espaço para a realização de algumas etapas do meu trabalho (Davi e Caia).

Enfim, a todos aqueles que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

RESUMO

Os cetáceos desempenham diversos papéis ecológicos de suma importância em ecossistemas aquáticos. Compreender como interagem com o meio biótico e abiótico à sua volta irá refinar o conhecimento sobre estes papéis ecológicos desempenhados. Uma das formas para atingir esta meta reside em estudar seus nichos ecológicos, através da investigação do uso de área e das relações tróficas. Este estudo visou descrever as características de uso de área e da ecologia trófica de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) e botos-cinza (*Sotalia guianensis*) capturados acidentalmente no litoral sul do Estado de São Paulo e de botos-cinza biopsiados dentro do estuário de Cananéia entre 2002 e 2018, a partir da análise de isótopos estáveis de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$). Avaliou-se também a relação isotópica entre as duas espécies-alvo e suas principais presas, bem como as assinaturas isotópicas das classes sexuais. As razões isotópicas foram estimadas a partir de amostras de pele. As análises químicas foram realizadas por um analisador elementar interligado a um espectrômetro de massa. O tamanho e a sobreposição do nicho isotópico foram calculados utilizando o pacote SIBER e a contribuição de cada presa na dieta foi calculada utilizando o pacote simmr, ambos do software estatístico R. Os resultados do presente estudo mostraram que existe uma segregação espacial e não trófica entre botos-cinza e toninhas da região. Já os botos-cinza amostrados dentro e fora do estuário demonstram uma segregação trófica. A ictiofauna demonstrou uma maior importância nos hábitos alimentares dos botos-cinza e os cefalópodes nos hábitos alimentares da toninha. Não houve segregação espacial ou trófica entre classes sexuais de toninhas e de botos-cinza. O presente estudo trouxe novas informações sobre o uso de área e a ecologia trófica de botos-cinza e de toninhas no litoral sul do Estado de São Paulo. Mostrou também a diferença entre o comportamento de forrageamento das espécies, evidenciou diferenças regionais ao se comparar os resultados obtidos com distintas populações das duas espécies, e indicou novos caminhos a serem investigados.

Palavras-chave: Isótopos estáveis; $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$; nicho isotópico; uso de área; *Pontoporia blainvillei*; *Sotalia guianensis*, Atlântico sudoeste.

ABSTRACT

Cetaceans play important ecological roles in aquatic ecosystems. Understanding how they interact with the biotic and abiotic environment will enhance knowledge on these ecological roles. One of the tools to achieve this goal lies on the study of their ecological niches through the investigation of the use of area and trophic relationships. This study aimed to describe the characteristics of the use of area and the trophic ecology of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) and Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) accidentally caught off the south coast of São Paulo State, and Guiana dolphins biopsied in the Cananéia estuary between 2002 and 2018, based on the carbon ($\delta^{13}\text{C}$) and the nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$) stable isotopes analysis. The isotopic relationship among the two target species and their main preys was also evaluated, as well as the comparison of the isotopic signatures between sexual classes. Isotopic ratios were estimated from skin samples. The chemical analyzes were performed by the use of an elemental analyzer interconnected to a mass spectrometer. The isotopic niche size and overlap were calculated using the SIBER package and the contribution of each prey in the diet was calculated using the simmr package, both of the statistical software R. The present study results showed a spatial and non-trophic segregation between Guiana dolphins and franciscanas. The Guiana dolphins sampled in and out of the estuary showed trophic segregation. The ichthyofauna showed a greater importance to the Guiana dolphins and the cephalopods to the franciscanas feeding habits. There was no spatial or trophic segregation between sex classes of franciscana and Guiana dolphins. The present study brought up new contributions about the use of area and the trophic ecology of Guiana and franciscana dolphins in the southern coast of São Paulo State. It also showed the difference between the species' foraging behavior, highlighted regional differences when comparing the results of different populations of both species, and indicated new avenues to be investigated.

Key words: Stable isotopes; $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$; isotopic niche; use of area; *Pontoporia blainvillei*; *Sotalia guianensis*, Southwest Atlantic.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** - Indivíduos de boto-cinza, *Sotalia guianensis*, avistados em 2015 no estuário de Cananéia. Foto: Aline Boutros.46
- Figura 2** - Indivíduo de toninha, *Pontoporia blainvillei*, avistado em 2008 na Baía das Laranjeiras, litoral paranaense. Foto: Marcos César de Oliveira Santos.....46
- Figura 3** - Mapa de localização da área de estudo que inclui a região costeira do sul do Estado de São Paulo com pontos que indicam os locais exatos onde os cetáceos odontocetos foram amostrados.47
- Figura 4** - Box-plot representando a distribuição, as médias (ponto) e as medianas (linha) dos valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ (esquerda) e $\delta^{15}\text{N}$ (direita) nos três grupos de cetáceos analisados.48
- Figura 5** - Box-plot representando a distribuição, as médias (ponto) e as medianas (linha) dos valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ (esquerda) e $\delta^{15}\text{N}$ (direita) em fêmeas (n= 8) e machos (n= 8) de toninha.48
- Figura 6** - Box-plot representando a distribuição, as médias (ponto) e as medianas (linha) dos valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ (esquerda) e $\delta^{15}\text{N}$ (direita) em fêmeas (n= 6) e machos (n= 6) de boto-cinza costeiro.....49
- Figura 7** - Plot de densidade das áreas da elipse padrão bayesiana (SEAb) das toninhas (*Pontoporia blainvillei*) e dos botos-cinza (*Sotalia guianensis*) capturados acidentalmente por embarcações de pesca entre 2011 e 2017 e dos botos-cinza biopsiados dentro do estuário de Cananéia em março de 2018. O “X” indica a área média da elipse padrão de cada espécie, usando uma abordagem não-bayesiana, mas ajustada por amostragem (SEAc) e o ponto preto representa a moda da distribuição dos valores de SEAb. As caixas cinzas apresentam intervalos de credibilidade de 50%, 75% e 95% (do cinza escuro ao claro, respectivamente).50
- Figura 8** - Gráficos de dispersão de isótopos de $\delta^{13}\text{C}$ x $\delta^{15}\text{N}$ (δ -space) das toninhas (*Pontoporia blainvillei*) e botos-cinza (*Sotalia guianensis*) capturados acidentalmente por embarcações de pesca entre 2011 e 2017 e dos botos-cinza biopsiados dentro do estuário de Cananéia em março de 2018. Cada ponto representa um indivíduo e cada elipse representa 40% das amostras de cada espécie, utilizando a estatística SEAc.....51

Figura 9 - Plot de densidade das áreas da elipse padrão bayesiana (SEAb) para fêmeas e machos das toninhas (*Pontoporia blainvillei*) e dos botos-cinza (*Sotalia guianensis*) capturados acidentalmente por embarcações de pesca entre 2011 e 2017. O “X” indica a área média da elipse padrão de cada espécie, usando uma abordagem não-bayesiana, mas ajustada por amostragem (SEAc) e o ponto preto representa a moda da distribuição dos valores de SEAb. As caixas cinzas apresentam intervalos de credibilidade de 50%, 75% e 95% (do cinza escuro ao claro, respectivamente).....52

Figura 10 - Gráficos de dispersão de isótopos de $\delta^{13}\text{C}$ x $\delta^{15}\text{N}$ (δ -space) de fêmeas e machos de toninha (*Pontoporia blainvillei*) capturados acidentalmente por embarcações de pesca entre 2011 e 2017. Cada ponto representa um indivíduo e cada elipse representa 40% das amostras de cada sexo, utilizando a estatística SEAc.....53

Figura 11 - Gráficos de dispersão de isótopos de $\delta^{13}\text{C}$ x $\delta^{15}\text{N}$ (δ -space) de fêmeas e machos de boto-cinza (*Sotalia guianensis*) capturados acidentalmente por embarcações de pesca entre 2011 e 2017. Cada ponto representa um indivíduo e cada elipse representa 40% das amostras de cada sexo, utilizando a estatística SEAc.....54

Figura 12 - Médias dos isótopos de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das toninhas (*Pontoporia blainvillei*) estudadas e das presas consideradas principais em seus hábitos alimentares estão representadas com seus respectivos desvios padrão (barras). Pb: *Pontoporia blainvillei*; Ip: *Isopisthus parvipinnis*; Ph: *Pellona harroweri*; St sp.: *Stellifer* sp.; Dp: *Doriteuthis plei*; Lobr: *Lolliguncula brevis*.....55

Figura 13 - Médias dos isótopos de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos botos-cinza (*Sotalia guianensis*) estudados e das presas consideradas principais em seus hábitos alimentares estão representadas com seus respectivos desvios padrão (barras). Sgc: *Sotalia guianensis* costeiro; Mf: *Micropogonias furnieri*; St sp.: *Stellifer* sp.; Tl: *Trichiurus lepturus*; Dp: *Doriteuthis plei*; Lobr: *Lolliguncula brevis*.....56

Figura 14 - Contribuição potencial das espécies de presas consideradas principais no hábito alimentar da toninha, *Pontoporia blainvillei*, no litoral sul do Estado de São Paulo, com média, percentis de 25% e 75%, conforme determinado pelo modelo de mistura Bayesiano simmr. Ip: *Isopisthus parvipinnis*; Ph: *Pellona harroweri*; St sp.: *Stellifer* sp.; Dp: *Doriteuthis plei*; Lob: *Lolliguncula brevis*.57

Figura 15 - Contribuição potencial das espécies de presas consideradas principais no hábito alimentar das fêmeas (acima) e machos (abaixo) da toninha, *Pontoporia blainvillei*, no litoral sul do Estado de São Paulo, com média, percentis de 25% e 75%, conforme determinado pelo

modelo de mistura Bayesiano simmr. Ip: *Isopisthus parvipinnis*; Ph: *Pellona harroweri*; St sp.: *Stellifer* sp.; Dp: *Doriteuthis plei*; Lob: *Lolliguncula brevis*.58

Figura 16 - Contribuição potencial das espécies de presas consideradas principais no hábito alimentar do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) costeiro no litoral sul do Estado de São Paulo, com média, percentis de 25% e 75%, conforme determinado pelo modelo de mistura Bayesiano simmr. Mf: *Micropogoninas furnieri*; St sp.: *Stellifer* sp.; Tl: *Trichiurus lepturus*; Dp: *Doriteuthis plei*; Lob: *Lolliguncula brevis*.59

Figura 17 - Contribuição potencial das espécies de presas consideradas principais no hábito alimentar das fêmeas (acima) e machos (abaixo) do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) costeiro no litoral sul do Estado de São Paulo, com média, percentis de 25% e 75%, conforme determinado pelo modelo de mistura Bayesiano simmr. Mf: *Micropogoninas furnieri*; St sp.: *Stellifer* sp.; Tl: *Trichiurus lepturus*; Dp: *Doriteuthis plei*; Lob: *Lolliguncula brevis*.60

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** - Padrões internacionais de razão isotópica. Fonte: SULZMAN (2007).....61
- Tabela 2** - Lista das amostras de toninhas (*Pontoporia blainvillei*, Pb) e botos-cinza (*Sotalia guianensis*, Sg) capturados acidentalmente por embarcações de pesca pela costa sul do Estado de São Paulo ou biopsiados no estuário de Cananéia-Iguaçu (sublinhado) entre outubro de 2011 e maio de 2018. PA significa Projeto Atlantis, SGD significa *Sotalia guianensis* amostrados dentro do estuário, CT é o comprimento total, as idades foram definidas em anos e os sexos foram definidos em M para machos e F para fêmeas pelas aberturas das fendas da genitália durante a dissecação.62
- Tabela 3** - Principais presas nos hábitos alimentares das toninhas e dos botos-cinza segundo Lopes et al. (2012), Campos (2015) e Henning et al. (2018) , estudos realizados na região sul da costa do Estado de São Paulo e norte do Paraná. Hábitos das presas: pelágica (P), demersal (D) ou demersal-pelágica (DP).....63
- Tabela 4** - Lista das amostras das presas coletadas com o auxílio de pescadores da região de Cananéia durante a temporada de pesca do segundo semestre de 2017 e utilizadas no presente estudo. ICT significa ictiofauna, CEF significa cefalópodes e os comprimentos foram definidos em centímetros (cm).63
- Tabela 5** - Valores em ‰ de $\delta^{13}\text{C}$ com a extração lipídica e com a correção matemática e de $\delta^{15}\text{N}$ sem extração lipídica das amostras de pele dos indivíduos de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) capturadas acidentalmente por embarcações de pesca entre 2013 e 2016, no litoral sul do Estado de São Paulo. DP significa desvio-padrão.64
- Tabela 6** - Valores em ‰ de $\delta^{13}\text{C}$ com a extração lipídica e com a correção matemática e de $\delta^{15}\text{N}$ sem extração lipídica das amostras de pele dos indivíduos de botos-cinza (*Sotalia guianensis*) capturados acidentalmente por embarcações de pesca entre 2011 e 2017, no litoral sul do Estado de São Paulo. DP significa desvio-padrão.64
- Tabela 7** - Valores em ‰ de $\delta^{13}\text{C}$ com a correção matemática e de $\delta^{15}\text{N}$ das amostras de pele dos indivíduos de botos-cinza (*Sotalia guianensis*) biopsiados dentro do estuário de Cananéia em março de 2018. DP significa desvio-padrão.65
- Tabela 8** - N amostral (n), valores mínimos (Mín), máximos (Max), médios (Média) e de desvio padrão (DP) de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ e tamanho de área da elipse (SEAc) para as amostras de

pele de cetáceos (Pb: *Pontoporia blainvillei*; Sgc: *Sotalia guianensis* costeiro; Sge: *Sotalia guianensis* do estuário), ictiofauna (Ip: *Isopisthus parvipinnis*; Mf: *Micropogonias furnieri*; Ph: *Pellona harroweri*; St sp.: *Stellifer* sp.; Tl: *Trichiurus lepturus*) e cefalópodes (Dp: *Doriteuthis plei*; Lobr: *Loliguncula brevis*). DP significa desvio-padrão.65

Tabela 9 - N amostral (n), valores mínimos (Mín), máximos (Max), médios (Média) e de desvio padrão (DP) de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ e tamanho de área da elipse (SEAc) para as amostras de pele de machos e fêmeas de toninha (*Pontoporia blainvillei*) e boto-cinza (*Sotalia guianensis*). DP significa desvio-padrão.66

Tabela 10 - Resultado do teste de correlação de Spearman e o respectivo p-valor entre os valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ com as idades e os comprimentos dos indivíduos de toninha (*Pontoporia blainvillei*) e botos-cinza (*Sotalia guianensis*) capturados acidentalmente por embarcações de pesca entre 2011 e 2017.66

Tabela 11 - Comparação entre o tamanho das elipses, porcentagem de ocorrência dessa comparação dentre todas as soluções resultantes do modelo Bayesiano, valor de sobreposição da SEAc, em unidade de área ($\%^2$) e em porcentagem (%), e porcentagem de ocorrência de sobreposição dentre todas as soluções resultantes do modelo Bayesiano para cada par de grupo de cetáceo (Pb: *Pontoporia blainvillei*; Sgc: *Sotalia guianensis* costeiro; Sge: *Sotalia guianensis* do estuário), para fêmeas e machos de toninha e para fêmeas e machos de boto-cinza costeiro.66

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	14
1.1. Ecologia trófica e uso de área	14
1.2. O método dos isótopos estáveis	15
1.3. História de vida das espécies-alvo	18
2. OBJETIVOS	23
3. MATERIAIS E MÉTODOS	23
3.1. Área de estudo	23
3.2. Coleta das amostras	25
3.3. Preparação dos tecidos para análise	26
3.4. Extração lipídica	27
3.5. Análise dos isótopos estáveis	28
3.6. Correção matemática	28
3.7. Análise dos dados	29
3.7.1. Análises estatísticas	29
3.7.2. Tamanho e sobreposição de nicho isotópico	30
3.7.3. Contribuição de presas em potencial na dieta	31
4. RESULTADOS	33
4.1. Análises estatísticas	33
4.2. Tamanho e sobreposição de nicho isotópico	34
4.3. Contribuição de presas em potencial na dieta	35
5. DISCUSSÃO	36
6. CONCLUSÃO	45
FIGURAS	46
TABELAS	61
REFERÊNCIAS	67

1. INTRODUÇÃO

1.1. Ecologia trófica e uso de área

Os cetáceos (Mammalia, Cetartiodactyla) desempenham diversos papéis ecológicos de suma importância em ecossistemas aquáticos como predadores em teias tróficas, ressuspensores de sedimentos, transporte vertical e horizontal de nutrientes, dentre outros (ROMAN et al., 2014). Compreender como os cetáceos interagem com o meio biótico e abiótico à sua volta irá refinar cada vez mais o conhecimento sobre estes papéis ecológicos desempenhados. Uma das ferramentas para atingir esta meta reside em estudar seus nichos ecológicos, através da investigação do uso de área e das relações tróficas.

Segundo Hutchinson (1957), um nicho ecológico é o conjunto de condições bióticas e abióticas nas quais uma espécie pode sobreviver, mantendo tamanhos populacionais estáveis. O nicho pode ser composto por diversas dimensões; entre elas estão a dimensão trófica (recursos utilizados, como composição e qualidade da dieta), a dimensão espacial (habitat em que vivem e se alimentam) e a dimensão temporal (que podem ir dos padrões de atividade durante o dia até migrações anuais). Assim, a diferenciação de nicho entre espécies simpátricas pode ocorrer a partir da segregação trófica, espacial ou temporal para evitar a exclusão competitiva (GAUSE, 1934; HUTCHINSON, 1957; PIANKA, 1974). A maior diferenciação tende a ocorrer ao longo das duas primeiras dimensões (SCHOENER, 1974).

Alguns fatores são determinantes para definir o habitat, a movimentação e a distribuição de cetáceos, dentre os quais se destacam (1) os demográficos, incluindo a abundância, a idade, e características do ciclo de vida; (2) os evolutivos, incluindo os aspectos morfológicos, fisiológicos e comportamentais; (3) os ecológicos, incluindo o uso e a distribuição de presas, a presença de predadores ou competidores; (4) aqueles relacionados ao habitat, como a temperatura, a salinidade e a densidade da água, o tipo de substrato; (5) e os antropogênicos, como por exemplo o nível de poluição, e consequências das mudanças climáticas globais (HASTIE et al., 2004; FORCADA, 2018). Todos eles atuam em diferentes escalas de espaço e tempo para cada espécie/grupo taxonômico (FORCADA et al., 2012).

Uma das ferramentas mais utilizadas para o estudo de distribuição e uso de habitat em cetáceos centra-se em levantamentos aéreos ou a bordo, seguindo-se transectos sistematicamente planejados, nos quais alguns dados (tamanho de grupo, localização, temperatura, salinidade, profundidade, presença de filhotes, presença de comportamentos

específicos) são coletados de acordo com protocolos predeterminados (FORCADA, 2018). Além dessa ferramenta, a investigação sobre a ecologia trófica desses mamíferos também propicia aos investigadores uma janela para compreender características de uso de área.

Uma das práticas mais comuns para se estudar a ecologia alimentar dos cetáceos é a análise do conteúdo estomacal de animais encontrados encalhados ou capturados acidentalmente em operações de pesca (BARROS; CLARKE, 2009). Essa técnica possibilita a identificação das espécies das presas consumidas a partir de estruturas que são mais resistentes à digestão (FITCH; BROWNELL, 1968; CLARKE, 1986; JOBLING; BREIBY, 1986).

Existem alguns vieses nesse tipo de análise, pois o diferente estado de digestão dos fragmentos pode levar à super ou à subestimação da importância de cada item alimentar e, conseqüentemente, dificultar a interpretação dos hábitos alimentares dos cetáceos. Deve-se considerar também a possibilidade de contaminação das amostras pelos itens alimentares das presas ingeridas (FITCH; BROWNELL, 1968; CLARKE, 1986). Além disso, a análise de conteúdo estomacal é uma representação instantânea, ou seja, mostra do que um indivíduo se alimentou nos dias anteriores à morte e, possivelmente, não reflete os principais itens de que se alimenta regularmente (MICHENER; KAUFMAN, 2007). Outro viés a ser considerado é que as estruturas dos peixes e dos cefalópodes mais resistentes à digestão ficam por tempos distintos dentro do estômago (CLARKE, 1986), impossibilitando comparações entre esses dois grupos. Esses ruídos descritos associados à técnica mais tradicional de estudos de ecologia trófica podem fornecer informações distorcidas sobre as formas de uso de área pelos cetáceos.

Atualmente novas metodologias complementares estão sendo cada vez mais aplicadas para o estudo da ecologia alimentar de cetáceos, como a avaliação das composições de isótopos estáveis assimilados pelos organismos e disponíveis em seus tecidos (HERMAN et al., 2005).

1.2. O método dos isótopos estáveis

A composição isotópica de um organismo é determinada primariamente pela composição isotópica do alimento, da água, e dos gases absorvidos em seu corpo, e é a partir destes elementos que são constituídos os seus tecidos e minerais biológicos (NEWSOME; CLEMENTZ; KOCH, 2010). A análise dos valores de isótopos estáveis de elementos mais

leves (e.g. carbono, nitrogênio, hidrogênio e oxigênio) em tecidos biológicos está sendo usada constantemente para estudar ecologia trófica (AMES; VAN VLEET; SACKETT, 1996; NEWSOME et al., 2009), uso de habitat (BEST; SCHELL, 1996; WOLF et al., 2008), migração (SCHELL; SAUPE; HAUBENSTOCK, 1989; SCHELL, 2000), conectividade e diferenciação de estoques populacionais (BORRELL et al., 2006), fisiologia (LESAGE; HAMMILL; KOVACS, 2002; STEGALL et al., 2008), dentre outros temas. Já os isótopos de elementos mais pesados como enxofre, chumbo e estrôncio também têm sido utilizados buscando-se compreender mais detalhadamente esta relação desses mamíferos com seu meio (NEWSOME; CLEMENTZ; KOCH, 2010).

Isótopos são átomos com o mesmo número de prótons e elétrons, mas diferente número de nêutrons. Os isótopos estáveis são definidos como aqueles que são energeticamente estáveis e não decaem, ou seja, não são radioativos. Um isótopo tende a ser estável quando o número de nêutrons (N) e o número de prótons (Z) são muito semelhantes ($Z/N \approx 1 - 1,5$) (SULZMAN, 2007).

A razão de isótopos estáveis é normalmente expressa por meio da notação delta (δ), e a unidade usada é partes por mil (‰). Essa razão pode ser calculada pela seguinte formulação: $\delta^bX = [(Ramostra/Rpadrão)-1]*1000$, onde δ é a razão isotópica da amostra em relação a um padrão internacionalmente aceito (com valor isotópico de $\approx 0‰$) (Tabela 1); na fórmula, X é o elemento analisado; b é a massa do isótopo mais pesado; e Ramostra e Rpadrão são as frações dos isótopos mais pesados (e mais raros) para os o mais leves na amostra e no padrão, respectivamente. As amostras com proporções mais baixas de isótopos pesados do que o padrão são consideradas empobrecidas (valores negativos de δ) e aquelas com proporções mais elevadas de isótopos pesados com relação ao padrão são consideradas enriquecidas (valores positivos de δ) (SULZMAN, 2007; NEWSOME; CLEMENTZ; KOCH, 2010).

A utilização de razões isotópicas só é possível devido ao efeito do fracionamento isotópico, ou seja, os processos que causam a diferença isotópica entre os compostos de origem e o produto de uma transformação química. Essas diferenças ocorrem na natureza e são resultados de reações físico-químicas e/ou biológicas, gerando assim, a discriminação de um dos isótopos. O fracionamento isotópico resulta então no enriquecimento ou empobrecimento do isótopo pesado da amostra em relação à sua fonte (SULZMAN, 2007).

Além do fracionamento isotópico, para interpretar a composição isotópica dos tecidos animais, é necessário conhecer a taxa de reposição (*turnover* em língua inglesa) desse tecido, ou seja, o tempo que o valor isotópico das fontes demora para se refletir no

consumidor. Essa taxa de reposição irá variar de acordo com o tamanho do corpo e taxa de crescimento do organismo e do tipo de tecido que está sendo utilizado no estudo (NEWSOME; CLEMENTZ; KOCH, 2010).

A análise de isótopos estáveis de carbono e nitrogênio fornece informações alternativas e representativas a partir das quais se pode entender melhor a ecologia alimentar de cetáceos (ver HOBSON; WELCH, 1992; ZHAO et al., 2004; NEWSOME; CLEMENTZ; KOCH, 2010), e vem sendo usada desde o final da década de 1970 (KELLY, 2000). Esta ferramenta pode ser utilizada para complementar a análise dos conteúdos estomacais, já que reflete uma integração de todas as presas realmente assimiladas no tecido do predador ao longo do tempo (ABEND; SMITH, 1997; KISZKA et al., 2010; RICCIARDELLI et al., 2010). Sob certas circunstâncias, as razões isotópicas dos consumidores refletem as de suas presas, com uma pequena retenção de isótopos mais pesados e excreção de isótopos mais leves, resultando assim em um enriquecimento a cada nível trófico (HOBSON; WELCH, 1992; KISZKA et al., 2010).

Os valores dos isótopos estáveis de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) são normalmente usados para traçar a fonte primária do carbono na teia alimentar e rastrear o fluxo de energia a partir da base dos ecossistemas, pois o processo da fotossíntese acaba criando fontes com assinaturas de isótopos de carbono identificáveis e é possível distinguir carbono fixado por plantas C3 terrestres daquele fixado por plantas C4 ou plantas C3 marinhas (fitoplâncton e plantas costeiras) (KELLY, 2000). Além disso, esse elemento apresenta uma transferência relativamente conservadora de suas relações isotópicas e resulta apenas num pequeno enriquecimento trófico de seu isótopo pesado ^{13}C (1-2‰), devido principalmente à perda preferencial de ^{12}C durante a respiração, à absorção preferencial de compostos enriquecidos em ^{13}C durante a digestão, ou ao fracionamento metabólico durante a síntese de diferentes tecidos (DENIRO; EPSTEIN, 1978; MICHENER; ZHAO et al., 2004; KAUFMAN, 2007). Assim, é possível diferenciar fontes de alimentos terrestres e marinhas, costeiras e oceânicas, ou bentônicas e pelágicas, facilitando a investigação da região de forrageamento e variação geográfica no uso de área por cetáceos, bem como diferenciar espécies ou populações costeiras de oceânicas (DENIRO; EPSTEIN, 1978; HOBSON, 2007; NEWSOME; CLEMENTZ; KOCH, 2010).

Já os valores dos isótopos estáveis de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) são usados para estudar as relações tróficas nas teias alimentares e avaliar os níveis tróficos, pois existe uma relação entre valores de $\delta^{15}\text{N}$ e a posição trófica que um organismo ocupa. Diferentemente do isótopo

de carbono, a transferência do nitrogênio não é conservadora e resulta num maior enriquecimento trófico de seu isótopo mais pesado ^{15}N (2-5‰). Isso ocorre devido à excreção da ureia e de outros resíduos nitrogenados, como a amônia, empobrecidos em ^{15}N em relação às fontes de nitrogênio do corpo (DENIRO; EPSTEIN, 1981; MINAGAWA; WADA, 1984; NEWSOME; CLEMENTZ; KOCH, 2010). Esse enriquecimento vai depender principalmente da qualidade e da quantidade de proteína da dieta, do método de excreção do consumidor (ureia ou amônia) e da taxa de crescimento do indivíduo (VANDERKLIFT; PONSARD, 2003; DEL RIO; WOLF, 2005; ROBBINS; FELICETTI; SPONHEIMER, 2005).

Cada tecido possui uma taxa metabólica diferente, resultando em uma taxa de reposição (*turnover*) diferente, proporcionando informações da dieta em diversas escalas de tempo (HOBSON et al., 1996; KELLY, 2000). Tecidos metabolicamente inertes ou de crescimento contínuo (e.g. cerdas bucais e dentes em cetáceos) oferecem informações a longo prazo, registrando informações cronológicas do organismo estudado. Já os tecidos metabolicamente mais ativos (e.g. pele, sangue e músculo), ou seja, com uma taxa de reposição mais alta, refletem os valores obtidos da dieta consumida mais recentemente (semanas ou meses) (KELLY, 2000). No caso da pele, que foi o tecido utilizado nesse trabalho, a taxa de renovação foi estimada para algumas espécies como a beluga (*Delphinapterus leucas*; AUBIN; SMITH; GERACI, 1990) e o golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*; BROWNING et al., 2014; GIMÉNEZ et al., 2016) como sendo de pelo menos dois a três meses.

1.3. História de vida das espécies-alvo

A história de vida de pequenos cetáceos odontocetos que habitam a costa brasileira ainda é pouco conhecida e, por isso, ainda existe uma grande demanda de desenvolvimento de estudos. Deste modo, este trabalho tem como alvo duas espécies de odontocetos simpátricas (entre as latitudes 19°S e 27°S) que são muito comuns e facilmente acessíveis na costa brasileira o boto-cinza (*Sotalia guianensis*) e a toninha (*Pontoporia blainvillei*).

O boto-cinza, *S. guianensis* (Van Bénédén, 1864) (Figura 1), é um pequeno cetáceo odontoceto da família Delphinidae, conhecido também como “Guiana dolphin” em língua inglesa (ROSAS et al., 2010). É encontrado em águas rasas perto da costa e em estuários ao longo da costa de Florianópolis, Estado de Santa Catarina, sul do Brasil (27°35’S), em direção ao norte até o Mar do Caribe e ao longo da costa da América Central até a foz do rio

Layasiksa, no lado oeste da Waunta Lagoon (13°40'N), nordeste da Nicarágua (CARR; BONDE, 2000) e Honduras (15°58'N, 79°54'W) (SILVA et al., 2010). Embora em algumas áreas é raramente avistado, não existem evidências de grandes discontinuidades em sua distribuição.

O boto-cinza apresenta coloração acinzentada no dorso e de rosada clara a branca no ventre (ROSAS et al., 2010). A sua nadadeira dorsal é triangular e pode ser ligeiramente curvada na ponta. Seu comprimento médio é de 170 cm e pode chegar até no máximo 220 cm e pesar 121 kg (FLORES; DA SILVA; FETTUCCIA, 2018). Seu tamanho ao nascer é de aproximadamente 97 cm (SANTOS; ROSSO; RAMOS, 2003). Anteriormente este delfínídeo era considerado como sendo um ecótipo marinho da espécie *S. fluviatilis*, porém, no começo deste século foram encontradas evidências moleculares para a revalidação da espécie *S. guianensis* com distribuição marinha e *S. fluviatilis* com distribuição fluvial (CUNHA et al., 2005; CABALLERO et al., 2007).

A espécie apresenta uma preferência por habitats como estuários, baías e outras regiões com águas costeiras rasas e abrigadas (SILVA et al., 2010). Em áreas costeiras abertas, os botos-cinza parecem evitar águas profundas (e.g. EDWARDS; SCHNELL, 2001). Quando avistados em regiões mais afastadas da costa é normalmente em áreas onde a plataforma continental é mais rasa ou perto de bancos offshore como em Abrolhos na costa da Bahia (ROSSI-SANTOS; WEDEKIN; SOUSA-LIMA, 2006). No estuário de Cananéia, estado de São Paulo, os botos-cinza foram encontrados em profundidades de 1 a 23 m, e em grupos médios de aproximadamente 12 indivíduos (SANTOS; ROSSO, 2007).

Devido ao seu hábito costeiro, esta espécie sofre altas taxas de captura acidental em operações de pesca, principalmente em redes de emalhar, redes de arrasto e armadilhas de camarão e peixes (DA SILVA; BEST, 1994; CRESPO et al., 2010a). Além disso, os botos-cinza também são ameaçados pela poluição causada pelas indústrias e atividades agrícolas, que acaba degradando o ambiente em que eles vivem e contaminando as suas presas em várias partes da sua distribuição, como na Baía de Guanabara no Rio de Janeiro e em Santos em São Paulo (BÍCEGO et al., 2006; LAILSON-BRITO et al., 2012).

Até recentemente o boto-cinza estava categorizado como deficiente em dados pela "International Union for the Conservation of Nature" (IUCN) (SECCHI, 2012), mas devido aos motivos supracitados, em 2018 a espécie passou a ser categorizada como quase ameaçada (SECCHI; SANTOS; REEVES, 2018). Apesar disso, ainda faltam dados para melhor compreender sua real situação em termos de conservação. Por isso torna-se relevante seguir as

recomendações do “Plano Nacional para a Conservação dos Mamíferos Aquáticos: Pequenos Cetáceos” (BARRETO et al., 2011) que envolvem investigar com refinamento aspectos do deslocamento e do uso de área de populações residentes, bem como os parâmetros de história de vida da espécie em águas brasileiras.

Trabalhos realizados com exemplares encontrados mortos ao longo da distribuição da espécie mostraram um hábito alimentar piscívoro e teutófago (e.g. DAURA-JORGE; WEDEKIN; SIMÕES-LOPES, 2011; CREMER; PINHEIRO; SIMÕES-LOPES, 2012; LOPES et al., 2012). As espécies de peixes que aparecem como as presas mais importantes nos estudos realizados na costa sudeste e sul do Brasil, tanto em águas costeiras como em águas estuarinas, possuem hábitos demersais ou bentopelágicos (ARAÚJO et al., 2009; LOPES et al., 2012). Em algumas áreas foi demonstrada a importância dos estuários como sendo uma área preferencial de alimentação desta espécie (BISI et al., 2013). Já os cefalópodes que mais apareceram no hábito alimentar tinham hábitos pelágicos e demersais, tendo como habitat tanto a região costeira, como as regiões estuarinas (ROPER; SWEENEY; NAUEN, 1984). Segundo Campos (2015) machos e fêmeas de botos-cinza do litoral sul do Estado de São Paulo possuem dietas com baixa similaridade, se alimentando de algumas espécies distintas e em quantidades variáveis.

A toninha, *P. blainvillei* (Gervais & d'Orbigny, 1844) (Figura 2), também conhecida como franciscana no Uruguai e na Argentina, é uma espécie de pequeno cetáceo, única representante da família Pontoporiidae (CRESPO, 2018). É considerada uma espécie endêmica das águas do Atlântico Sudoeste, ocorrendo desde o litoral norte do estado do Espírito Santo (18°25'S-30°42'W), sudeste do Brasil, até o Golfo de San Matías (42°35'S-64°48'W), Argentina (MOREIRA; SICILIANO, 1991; CRESPO; HARRIS; GONZÁLEZ, 1998). Sua distribuição não é considerada contínua devido à existência de dois hiatos ao longo da área de ocorrência. Esses hiatos se encontram entre Regência (19°40'S), no Espírito Santo, e a Barra de Itabapoana (21°18'S), no Rio de Janeiro, e entre Macaé (22°25'S) e Baía de Ilha Grande (22°59'S), no Rio de Janeiro (AZEVEDO et al., 2002; DI BENEDITTO et al., 2010).

As suas principais características são um rostro longo e estreito, que corresponde até 15% de seu comprimento quando adulta e possui cerca de 50 a 62 pares de pequenos dentes, tanto na mandíbula quanto na maxila superior (JEFFERSON; WEBBER; PITMAN, 2008). Sua coloração pode variar de cinza a pardo amarelado com o ventre mais claro (BROWNELL, 1989). As fêmeas são maiores, medindo entre 137 e 177cm, enquanto os

machos medem entre 121 e 158cm. No Brasil, seu tamanho ao nascer varia entre 59 a 77cm (CRESPO, 2018).

A espécie apresenta hábitos costeiros, normalmente encontrada em águas rasas e turvas, entre as isóbatas de 30 e 50 metros da plataforma continental, dependendo da região (PINEDO; PRADERI; BROWNELL, 1989; BORDINO et al., 2002; CRESPO et al., 2010b; DANILEWICZ et al., 2010), geralmente associadas a desembocaduras de rios e estuários (SICILIANO; DI BENEDITTO; RAMOS, 2002), se deslocando em pequenos grupos de 2 a 5 indivíduos (DANILEWICZ et al., 2009). Há apenas um registro da presença de toninhas em águas estuarinas de Cananeia, litoral de São Paulo (SANTOS; PACÍFICO; GONÇALVES, 2007), porém aquele registro se tratava de uma avistagem acidental já que o mencionado estuário não é utilizado pela espécie.

Interações da toninha com redes de pesca de emalhe vêm sendo reportadas em vários locais (DANILEWICZ et al., 2002; ROSAS; MONTEIRO-FILHO; OLIVEIRA, 2002; CAPPOZZO et al., 2007; NETTO; DI BENEDITTO, 2008; PRADO; SECCHI; KINAS, 2013), sendo este um dos principais motivos desta espécie ser classificada como vulnerável pela IUCN (ZERBINI et al., 2017).

Devido ao número alarmante de capturas acidentais em operações de pesca e a um desequilíbrio no grau de conhecimento da espécie ao longo de sua distribuição, Secchi et al. (2003) propuseram a estruturação de quatro "Áreas de Manejo de Franciscana" (FMAs – em língua inglesa), para que se definissem esforços de pesquisa e conservação nas mesmas de acordo com suas demandas. Essas FMAs foram definidas como: FMA I do Espírito Santo ao Rio de Janeiro, Brasil; FMA II de São Paulo a Santa Catarina, Brasil; FMA III do Rio Grande do Sul ao Uruguai; e FMA IV norte da Argentina. Novos estudos utilizando-se da análise genética têm sugerido uma subdivisão das FMAs I, III e IV (MENDEZ et al., 2010; COSTA-URRUTIA et al., 2012; CUNHA et al., 2014). Depois da avaliação das principais lacunas no conhecimento da espécie por subárea, e da elaboração do plano nacional de ação das toninhas em águas brasileiras (DI BENEDITTO et al., 2010), a investigação de aspectos da história natural envolvendo a ecologia alimentar e a variação espaço-temporal da dieta dessa espécie na FMA II foi apontada como uma das prioridades.

O hábito alimentar da toninha vem sendo constantemente estudado e trabalhos realizados com exemplares encontrados mortos ao longo da distribuição da espécie mostraram a sua tendência por se alimentar de peixes e lulas (FITCH; BROWNELL, 1971; RODRIGUEZ; RIVERO; BASTIDA, 2002; BITTAR; DI BENEDITTO, 2009; CREMER;

PINHEIRO; SIMÕES-LOPES, 2012). As espécies de peixes que aparecem entre as presas mais importantes nos estudos na costa de São Paulo, Paraná e Santa Catarina apresentam hábitos demersais, tipicamente de fundos inconsolidados, e têm como habitat a região costeira e o estuário em pelo menos uma parte do ciclo de vida. Assim como para o boto-cinza, as espécies de cefalópodes descritas em seus itens alimentares tinham hábitos pelágicos e demersais, tendo como habitat tanto a região costeira, como as regiões estuarinas (CREMER; PINHEIRO; SIMÕES-LOPES, 2012; PASO-VIOLA et al., 2014; HENNING et al., 2018). Segundo Campos (2015) machos e fêmeas de toninhas do litoral sul do Estado de São Paulo possuem dietas semelhantes, se alimentando das mesmas espécies de presas.

Estudos envolvendo a aplicação de isótopos estáveis de carbono e de nitrogênio utilizando pele, músculo ou dentina de toninhas e botos-cinza têm sido feitos ao longo de suas distribuições (BOTTA, 2011; BISI et al., 2013; DI BENEDITTO; MONTEIRO, 2016; FRANCO-TRECU et al., 2017). Para as toninhas os estudos focaram principalmente os aspectos envolvendo as possíveis competições com outros predadores como cetáceos (e.g. HARDT et al., 2013), pinípedes (e.g. FRANCO-TRECU et al., 2017) e peixes (e.g. DI BENEDITTO et al., 2013) e as variações entre classes sexuais e de idades (e.g. TROINA et al., 2016; PASO-VIOLA et al., 2017). Já para os botos-cinza os estudos envolveram a comparação entre diferentes populações (e.g. BISI et al., 2013), seu posicionamento trófico ao longo da cadeia alimentar (e.g. BISI et al., 2012; KEHRIG et al., 2013) e como dividem os recursos disponíveis com as toninhas (e.g. HARDT et al., 2013; DI BENEDITTO; MONTEIRO, 2016). Outras áreas da distribuição dessas espécies de cetáceos ainda não possuem estudos mais aprofundados utilizando esse tipo de metodologia e isso pode gerar informações importantes para melhorar o conhecimento e o manejo com vistas à conservação das mesmas.

Na região de estudo, a residência de botos-cinza identificados por marcas naturais na nadadeira dorsal e acompanhados no tempo e no espaço tem indicado áreas relativamente pequenas de uso no estuário de Cananéia (OSHIMA et al., 2010; OSHIMA; SANTOS, 2016). Movimentações para fora do estuário foram notificadas, porém em uma taxa relativamente pequena (SANTOS et al., 2019). Neste estuário, mais especificamente, em duas praias locais, alguns indivíduos da população foram observados exibindo diariamente um comportamento de caça em águas rasas e foram denominados “beach hunters” (SANTOS, 2010). Estes indivíduos patrulham essas duas extensões de praia na entrada do estuário local, investindo em ataques muito próximos à linha de costa para fins de alimentação.

Botos-cinza são capturados acidentalmente em operações de pesca em águas costeiras locais pela frota de emalhar sediada em Cananéia (SIDOU, 2008). Estudos prévios envolvendo a análise de conteúdos estomacais indicaram alguns indícios de consumo distinto de algumas presas quando comparados botos encontrados mortos no estuário, e botos acidentalmente capturados em redes de pesca na costa (LOPES et al., 2012). Haveria dois estoques separados que utilizam o estuário e a costa de maneiras distintas?

As toninhas também ocorrem nas mesmas águas costeiras onde os botos foram acidentalmente capturados na costa sul do Estado de São Paulo e norte do Paraná (SANTOS et al., 2002; SIDOU, 2008). Os itens alimentares encontrados em um estudo de hábitos alimentares utilizando conteúdos estomacais indicaram algumas diferenças nos hábitos alimentares dos botos e das toninhas em águas costeiras do sudeste do Brasil (DI BENEDITTO; SANTOS; VIDAL, 2009; CAMPOS, 2015). Estariam as toninhas e os botos ocupando níveis tróficos distintos? Estariam esses estoques populacionais utilizando a costa de maneira distinta para se alimentarem?

2. OBJETIVOS

O presente estudo tem como objetivo principal descrever características de uso de área e da ecologia trófica de toninhas e botos-cinza encontrados mortos no litoral sul do Estado de São Paulo entre 2011 e 2016 e de botos-cinza biopsiados dentro do estuário de Cananéia em 2018, a partir da análise de isótopos estáveis de carbono e de nitrogênio. Pretende-se também avaliar se existem assinaturas isotópicas distintas entre as classes sexuais das espécies-alvo, bem como avaliar a composição da dieta das duas.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

A área de estudo está compreendida entre as latitudes 24° 40'S e 25° 15'S, região que faz parte da Área de Proteção Ambiental Marinha do Estado de São Paulo (Decreto Estadual nº 53.527; SÃO PAULO, 2008) e da Área de Proteção Ambiental Cananeia-Iguape-Peruíbe (Decreto nº 90.347; BRASIL, 1984).

As amostras foram coletadas sobre a plataforma continental na porção sul do Estado de São Paulo e em águas interiores do complexo estuarino lagunar Cananéia – Iguape (Figura 3).

O litoral paulista ao sul-sudoeste da bacia do Rio Ribeira de Iguape é uma das planícies costeiras do Estado de São Paulo, onde se encontra um conjunto de ilhas (Cardoso, Cananéia, Comprida e Iguape) separadas do continente por estreitos canais que se interligam entre si e com o Oceano Atlântico por meio de três desembocaduras: Ararapira, Cananéia e Icapara (TESSLER; SOUZA, 1998). Esse sistema é espacialmente variável devido ao seu tamanho, morfologia e ao relativo isolamento das suas porções centrais de entradas para o mar (SCHAEFFER-NOVELLI; CINTRÓN-MOLERO, 1990). A região lagunar possui mais de 100km de extensão (BESNARD, 1950). Seus canais possuem uma profundidade média de 6m, podendo chegar até cerca de 20m (TESSLER; SOUZA, 1998). As marés são semi-diurnas, pois ocorrem duas preamares e duas baixa-mares por dia (SCHAEFFER-NOVELLI; CINTRÓN-MOLERO, 1990).

A plataforma continental dessa região é extensa, chegando a isóbata de 200m a aproximadamente 160 km da costa (Diretoria de Hidrografia e Navegação, 1966). É coberta de areias, lamas e argilas e apresenta salinidade variando entre 35 e 36‰ (MATSUURA, 1986). As massas de água que ocorrem na região da plataforma são a Água Tropical (AT), a Água costeira (AC) e a Água Central do Atlântico Sul (ACAS) e a mistura dessas três massas gera a Água de Plataforma (EMÍLSSON, 1960). Na região mais costeira, salinidades abaixo de 35‰ são frequentemente encontradas devido ao grande contingente de água doce vindo do continente (LEINEBÖ, 1967). Durante o verão ocorre uma maior incidência de ventos nordeste favorecendo a circulação e trazendo a ACAS mais próxima da plataforma continental, podendo gerar processos de ressurgência e tornando as águas da região mais produtivas (TESSLER; SOUZA, 1998).

A principal atividade econômica dessa região é a pesca comercial de vários recursos, envolvendo mais de 3000 pescadores (MENDONÇA et al., 2003). A atividade pesqueira artesanal da região é praticada na faixa litorânea ou pode ser exclusivamente estuarino-lagunar. Os principais alvos da pesca são o camarão-sete-barbas, o camarão-rosa, lulas e peixes como a pescada-foguete, a sororoca, a corvina, a guaivira, a sardinha e cações (MENDONÇA et al., 2004). Mais recentemente o turismo tem implementado a economia local, com alguns conflitos com botos-cinza já relatados e discutidos com atores locais que cada vez mais dependem desta atividade como modo de vida (SANTOS et al., 2010).

3.2. Coleta das amostras

Para a realização deste estudo foram processadas amostras de predadores botos-cinza e toninhas, assim como de seus principais itens alimentares avaliados em estudos pretéritos realizados na região de estudo e envolvendo a investigação dos hábitos alimentares desses dois cetáceos (LOPES, 2012; LOPES et al., 2012; CAMPOS, 2015; HENNING et al., 2018). Essas amostras foram coletadas entre 2011 e 2018 tanto em águas costeiras, como em águas estuarinas.

Uma parte das amostras analisadas e envolvendo os cetáceos foi obtida por intermédio do projeto “Capturas acidentais de pequenos cetáceos em atividades pesqueiras no litoral sul paulista: buscando subsídios para formulações de políticas de conservação (Processo FAPESP 2010/51323-6)”. A proposta envolveu o monitoramento das capturas acidentais de pequenos cetáceos em operações de pesca costeiras por embarcações sediadas no porto de Cananéia, sul do Estado de São Paulo. Naquelas ocasiões foram monitoradas embarcações com motores de 90 a 190 hp, entre julho de 2010 e junho de 2016. O artefato pesqueiro utilizado por essas embarcações foi a rede de emalhe. Os pequenos cetáceos trazidos pela frota pesqueira foram dissecados na base do IOUSP, localizada no município de Cananéia, sul do Estado de São Paulo. As amostras provenientes da dissecação foram conservadas a seco e congeladas. A idade desses indivíduos foi definida por Conversani (2018) a partir da contagem das camadas de deposição no dente. No total foram utilizadas amostras de pele de 16 de toninhas (oito machos e oito fêmeas) e 12 de botos-cinza costeiros (seis machos e seis fêmeas) (Tabela 2).

A outra parte das amostras que envolveu os cetáceos foi obtida por meio de biopsias realizadas dentro do estuário de Cananéia em março e em maio de 2018, utilizando uma balestra de 120 lbs. As amostras foram coletadas do dorso abaixo da nadadeira dorsal dos botos-cinza onde se concentram um menor número de terminações nervosas. Na embarcação foram mantidas em nitrogênio líquido e no laboratório foram armazenadas em freezer. No total foram coletadas quatro amostras de pele de botos-cinza no estuário (sem sexo definido), sendo que um desses indivíduos foi um “beach hunter” (Tabela 2).

A última parte das amostras e que envolveu as principais presas consumidas por estes cetáceos localmente (LOPES et al., 2012; CAMPOS, 2015; HENNING et al., 2018) foi obtida de três grupos taxonômicos da ictiofauna e duas espécies de cefalópodes: canguá (*Stellifer rastrifer*), corvina (*Micropogonias furnieri*), peixe-espada (*Trichiurus lepturus*), e as lulas

Doryteuthis plei e *Lolliguncula brevis* (Tabela 3). Os exemplares de presas foram obtidos com o auxílio dos pescadores da região durante a temporada de pesca do segundo semestre de 2017 realizada em águas costeiras. Todos os exemplares foram mantidos congelados até serem processados. No total foram coletadas 25 amostras de músculos de três grupos taxonômicos de ictiofauna (*T. lepturus*, n=2; *M. furnieri*, n=2; *Stellifer rastrifer*, n=7) e de duas espécies de cefalópodes (*D. plei*, n=; *L. brevis*, n=10) (Tabela 4).

Para as três principais presas (sardinha-manteiga, *Pellona harroweri*; tortinha, *Isopisthus parvipinnis*; e canguá, *Stellifer rastrifer*) da dieta da toninha e para uma das presas da dieta do boto-cinza (canguá, *Stellifer rastrifer*) (Tabela 3) foram usados os valores isotópicos encontrados em um trabalho anterior realizado na região de estudo (NAGATA et al., 2015), pois as duas primeiras não foram encontradas durante a temporada de pesca, e os valores isotópicos obtidos para os indivíduos de *Stellifer rastrifer* indicaram ruídos metodológicos. A definição do hábito das presas foi baseada em Fischer (2011) para a ictiofauna e no catálogo de espécies da FAO (JEREB; ROPER, 2010) para os cefalópodes.

3.3. Preparação dos tecidos para análise

Após serem coletadas e armazenadas congeladas a seco, as amostras de pele dos cetáceos e de músculo das presas foram processadas no Laboratório de Biologia da Conservação de Mamíferos Aquáticos (LABCMA) no Instituto Oceanográfico da USP em São Paulo. Foram separadas quatro subamostras de cada uma das amostras, duas réplicas para efetuar a extração lipídica e duas réplicas como controle devido à alteração do valor de $\delta^{15}\text{N}$ decorrente da extração (SOTIROPOULOS; TONN; WASSENAAR, 2004).

Os peixes foram identificados e medidos (comprimento total em cm) com um ictiômetro e amostras individuais de tecido muscular branco foram retiradas da parte dorsal do tronco, atrás da altura da nadadeira peitoral, pois este tecido possui uma menor variação dos valores de $\delta^{13}\text{C}(\text{‰})$ e $\delta^{15}\text{N}(\text{‰})$ do que outros tecidos segundo Pinnegar e Polunin (1999). As lulas também foram identificadas e medidas (comprimento do manto em cm) com um paquímetro e foram obtidas amostras do tecido muscular do manto. As amostras de pele dos cetáceos foram devidamente separadas de qualquer resquício de gordura que se localiza logo abaixo da pele e que tenha ficado após a dissecação.

A coleta e a manipulação das amostras foram realizadas utilizando luvas nitrílicas sem talco e todo o material utilizado (pinças e bisturis) foi esterilizado na autoclave antes de

começar o processamento e foi devidamente lavado com detergente neutro e água destilada antes e depois de cada uso.

3.4. Extração lipídica

Não existe um consenso sobre a real necessidade da extração lipídica nas amostras para a realização das análises de isótopos estáveis (NEWSOME; CLEMENTZ; KOCH, 2010). Sabe-se que a concentração de lipídeos varia de acordo com o tipo de tecido e que a quantidade de lipídeos na amostra pode alterar os valores de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) (MCCONNAUGHEY; MCROY, 1979; TIESZEN et al., 1983). Devido à discriminação do ^{13}C durante a síntese lipídica (DENIRO; EPSTEIN, 1977), tecidos com altos teores de lipídeos (e. g. fígado, músculo, componentes do sangue) são mais empobrecidos em ^{13}C do que os tecidos com baixos teores (e. g. cérebro, pelos, dentes) (PINNEGAR; POLUNIN, 1999; NEWSOME; CLEMENTZ; KOCH, 2010). Por esse motivo, foi realizada a extração lipídica em apenas duas das réplicas coletadas de cada amostra enquanto as outras duas passaram por correções matemáticas, com exceção das amostras dos botos-cinza biopsiados no estuário que apenas tiveram seus valores isotópicos corrigidos matematicamente.

O método utilizado para a extração lipídica foi modificado de Folch, Lees e Stanley (1957) e decorreu da seguinte maneira:

- 1) As amostras foram armazenadas em frascos de vidro de 10 ml com tampas de rosca e vedação de alumínio, pois a solução solvente de clorofórmio:metanol pode afetar os selos de teflon;
- 2) Foi preparada uma solução solvente, duas partes de clorofórmio para uma de metanol (2:1), utilizando uma capela devido à alta volatilidade dos solventes;
- 3) Em cada frasco foi adicionada solução suficiente para cobrir a amostra;
- 4) As amostras foram deixadas em contato com a solução por 72h, mas a cada 24h foi trocada a solução por uma nova (absorção de 3x24h das amostras na solução solvente).
- 5) Depois de terminadas as três imersões, a solução de solvente foi removida dos frascos e cada amostra foi enxaguada com água deionizada.

3.5. Análise dos isótopos estáveis

Após a extração de lipídeos foi realizada a secagem de todas as amostras (as que passaram e as que não passaram pelo tratamento químico) em uma estufa à temperatura de 50°C por 48h ou até ficarem completamente secas. Depois da secagem as amostras foram armazenadas à temperatura ambiente. Posteriormente as amostras foram trituradas em pequenos pedaços. Em uma balança analítica de precisão foram pesados de 0,3 a 0,7 mg de amostra e embrulhados em capsulas de estanho, e em seguida foram armazenadas em eppendorfs.

As amostras foram enviadas para o Stable Isotope Core Laboratory sob coordenação do Dr. Raymond Lee na Universidade do Estado de Washington (WSU – em língua inglesa) nos Estados Unidos, onde passaram por um analisador elementar (Costech) interligado a um espectrômetro de massa (IRMS – em língua inglesa) de fluxo contínuo (Micromass Isoprai) para obter as concentrações isotópicas de C e N. Os isótopos de C e N foram determinados por meio de uma combustão passando primeiro por uma oxidação e depois por uma redução. Durante a combustão o carbono foi transformado em CO₂ e o nitrogênio em N₂, que foram injetados no IRMS.

As razões isotópicas de cada elemento (¹³C/¹²C e ¹⁵N/¹⁴N) foram calculadas para estabelecer a composição isotópica de cada amostra através da fórmula:

$$\delta^b X = \left[\left(\frac{R_{amostra}}{R_{padrão}} \right) - 1 \right] * 1000$$

Os padrões internacionalmente aceitos usados foram o VPDB (Vienna Pee Dee Belemnite) para o carbono e o ar atmosférico para o nitrogênio.

Os valores isotópicos de ¹³C e ¹⁵N e as porcentagens de C e N estão expressos com a notação delta (δ) (δ¹³C e δ¹⁵N) em partes por mil (‰).

3.6. Correção matemática

O conteúdo lipídico do tecido pode ser estimado com bastante precisão através de sua razão C/N (MCCONNAUGHEY; MCROY, 1979). Quanto maior a razão C/N (>3 - 3,5), maior é a quantidade de lipídeos e consequentemente mais empobrecida em ¹³C é a amostra (MCCONNAUGHEY; MCROY, 1979; POST et al., 2007).

Com os valores de %C e %N foi possível calcular a razão C/N, e esta foi utilizada na correção matemática dos lipídeos nas amostras que não receberam o tratamento de extração lipídica. Foram utilizadas as equações sugeridas por Lesage et al. (2010) para as peles de cetáceos e por Kiljunen et al. (2006) para os músculos de peixes e lulas. Só foram corrigidos os valores que apresentaram uma razão C/N > 3,0.

Os modelos usados por ambos os estudos possuem a mesma base sugerida inicialmente por Mcconnaughey e Mcroy (1979) e são divididos em duas partes. A primeira equação (L) calcula a quantidade de lipídeos na amostra e a segunda ($\delta^{13}C'$) calcula o valor de $\delta^{13}C$ corrigido:

$$L = \frac{93}{1 + (0,246 \times C/N - 0,775)^{-1}}$$

$$\delta^{13}C' = \delta^{13}C + D \times \left(I + \frac{3,9}{1 + \frac{287}{L}} \right)$$

onde C/N é a proporção de carbono e nitrogênio na amostra; $\delta^{13}C$ é o valor medido da amostra; D é a diferença isotópica entre proteína e lipídeo e I é uma constante. Os valores de D e I variam de acordo com o tipo de tecido e de organismo analisado, nesse caso foi utilizado o valor de $D=6,386$ e $I=0,004$ para os cetáceos e $D=7,018$ e $I=0,048$ para os peixes e lulas.

3.7. Análise dos dados

3.7.1. Análises estatísticas

Primeiramente foi testada a normalidade e a homogeneidade das variâncias dos dados de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ a partir do teste de Shapiro-Wilk e o de Bartlett, respectivamente. Foi realizado um teste t pareado para avaliar se os valores corrigidos matematicamente diferiram significativamente dos valores obtidos após a extração lipídica. Posteriormente, foi aplicado um teste-t de Student ou teste Wilcoxon-Mann-Whitney para avaliar se os valores médios de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ diferiram significativamente entre toninhas e botos costeiros, entre botos amostrados dentro e fora do estuário, e posteriormente entre machos e fêmeas de ambas as espécies.

Além disso, foi realizado um teste de correlação de Spearman para avaliar se existia uma correlação entre os isótopos de C e N com o comprimento e a idade dos cetáceos capturados. Todas as análises estatísticas foram realizadas no software “R” versão 3.5.2 (R CORE TEAM, 2018).

3.7.2. Tamanho e sobreposição de nicho isotópico

Os nichos isotópicos foram explorados usando o método de Elipses Bayesianas de Isótopos Estáveis no R (SIBER – em língua inglesa) (JACKSON et al., 2011). Esta abordagem envolve o uso de elipses-padrão (equivalente bivariado de desvio-padrão) (JACKSON et al., 2011) para definir nichos isotópicos, ou seja, o espaço ocupado por uma população animal em um espaço isotópico bivariado (NEWSOME et al., 2007). Já que a variação na composição isotópica dos animais (isto é, posição dos pontos no espaço isotópico) é impulsionada tanto pelos itens de presas consumidos (JACKSON et al., 2011; LAYMAN; ALLGEIER, 2012) quanto pelo uso do habitat (FLAHERTY; BEN-DAVID, 2010), este nicho isotópico pode ser usado como proxy do nicho ecológico. Tamanho e posição das elipses trazem informações complementares sobre ecologia animal. Uma elipse maior sugere que uma população animal geralmente usa mais recursos tróficos e de habitat. A sobreposição entre elipses associadas a diferentes populações sugere que essas populações exploram, em parte, o mesmo alimento e/ou habitat. Quanto maior a sobreposição, mais recursos são compartilhados pelas duas populações. O SIBER versão 2.1.4 foi executado no ambiente estatístico R 5.3.2 (R CORE TEAM, 2018).

Foram construídos três conjuntos separados de elipses usando os dados de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$; um com as toninhas, botos-cinza costeiros e botos-cinza do estuário, um com machos e fêmeas das toninhas e outro com machos e fêmeas de botos-cinza costeiros. As áreas de todas as elipses (dimensionadas para abranger 40% dos dados) foram estimadas usando a correção SEAc para tamanhos pequenos de amostras, conforme descrito em Jackson et al. (2011). Em relação à avaliação do que seria um pequeno tamanho de amostra, Syväranta et al. (2013) sugeriram que tamanhos amostrais inferiores a 30 indivíduos estão sujeitos a vieses ao calcular a SEA. Uma vez que as populações estudadas contêm menos de 20 indivíduos, foi aplicada a SEAc.

As áreas dessas elipses também foram estimadas usando modelagem Bayesiana (SEAb, 10^6 iterações). A SEAb envolve o uso de um modelo iterativo baseado na inferência

bayesiana para estimar a matriz de covariância a partir dos dados, empregando simulações de Markov-Chain Monte Carlo (MCMC). A SEAb leva em conta a variabilidade nos dados (causada por variações naturais e erros analíticos) de forma mais eficiente e fornece uma distribuição de soluções, em vez de um único valor, permitindo, portanto, estimativas de erro e comparações entre pares (JACKSON et al., 2011). O resultado do modelo foi apresentado em forma de gráfico de densidade usando intervalos de credibilidade de 50%, 75% e 90%.

A SEAc para cada grupo foi também utilizada para calcular a sobreposição de nicho isotópico como uma indicação de similaridade na ecologia alimentar (JACKSON et al., 2011). A sobreposição de nicho isotópico é um número que varia de 0 a 1, representando a fração de sobreposição entre a SEAc de dois grupos. A SEAb também foi utilizada para realizar o cálculo da sobreposição e calcular a porcentagem de ocorrência de sobreposição dentre todas as soluções do modelo.

3.7.3. Contribuição de presas em potencial na dieta

O modelo de mistura isotópica estável bayesiana *simmr* (PARNELL et al., 2010) foi utilizado para fornecer uma estimativa das contribuições relativas de cada item alimentar na dieta de cada espécie de cetáceo (toninha e botos-cinza costeiros). O *simmr* é um modelo de mistura que leva em consideração a incerteza nos parâmetros de entrada, como assinaturas isotópicas de consumidor e das diferentes fontes alimentares e o fator de enriquecimento trófico (PARNELL et al., 2010). O *simmr* versão 0.3 foi executado no ambiente estatístico R 5.3.2 (PARNELL; JACKSON, 2013; R CORE TEAM, 2018).

Modelos de mistura podem demonstrar ruídos quando utilizadas fontes alimentares com valores isotópicos parecidos, pois este só ressalta o valor numérico e não a real importância da presa no hábito alimentar da espécie-alvo. Por este motivo, é de extrema importância a combinação de estudos de hábitos alimentares e a abordagem isotópica, tornando os modelos mais poderosos e reduzindo o viés na interpretação dos dados (PHILLIPS et al., 2014). Além disso, o número de fontes escolhidas também pode influenciar no resultado, pois por um lado um número baixo pode gerar resultados pouco robustos e, por outro lado, um número alto diminui a precisão do modelo (PHILLIPS et al., 2014). Assim, foram utilizados no presente estudo os três grupos taxonômicos de ictiofauna e as duas espécies de cefalópodes (Tabela 3) que representaram aproximadamente 80% do índice de importância relativa (IRI) no hábito alimentar da toninha e do boto-cinza em trabalhos

anteriores na região de estudo (LOPES et al., 2012; CAMPOS, 2015; HENNING et al., 2018). Quando as presas possuem valores muito semelhantes de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ e estão muito próximas no espaço bi-plot ($\delta^{15}\text{N}$ x $\delta^{13}\text{C}$), o modelo não é capaz de determinar quais fontes de alimento estão sendo consumidas e por esse motivo a relação entre as presas foi verificada através de análises de correlação (PHILLIPS et al., 2014). Caso as presas apresentassem alto grau de correlação, elas seriam unidas como uma única categoria.

As médias e desvios-padrão de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de cada espécie de presa, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de cada amostra de cetáceo e o fator de discriminação trófica (TDF - em língua inglesa) de cada presa foram usados para quantificar a proporção da dieta dos golfinhos.

O TDF é a diferença isotópica entre o tecido dos consumidores e suas fontes alimentares após atingirem o equilíbrio (PARNELL et al., 2010). A confiabilidade das avaliações de dietas realizadas a partir da abordagem isotópica depende do uso de um fator de enriquecimento trófico preciso e adequado (PHILLIPS et al., 2014). O uso de fatores de discriminação isotópica inapropriados tem sido reconhecido como uma das maiores fontes de incerteza no uso de modelos de mistura para avaliar a dieta (GANNES; BRIEN; DEL RIO, 1997; MCCUTCHAN et al., 2003; PHILLIPS et al., 2014).

Tradicionalmente, assumiu-se que os fatores de discriminação isotópica são cerca de +1‰ para o $\delta^{13}\text{C}$ (DENIRO; EPSTEIN, 1978; OSTROM; LIEN; MACKO, 1993) e +3‰ para o $\delta^{15}\text{N}$ (DENIRO; EPSTEIN, 1981; MINAGAWA; WADA, 1984). Mas, algumas pesquisas mostraram que o TDF pode variar em função de alguns fatores como qualidade e composição da dieta, táxon e tecido utilizado na análise (MCCUTCHAN et al., 2003; ROBBINS; VANDERKLIFT; PONSARD, 2003; FELICETTI; SPONHEIMER, 2005; NEWSOME; CLEMENTZ; KOCH, 2010). No presente estudo, como não existem estimativas de TDF para nenhuma das duas espécies estudadas, os TDFs de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ usados foram as médias calculadas por Giménez et al. (2016) para amostras de pele em golfinhos-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) mantidos em cativeiro ($+1,01 \pm 0,37\text{‰}$ para o $\delta^{13}\text{C}$ e $1,57 \pm 0,52\text{‰}$ para o $\delta^{15}\text{N}$), pois esta seria a espécie de cetáceo que mais se aproximaria das espécies estudadas dentre das que possuem TDF calculado e o estudo utilizou o mesmo tipo de tecido (pele). O resultado do modelo foi apresentado em forma de box-plot de probabilidade usando a média e os percentis de 25% e 75%.

4. RESULTADOS

Para os cetáceos foi utilizada a média dos valores com extração lipídica e com correção matemática para $\delta^{13}\text{C}$ (Tabela 5 e Tabela 6), pois de acordo com os testes estatísticos, os valores não apresentaram diferença significativa ($p>0,05$). Como os botos-cinza biopsiados dentro do estuário não tiveram suas amostras tratadas quimicamente, foram usados apenas os valores corrigidos matematicamente. Já para os peixes e lulas foram utilizados apenas os valores de $\delta^{13}\text{C}$ com extração lipídica, pois estes apresentaram diferença significativa dos valores corrigidos matematicamente ($p<0,05$). Foram utilizados apenas os valores de $\delta^{15}\text{N}$ que não sofreram a extração lipídica, uma vez que o tratamento químico pode alterar os valores de nitrogênio (SOTIROPOULOS; TONN; WASSENAAR, 2004) (Tabela 5, Tabela 6 e Tabela 7).

O indivíduo denominado como “beach hunter” teve um valor isotópico muito diferente quando comparado com os outros botos-cinza do estuário principalmente com relação ao $\delta^{13}\text{C}$ (Tabela 7). Apesar de só haver uma única amostra e não ser possível realizar um teste para confirmar a existência de uma diferença significativa, optou-se por não considerar o “beach hunter” como parte do grupo de botos-cinza do estuário para não enviesar as análises.

4.1. Análises estatísticas

Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ variaram de -16,3 a -15,2‰ para as toninhas, de -16,6 a -15,5‰ para os botos costeiros e de -15,9 a -15,4‰ para os botos do estuário. Já os valores de $\delta^{15}\text{N}$ variaram de 13,1 a 15,3‰ para as toninhas, de 13,4 a 14,7‰ para os botos costeiros e de 11,9 a 12,2‰ para os botos do estuário (Tabela 8). Mesmo com a aparente semelhança entre as médias dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ das toninhas e dos botos-cinza costeiros, estas foram estatisticamente diferentes ($t=2,77$; $p<0,05$), mas as médias dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ dos botos costeiros e do estuário foram semelhantes ($t=2,01$; $p=0,06$) (Tabela 8 e Figura 4). Já as médias dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ das toninhas e dos botos costeiros foram semelhantes ($t=1,03$; $p=0,31$), enquanto os valores médios de $\delta^{15}\text{N}$ dos botos costeiros e do estuário foram significativamente distintos ($t=-8,19$; $p<0,05$) (Tabela 8 e Figura 4).

Na Tabela 9 são apresentados os valores máximos, mínimos, médios e de desvio padrão de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de fêmeas e machos de toninhas e botos-cinza costeiros. As médias

para fêmeas e machos de toninha são semelhantes tanto para os valores de $\delta^{13}\text{C}$ ($t=-0,95$; $p=0,36$) quanto para os valores de $\delta^{15}\text{N}$ ($t=-0,07$; $p=0,94$) (Figura 5). O mesmo ocorreu para fêmeas e machos de botos-cinza, seus valores de $\delta^{13}\text{C}$ ($t=0,72$; $p=0,49$) e de $\delta^{15}\text{N}$ ($t=1,64$; $p=0,13$) foram estatisticamente iguais (Figura 6).

Os indivíduos de toninha analisados variaram de 0 a 14 anos de idade estimada e de 59 a 138 cm de comprimento, enquanto os indivíduos de boto-cinza costeiro analisados variaram de 1 a 25 anos de idade estimada e 123 a 191 cm de comprimento (Tabela 2). Não foram identificadas correlações significativas entre os valores de $\delta^{13}\text{C}$ e de $\delta^{15}\text{N}$ com a idade e o tamanho dos indivíduos de toninhas e botos-cinza costeiros (Tabela 10).

4.2. Tamanho e sobreposição de nicho isotópico

A área da elipse padrão corrigida para amostras pequenas (SEAc) variou principalmente entre as toninhas e os dois grupos de botos-cinza, sendo a primeira muito maior que as outras duas (Tabela 8 e Figura 7). Isto é confirmado para ambos os grupos de botos-cinza pela estimativa SEAb, mostrando que em mais de 95% das soluções geradas pelo modelo a elipse da toninha foi maior (Tabela 11). Já a elipse dos botos-cinza do estuário é menor que a elipse dos botos-cinza costeiros em aproximadamente 90% das soluções do modelo (Tabela 11). Houve sobreposição de $0,17\% \text{ }^2$ (19%) entre os nichos isotópicos da toninha e do boto-cinza costeiro, a sobreposição ocorreu em mais de 80% das soluções do modelo. Apesar de não ser possível visualizar uma sobreposição entre as elipses dos botos-cinza do estuário e dos outros dois grupos de cetáceos na Figura 8, a sobreposição com a toninha e com o boto-cinza costeiro ocorreu respectivamente em 65% e 53% das soluções do modelo Bayesiano, respectivamente (Tabela 11).

Entre as classes sexuais da toninha a área da elipse padrão corrigida para amostras pequenas (SEAc) foi maior para as fêmeas (Tabela 9 e Figura 9). Os cálculos da SEAb sugeriram que isso era verdadeiro em mais de 70% das execuções do modelo. A sobreposição dos nichos isotópicos (SEAc) de fêmeas e machos de toninha foi de $0,53\% \text{ }^2$ (52%) (Figura 10), a sobreposição ocorreu em 75% das soluções do modelo (Tabela 11).

Entre as classes sexuais do boto-cinza costeiro a área da elipse padrão corrigida para amostras pequenas (SEAc) foi maior para os machos (Tabela 9 e Figura 9). Os cálculos da SEAb sugeriram que isso foi verdadeiro em mais de 90% das execuções do modelo. A sobreposição dos nichos isotópicos de fêmeas e machos de boto-cinza costeiro foi de

aproximadamente 0,07‰² (13%) (Figura 11). A sobreposição ocorreu em 57% das soluções do modelo (Tabela 11).

4.3. Contribuição de presas em potencial na dieta

Nas Figura 12 e Figura 13 é possível visualizar as posições das presas em relação às toninhas e aos botos-cinza costeiros no espaço bi-plot ($\delta^{15}\text{N}$ x $\delta^{13}\text{C}$). Os valores médios para $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ nas espécies de presa foram menores que os encontrados nos consumidores.

Modelos bayesianos de isótopos estáveis foram usados para estimar as composições da dieta para as toninhas e botos-cinza da região costeira do sul do Estado de São Paulo e as contribuições dietéticas (média e intervalo de credibilidade de 95% - IC) variaram entre as duas espécies.

Na dieta da toninha, os três grupos de presa que mais contribuíram foram: *D. plei* (média=0,38 e IC=0,05-0,64), seguido de *L. brevis* (média=0,37 e IC=0,09-0,64) e *Stellifer* sp. (média=0,13 e IC=0,01-0,40), totalizando uma média de 88% de contribuição. A probabilidade da contribuição de *D. plei* ser maior que *L. brevis* e *Stellifer* sp. foi de 0,52 e 0,86, respectivamente, e a probabilidade de *L. brevis* ser maior que *Stellifer* sp. foi de 0,90. A fonte com menor contribuição foi *I. parvipinnis* (média=0,04 e IC=0,01-0,11) (Figura 14). Para as classes sexuais de toninha a ordem de contribuição das presas foi a mesma, e não houve nenhuma diferença com uma probabilidade de ocorrência maior que 0,55 (Erro! Fonte de referência não encontrada.).

Já para os botos-cinza, *Stellifer* sp. (média=0,31 e IC=0,09-0,52), *L. brevis* (média=0,21 e IC=0,04-0,43) e *T. lepturus* (média=0,19 e IC=0,04-0,37) foram as espécies de presas que mais contribuíram na dieta, totalizando uma média de 71% de contribuição. A probabilidade da contribuição de *Stellifer* sp. ser maior do que *L. brevis* e *T. lepturus* foi de 0,72 e 0,77, respectivamente, mas a probabilidade de *L. brevis* ser maior que *T. lepturus* não foi alta (0,56). No caso dos botos, *M. furnieri* apresentou a menor contribuição (média=0,14 e IC=0,02-0,29) (Figura 16).

A ordem de contribuição das presas entre os sexos de boto-cinza costeiro foi diferente. Para as fêmeas, a contribuição das presas foi mais bem distribuída. A presa que mais contribuiu foi *L. brevis* (média=0,25 e IC=0,04-0,52), seguido de *T. lepturus* (média=0,24 e IC=0,04-0,46) e *Stellifer* sp. (média=0,20 e IC=0,03-0,45). Para os machos a maior contribuição foi de *Stellifer* sp. (média=0,36 e IC=0,07-0,64), seguido de *T. lepturus*

(média=0,19 e IC=0,02-0,50) e *L. brevis* (média=0,16 e IC=0,02-0,41) com uma contribuição mais parecida (Figura 17). A probabilidade da contribuição de *L. brevis* ser realmente maior nas fêmeas do que no macho foi de 0,70 e a probabilidade da contribuição de *Stellifer* sp. ser maior nos machos do que nas fêmeas foi de 0,80.

5. DISCUSSÃO

Para os indivíduos de cetáceos que foram analisados neste estudo, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ não tiveram diferenças significativas entre as amostras que passaram pelo processo de extração lipídica e aquelas que passaram pela correção matemática. Sendo assim, essa ausência de diferença pode indicar que o método de correção matemática utilizado é suficiente para eliminar o efeito negativo dos lipídeos nos valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$, e que não há necessidade de fazer a extração lipídica como parte do processamento de amostras de pele de *P. blainvillei* e *S. guianensis*, diminuindo os custos e o tempo da preparação para a análise isotópica. A extração lipídica é um assunto muito discutido e ainda não existe uma definição padronizada se ela deve ou não ser realizada antes de se efetuar a análise isotópica (NEWSOME; CLEMENTZ; KOCH, 2010). Dos estudos realizados com *P. blainvillei* e *S. guianensis* utilizando-se da técnica dos isótopos estáveis, uma parte dos autores se baseou na extração lipídica (FRANCO-TRECU et al., 2017; PASO-VIOLA et al., 2017) enquanto outra optou por usar a correção matemática (BISI et al., 2013; HARDT et al., 2013).

As médias dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ das toninhas e dos botos-costeiros estudados foram estatisticamente diferentes, sendo as toninhas mais enriquecidas em $\delta^{13}\text{C}$ do que os botos-cinza. Como os valores de $\delta^{13}\text{C}$ estão diretamente relacionados com a fonte primária de carbono na teia alimentar, mostrando a localização de forrageamento de organismos no ambiente marinho (CHEREL; HOBSON, 2007), este resultado pode indicar dietas de itens que potencialmente usufruem de diferentes fontes de carbono.

A ocorrência dos botos-cinza está fortemente associada à presença de manguezais e regiões estuarinas, normalmente se agregando na boca de estuários e baías (SILVA et al., 2010). Isso pode ser reforçado pelas localizações das capturas acidentais do presente estudo (ver Figura 3). Os botos-cinza analisados foram capturados em sua maioria na região mais próxima da desembocadura do estuário, enquanto as capturas das toninhas analisadas foram mais bem distribuídas ao longo da costa sul do Estado de São Paulo. Em um estudo para determinar a ocorrência e distribuição dos cetáceos ao largo da costa sudeste do Brasil com

base em dados de avistagens, Figueiredo (2017) também observou essa preferência do boto-cinza por regiões de desembocaduras. Das três avistagens da espécie realizadas pela autora no litoral sul do Estado de São Paulo, duas ocorreram na barra de Iguape e uma na barra de Cananéia. Dessa forma, uma potencial preferência pelo uso das entradas de estuários deve estar influenciando os valores isotópicos encontrados nos botos-cinza.

Outra possível diferenciação das fontes de carbono assimiladas pelas toninhas e botos-cinza analisados pode ser a região da coluna d'água em que estão se alimentando. Os sistemas bentônicos apresentam valores isotópicos de carbono mais elevados que os sistemas pelágicos (NEWSOME et al., 2007). Ambas as espécies apresentaram valores de $\delta^{13}\text{C}$ mais enriquecidos em ^{13}C em relação ao fitoplâncton (-19,4‰) e estavam ligeiramente depletados em relação aos microfitobentos (-13,0‰) da região de estudo (BARCELLOS et al., 2009; NAGATA et al., 2015), sugerindo que nenhuma delas dependia exclusivamente de recursos bentônicos. No entanto, alguns organismos bentônicos ou demersais são conhecidos por serem presas importantes para essas espécies segundo estudos com conteúdos estomacais (CAMPOS, 2015) e as contribuições dessas presas nas dietas apresentadas no presente estudo (Figura 14 e Figura 16). Estes organismos provavelmente contribuem para aumentar os valores de $\delta^{13}\text{C}$ destes cetáceos em relação aos das espécies que dependem fortemente de presas pelágicas. O valor médio de isótopos de carbono das toninhas analisadas é mais enriquecido do que o dos botos-cinza, podendo indicar uma maior dependência de fontes mais bentônicas em sua dieta. Observando as espécies de presa utilizadas no presente estudo para a toninha e o boto-cinza, não é possível detectar diferença significativa entre os seus hábitos, pois dos cinco principais grupos taxonômicos no hábito alimentar da toninha dois são demersais, dois são pelágicos e um é demersal-pelágico, enquanto das cinco principais presas no hábito alimentar do boto-cinza duas são demersais, duas são demersais-pelágica e uma é pelágica (Tabela 3). Um fator importante que deve ser levado em consideração é que o método da análise dos conteúdos estomacais possui alguns vieses que podem fornecer informações distorcidas sobre as presas mais importantes na dieta. Essa possível distorção consequentemente pode ter influenciado na definição das presas escolhidas para avaliação da composição isotópica no presente estudo, e que podem não ser realmente as presas mais assimiladas por esses cetáceos. Em paralelo, apesar da maior parte do pescado local ser capturado em águas costeiras, (MENDONÇA, 1998) não é possível saber a localização precisa em que os peixes utilizados no presente estudo foram capturados pelos pescadores locais. Esse é um fator limitante para efetuar comparações com os dados apresentados por Nagata et al. (2015) que efetuaram suas

coletas somente na boca do estuário. Desse modo, os valores isotópicos apresentados para as presas no presente estudo podem não representar os valores das presas que realmente são ingeridos pelos botos-cinza que se agregam na desembocadura do estuário. Para melhor entender essa influência das presas nos valores isotópicos dessas duas espécies de cetáceos da região seria de extrema importância efetuar coletas tanto na barra do estuário quanto ao longo da costa da Ilha Comprida em estudos futuros.

Trabalhos anteriores realizados com essas duas espécies em outras regiões não registraram diferenças significativas entre os valores de $\delta^{13}\text{C}$. Baptista et al. (2016) em um estudo com quatro espécies de pequenos cetáceos na costa norte do Rio de Janeiro, obtiveram médias muito semelhantes dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ das toninhas e dos botos-cinza, sendo estes últimos ligeiramente mais negativos. Em outro estudo também na costa norte do Rio de Janeiro, Di Benedetto e Monteiro (2016) avaliaram o nicho isotópico dos botos-cinza e da toninha comparando classes de idade e não registraram diferenças significativas, mas nesse caso as toninhas apresentaram os valores mais negativos. Já no estuário da baía da Babitonga no Estado de Santa Catarina, Hardt et al. (2013) estudando populações de toninhas e botos-cinza estuarinos e toninhas costeiras, observaram a ausência de diferença significativa entre essas três populações, sugerindo a existência de apenas uma população de toninha, que ocupa tanto a região costeira como a estuarina. Possivelmente, pelas dimensões do estuário e pelo porte da floresta de manguezal da área de estudo, pode haver uma forte influência na composição isotópica de carbono dos organismos que têm preferências de uso das barras de entrada e saída do referido estuário quando comparados àqueles que devem preferencialmente usar uma área mais ampla, ou mesmo distante das barras. Seria prudente efetuar uma investigação mais refinada e específica à avaliação desta influência do estuário e da floresta de manguezal locais na composição isotópica da biota espacialmente ao longo da linha de costa.

Valores de $\delta^{15}\text{N}$ na pele das toninhas e dos botos-cinza analisados no presente estudo não tiveram diferença estatística, sugerindo que ambas as espécies apresentam a mesma posição trófica. Estes resultados corroboram com as informações disponíveis em outros estudos realizados. Baptista et al. (2016) e Di Benedetto e Monteiro (2016) em seus estudos na costa norte do Rio de Janeiro sugeriram que essa similaridade ocorre devido à variação do tamanho da presa e da quantidade de alimento ingerida. No estuário da baía da Babitonga, Hardt et al. (2013) também não observaram diferenças nos valores de $\delta^{15}\text{N}$ e inferiram que isso ocorre pois se encontram no mesmo nível trófico.

Apesar dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ não diferirem estatisticamente entre as toninhas e os botos-cinza costeiros, os diferentes valores de $\delta^{13}\text{C}$ fizeram com que a sobreposição entre os nichos isotópicos fosse relativamente baixa (19%). Portanto, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ se demonstram importantes para a diferenciação de nicho entre essas duas espécies simpátricas, indicando uma segregação espacial e não trófica. A ocorrência de particionamento de nicho já foi registrada em outras espécies de cetáceos como forma de evitar competição intra e inter-específica (GROSS et al., 2009; FERNÁNDEZ et al., 2011; GIMÉNEZ et al., 2017).

O tamanho do nicho isotópico da toninha ($0,72\text{‰}^2$) se mostrou maior que o nicho do boto-cinza ($0,36\text{‰}^2$). Esse resultado se deve principalmente à maior variação nos valores isotópicos de nitrogênio da toninha (Tabela 8). Das et al. (2017) utilizaram o tamanho do nicho isotópico como forma de indicação de especialização de recursos entre duas populações de baleias-fin (*Balaenoptera physalus*) no norte do Atlântico. Essa forma de investigação também foi utilizada por Ryan et al. (2013) com populações simpátricas de mysticetos, estudadas em águas irlandesas e vizinhas, onde foi demonstrado que as baleias-minke (*Balaenoptera acutorostrata*) apresentaram uma dieta mais restrita quando comparada com as baleias-fin (*Balaenoptera physalus*) e as baleias-jubarte (*Megaptera novaeangliae*) da região. Utilizando-se dessa forma de caracterização, as toninhas seriam mais generalistas do que os botos-cinza nessa região de estudo.

Lassalle et al. (2014) comparando dois métodos de aproximações para descrever a estrutura das teias alimentares, chegaram à conclusão de que uma maior largura de nicho usando dados isotópicos indicaria um generalismo populacional (cada indivíduo especializado em uma variedade diferente, mas estreita, de tipos de alimentos). Já uma menor largura de nicho isotópico indicaria uma especialização (todos os indivíduos alimentando-se da mesma faixa estreita de tipos de alimentos) ou um generalismo individual (todos indivíduos consumindo uma ampla variedade de tipos de alimentos e, portanto, todos tendo a mesma dieta onívora). Estudos pretéritos sobre o hábito alimentar das toninhas e dos botos-cinza na região estudada e em outros locais de suas distribuições indicaram um hábito alimentar generalista (BASSOI, 2005; CREMER; PINHEIRO; SIMÕES-LOPES, 2012; LOPES et al., 2012; CAMPOS, 2015). Assim, considerando que ambas as espécies podem ser consideradas generalistas a partir da composição dos seus itens alimentares (tipo de presa e a quantidade em que cada tipo é ingerido), pode-se concluir que talvez elas possuem tipos distintos de generalismo, sendo a toninha uma generalista populacional e o boto-cinza um generalista individual. Esse generalismo pode estar ocorrendo com relação ao tamanho da presa ou seu

nível trófico, já que a maior variação ocorreu nos valores de $\delta^{15}\text{N}$. Como há alguma incerteza nas estimativas da largura do nicho isotópico quando os tamanhos das amostras são menores que 30 (SYVÄRANTA et al., 2013), as estimativas da largura do nicho apresentadas neste estudo devem ser vistas como preliminares e dependentes de confirmações em estudos adicionais baseados em um maior número amostral.

Não houve diferença significativa entre os valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ dos botos-cinza amostrados dentro e fora do estuário. É importante lembrar que o número amostral dos botos-cinza do estuário é baixo e pode ter influenciado esse resultado. Entretanto, esses valores podem indicar a existência do fluxo de botos-cinza entrando e saindo do estuário recentemente demonstrada por Santos et al. (2019), ou que as assinaturas isotópicas do estuário e da região da desembocadura são parecidas. Apesar de não ter sido identificada uma diferença significativa entre os botos amostrados dentro e fora do estuário, foi possível observar que os indivíduos biopsiados dentro do estuário e o indivíduo denominado como “beach hunter” tiveram valores de $\delta^{13}\text{C}$ mais enriquecidos (média= -15,61‰ e -13,95‰, respectivamente) do que os indivíduos capturados acidentalmente na região costeira (média= -15,95‰). Esse resultado indica que a fonte basal de carbono dentro do estuário é mais enriquecida em ^{13}C do que a costeira. Interpretar valores ^{13}C em organismos estuarinos pode ser muitas vezes difícil, pois normalmente ocorre uma mistura de mais de duas fontes (terrestre, marinha pelágica e marinha bentônica) e a amostra apresenta um valor intermediário (PETERSON; FRY, 1987). Uma maneira de aumentar a capacidade de identificar fontes de matéria orgânica é empregar simultaneamente rastreadores adicionais como os isótopos de enxofre ($\delta^{34}\text{S}$) (PETERSON; FRY, 1987).

Por outro lado, os valores de $\delta^{15}\text{N}$ apresentaram diferença significativa, sendo que os botos-cinza amostrados dentro do estuário apresentaram valores menores do que os amostrados na região costeira. Esse resultado pode indicar que esses dois grupos de botos-cinza se alimentam de presas de níveis tróficos distintos. Isso pode ser reforçado pelo fato de que estuários em geral são considerados áreas de alimentação e berçários para os estágios iniciais de algumas espécies de peixes (SINQUE, 1980; BARLETTA-BERGAN; BARLETTA; SAINT-PAUL, 2002). Peixes menores tendem a ter valores mais baixos de $\delta^{15}\text{N}$ quando comparados aos adultos (NAGATA et al., 2015; CURTIS et al., 2017). Assim, os botos-cinza amostrados dentro do estuário podem estar se alimentando de peixes juvenis com menores valores de $\delta^{15}\text{N}$. Outra explicação para essa diferença nos valores isotópicos de

nitrogênio pode ser a existência de alguma espécie de presa com valores empobrecidos em $\delta^{15}\text{N}$ que esteja sendo consumida pelos botos-cinza do estuário.

Hardt et al. (2013) em um estudo semelhante usando toninhas costeiras e toninhas encontradas em águas do estuário da Baía da Babitonga, no Estado de Santa Catarina, não encontraram diferenças significativas entre os valores de $\delta^{13}\text{C}$ e de $\delta^{15}\text{N}$. Aqueles resultados indicaram que as toninhas investigadas faziam parte de uma mesma população, e que possivelmente devem entrar e sair do estuário. Bisi et al. (2013) investigaram quatro populações distintas de boto-cinza ao longo da costa central-sul do Rio de Janeiro e não observaram diferenças significativas entre os valores de $\delta^{15}\text{N}$. Entretanto diferenças foram encontradas entre os valores de $\delta^{13}\text{C}$, com a população da Baía de Guanabara apresentando os maiores valores. Muito provavelmente isso se deveu pela alta fidelidade dos botos ao local (AZEVEDO et al., 2004) e pela predação ser principalmente sobre peixes demersais estuarinos (MELO, 2010). Assim, os botos dessa região estariam sob uma influência constante das águas interiores.

No caso dos botos-cinza amostrados dentro e fora do estuário, o nitrogênio foi responsável pela diferenciação de nicho, fazendo com que a sobreposição tivesse uma baixa probabilidade de acontecer (53%) indicando uma segregação trófica e não espacial como o caso das toninhas e dos botos costeiros. A área da elipse dos botos-cinza costeiros ($0,36\%o^2$) foi bem maior que a dos botos-cinza do estuário ($0,12\%o^2$), mas o baixo número amostral desse último pode ter influenciado esse resultado, impossibilitando uma interpretação mais refinada.

Em estudos realizados na região com a análise de conteúdos estomacais de toninha (CAMPOS, 2015), o grupo taxonômico *Stellifer* sp. foi o mais importante dentre a ictiofauna, enquanto a espécie de lula *D. plei* foi a mais importante dentre os cefalópodes. No presente estudo esses grupos taxonômicos estão entre os três mais assimilados pelas toninhas. A contribuição dos cefalópodes na dieta foi em média de 75%, indicando que estes podem ter uma maior importância do que a ictiofauna no hábito alimentar dessa espécie na região estudada. Levando em conta que a maior parte das toninhas amostradas no presente estudo possuía entre 0 e 3 anos, esse resultado corroborou com Troina et al. (2016) que observaram uma maior contribuição de cefalópodes em juvenis de toninhas do Rio Grande do Sul. Apesar disso, é preciso olhar com cuidado esse resultado, já que as toninhas não parecem estar dentro do polígono das presas (Figura 12) como descrito por Phillips et al. (2014), o que indica que o

TDF aplicado provavelmente não é o mais adequado ou que alguma presa importante não foi adicionada ao modelo.

Os grupos taxonômicos que apresentaram maior importância no hábito alimentar dos botos-cinza analisados por Campos (2015) foram *M. furnieri* para a ictiofauna e também a lula *D. plei* para os cefalópodes. Nesse caso *M. furnieri* foi a espécie que menos contribuiu para a dieta do boto-cinza ao se avaliar as composições isotópicas das presas, enquanto que o grupo taxonômico *Stellifer* sp. e a espécie de lula *L. brevis* foram as que mais contribuíram. Diferenças entre ingestão e nível de assimilação podem acontecer (DI BENEDITTO; TAVARES; MONTEIRO, 2018) e é um aspecto que a análise de conteúdo estomacal tem como limitação. Outra explicação para essa contribuição de *M. furnieri* para a dieta pode estar relacionado com o tamanho das presas. O tamanho de *M. furnieri* e de *T. lepturus* utilizados na análise isotópica nesse estudo (Tabela 4) foi maior do que o que é normalmente ingerido pela espécie (DI BENEDITTO; RAMOS, 2004; CREMER; PINHEIRO; SIMÕES-LOPES, 2012; LOPES et al., 2012) o que pode ter enviesado o resultado, já que o valor de $\delta^{15}\text{N}$ varia de acordo com o comprimento da presa (NAGATA et al., 2015). Diferente da toninha, a contribuição dos cefalópodes para a dieta foi em média menor (36%) do que a contribuição da ictiofauna (64%), indicando que os peixes têm uma maior importância no hábito alimentar do boto-cinza na região estudada.

Neste estudo não foram registradas diferenças significativas para os valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ para as classes sexuais de toninhas, sugerindo que não existe segregação espacial ou trófica entre sexos para a população estudada. Resultados semelhantes foram encontrados em estudos com toninhas no Rio Grande do Sul (TROINA et al., 2016) e na Argentina (PASO-VIOLA et al., 2017). Investigações sobre o hábito alimentar das toninhas na região de estudo (LOPES, 2012; CAMPOS, 2015) e em outras áreas da distribuição (BASSOI, 2005; DI BENEDITTO, 2000) também indicaram essa tendência observada neste estudo. A presente avaliação das contribuições das presas na dieta da toninha também corrobora com essa tendência mencionada, já que não houve diferença significativa entre a contribuição para as duas classes sexuais (ver **Erro! Fonte de referência não encontrada.**). Além disso, a semelhança entre as classes sexuais de toninha pode ser comprovada pela alta sobreposição (52%) dos seus nichos isotópicos (Figura 10). Essa similaridade entre nichos pode estar associada ao uso de habitat parecido entre fêmeas e machos dessa espécie, anteriormente reportado no Rio Grande do Sul por Danilewicz et al. (2009) analisando as profundidades de ocorrência das capturas acidentais, bem como por Wells, Bordino e Douglas

(2013) em uma baía na Argentina utilizando-se da telemetria, quando foi descrito que as toninhas supostamente formam pares de machos e fêmeas adultos por tempo prolongado, indicando um sistema reprodutivo de monogamia.

As classes sexuais do boto-cinza costeiro também não apresentaram diferenças significativas para seus valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$. Entretanto, o cálculo da área da elipse padrão indicou que o nicho isotópico dos machos foi maior que o das fêmeas (Figura 9) na grande maioria das soluções do modelo (Tabela 11). Quando analisados no estuário de Cananéia entre 2000 e 2003, os botos-cinza machos foram observados em áreas de uso geralmente de maiores alcances do que as fêmeas (OSHIMA et al., 2010). Condição semelhante pode ocorrer na região costeira. Os botos-cinza têm uma dinâmica de sociedade de fusão-fissão, onde não são identificados altos índices de associação entre os indivíduos da população, sugerindo uma falta de consistência de sociabilidade entre membros dos grupos formados no tempo e no espaço (SANTOS; ROSSO, 2008). Além disso, um sistema de reprodução promíscuo com competição espermática é descrito para os botos-cinza (ROSAS; MONTEIRO-FILHO, 2002), fazendo com que machos busquem seu sucesso reprodutivo ao acessar um maior número de fêmeas em áreas mais amplas de uso. Por outro lado, como os custos do sistema reprodutivo das fêmeas se concentram na gestação, lactação e cuidado maternal, elas tendem a usar áreas menores. A sobreposição entre os nichos isotópicos das diferentes classes sexuais não ocorreu com uma alta probabilidade (57%) e quando ocorreu foi de 13%, que pode ser considerada baixa (Figura 11). Campos (2015) observou que os hábitos alimentares de fêmeas e machos dos botos-cinza da costa sul do Estado de São Paulo apresentaram baixa similaridade. O presente estudo de contribuição de presas na dieta do boto-cinza também corroborou com essa tendência, já que houve uma alternância na ordem de contribuição das presas na dieta de fêmeas e machos (Figura 17).

O valor isotópico de $\delta^{13}\text{C}$ do indivíduo identificado como “beach hunter” ($-13,95\text{‰}$) foi muito diferente dos valores dos demais indivíduos amostrados em águas protegidas dentro do estuário de Cananéia (média $\pm$ DP= $-15,61\pm 0,23\text{‰}$). Apesar do presente estudo só ter analisado uma única amostra de “beach hunter”, essa diferença pode indicar um particionamento de nicho dentre os botos-cinza que habitam o estuário de Cananéia, ou seja, esses indivíduos podem procurar locais distintos para se alimentar e assim reduzir uma possível competição intra-específica. Os “beach hunters” desenvolveram uma técnica diferenciada de captura de alimento na qual eles chegam muito próximo da linha de costa para capturar suas presas. Esses indivíduos são normalmente fêmeas adultas com seus filhotes, e

permanecem durante um longo período em duas praias específicas do estuário realizando esse comportamento (SANTOS, 2010). Seria prudente efetuar-se uma avaliação específica dos valores isotópicos de um número maior de indivíduos, comparando-as com demais indivíduos encontrados no estuário e que não façam parte deste seletivo grupo de botos-cinza.

Não foram identificadas correlações entre a idade e o comprimento de toninhas e botos-cinza com os valores de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$. O baixo número amostral disponível no presente estudo pode ter interferido nos resultados observados pois não havia amostras representativas de todas as classes etárias e, conseqüentemente, de comprimento. A maioria das toninhas analisadas era muito jovem, com 0 a 3 anos de idade e de 59 a 132 cm de comprimento total. Por outro lado, a maioria dos botos-cinza analisados era madura fisicamente ou estava próxima dessa etapa de crescimento, com 6 a 15 anos e entre 167 e 191 cm de comprimento total. Neste estudo, porém, não foi possível selecionar as amostras de classes etárias representativas *a priori* já que a mortalidade de toninhas em redes de pesca na área de estudo tem se mostrada enviesada principalmente para as classes etárias mais jovens, e apenas botos-cinza de maior porte (e maiores idades) foram acidentalmente capturados ao longo deste estudo. Em paralelo, os dados referentes às estimativas de idades somente estiveram à disposição dos investigadores após as conduções das análises isotópicas. Correlações entre idade estimada e valores isotópicos já foram anteriormente identificadas em outros estudos com a toninha. A relação negativa entre os valores isotópicos de nitrogênio da dentina e do músculo e a idade estimada foi notificada por Paso-Viola et al. (2017), Botta (2011) e Troina et al. (2016). Os dois últimos estudos também mostraram relações positivas entre a idade estimada e os valores de $\delta^{13}\text{C}$. Aqueles autores inferiram que ambas as relações têm ligação direta com a amamentação, justificando que as mães catabolizam seus próprios tecidos para produzir leite. Esse processo levaria seus filhotes a terem assinaturas maiores de $\delta^{15}\text{N}$ (NEWSOME et al., 2009; RICCIALDELLI et al., 2013) enquanto os indivíduos mais jovens de toninha apresentaram valores mais empobrecidos em $\delta^{13}\text{C}$ devido ao alto teor lipídico do leite, que por sua vez é depletado em ^{13}C (HOBSON et al., 2004; RICCIALDELLI; GOODALL, 2015).

O presente estudo trouxe novas informações ao cenário do conhecimento sobre o uso de área e a ecologia trófica de botos-cinza e de toninhas. Esses novos resultados foram baseados na aplicação de uma ferramenta complementar às tradicionais previamente utilizadas na área de estudo para avaliação dos referidos temas (e.g. análises de conteúdos estomacais e fotoidentificação). A avaliação de composições isotópicas tem se mostrado uma

importante avenida para compreender a ecologia de cetáceos e se tornou uma frente de investigação necessária. O presente estudo corroborou com alguns conhecimentos prévios, evidenciou diferenças regionais ao se comparar os resultados obtidos com distintas populações das duas espécies em alguns casos, e indicou novos caminhos a serem investigados. Em paralelo, alguns dos resultados obtidos indicaram que será necessário haver uma sequência investigatória com base em estudos com os mesmos elementos ao se utilizar números amostrais mais robustos. E certamente será importante abrir-se o leque de aplicações da mesma ferramenta para outros elementos químicos, para aminoácidos, e ampliando os alvos de estudos encontrados no sistema estuarino-costeiro local.

6. CONCLUSÃO

De acordo com o trabalho apresentado, conclui-se que os indivíduos de botos-cinza e toninhas estudados no litoral sul do Estado de São Paulo usufruem de diferentes fontes de carbono e apresentam a mesma posição trófica. Os botos-cinza mostram preferências de uso de área situada nas entradas de barras estuarinas locais, desse modo existe uma segregação espacial e não trófica entre botos-cinza e toninhas da região. Já os botos-cinza amostrados dentro e fora do estuário demonstram uma segregação trófica. As avaliações das composições isotópicas indicaram que a ictiofauna tem maior importância nos hábitos alimentares dos botos-cinza e que, no caso das toninhas, são os cefalópodes os itens de maior importância na dieta. Não há segregação espacial ou trófica entre classes sexuais de toninhas e de botos-cinza, sendo que para esses últimos a estrutura social e o sistema reprodutivo por promiscuidade devem levar machos e fêmeas a apresentar pequenas variações nos tamanhos de área de uso.

FIGURAS

Figura 1 - Indivíduos de boto-cinza, *Sotalia guianensis*, avistados em 2015 no estuário de Cananéia. Foto: Aline Boutros.

Figura 2 - Indivíduo de toninha, *Pontoporia blainvillei*, avistado em 2008 na Baía das Laranjeiras, litoral paranaense. Foto: Marcos César de Oliveira Santos.

Figura 3 - Mapa de localização da área de estudo que inclui a região costeira do sul do Estado de São Paulo com pontos que indicam os locais exatos onde os cetáceos odontocetos foram amostrados.

Figura 4 - Box-plot representando a distribuição, as médias (ponto) e as medianas (linha) dos valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ (esquerda) e $\delta^{15}\text{N}$ (direita) nos três grupos de cetáceos analisados.

Figura 5 - Box-plot representando a distribuição, as médias (ponto) e as medianas (linha) dos valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ (esquerda) e $\delta^{15}\text{N}$ (direita) em fêmeas (n= 8) e machos (n= 8) de toninha.

Figura 6 - Box-plot representando a distribuição, as médias (ponto) e as medianas (linha) dos valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ (esquerda) e $\delta^{15}\text{N}$ (direita) em fêmeas (n= 6) e machos (n= 6) de boto-cinza costeiro.

Figura 7 - Plot de densidade das áreas da elipse padrão bayesiana (SEAb) das toninhas (*Pontoporia blainvillei*) e dos botos-cinza (*Sotalia guianensis*) capturados acidentalmente por embarcações de pesca entre 2011 e 2017 e dos botos-cinza biopsiados dentro do estuário de Cananéia em março de 2018. O “X” indica a área média da elipse padrão de cada espécie, usando uma abordagem não-bayesiana, mas ajustada por amostragem (SEAc) e o ponto preto representa a moda da distribuição dos valores de SEAb. As caixas cinzas apresentam intervalos de credibilidade de 50%, 75% e 95% (do cinza escuro ao claro, respectivamente).

Figura 8 - Gráficos de dispersão de isótopos de $\delta^{13}\text{C}$ x $\delta^{15}\text{N}$ (δ -space) das toninhas (*Pontoporia blainvillei*) e botos-cinza (*Sotalia guianensis*) capturados acidentalmente por embarcações de pesca entre 2011 e 2017 e dos botos-cinza biopsiados dentro do estuário de Cananéia em março de 2018. Cada ponto representa um indivíduo e cada elipse representa 40% das amostras de cada espécie, utilizando a estatística SEAc.

Figura 9 - Plot de densidade das áreas da elipse padrão bayesiana (SEAb) para fêmeas e machos das toninhas (*Pontoporia blainvillei*) e dos botos-cinza (*Sotalia guianensis*) capturados acidentalmente por embarcações de pesca entre 2011 e 2017. O “X” indica a área média da elipse padrão de cada espécie, usando uma abordagem não-bayesiana, mas ajustada por amostragem (SEAc) e o ponto preto representa a moda da distribuição dos valores de SEAb. As caixas cinzas apresentam intervalos de credibilidade de 50%, 75% e 95% (do cinza escuro ao claro, respectivamente).

Figura 10 - Gráficos de dispersão de isótopos de $\delta^{13}\text{C}$ x $\delta^{15}\text{N}$ (δ -space) de fêmeas e machos de toninha (*Pontoporia blainvillei*) capturados acidentalmente por embarcações de pesca entre 2011 e 2017. Cada ponto representa um indivíduo e cada elipse representa 40% das amostras de cada sexo, utilizando a estatística SEAc.

Figura 11 - Gráficos de dispersão de isótopos de $\delta^{13}\text{C}$ x $\delta^{15}\text{N}$ (δ -space) de fêmeas e machos de boto-cinza (*Sotalia guianensis*) capturados acidentalmente por embarcações de pesca entre 2011 e 2017. Cada ponto representa um indivíduo e cada elipse representa 40% das amostras de cada sexo, utilizando a estatística SEAc.

Figura 12 - Médias dos isótopos de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das toninhas (*Pontoporia blainvillei*) estudadas e das presas consideradas principais em seus hábitos alimentares estão representadas com seus respectivos desvios padrão (barras). Pb: *Pontoporia blainvillei*; Ip: *Isopisthus parvipinnis*; Ph: *Pellona harroweri*; St sp.: *Stellifer* sp.; Dp: *Doriteuthis plei*; Lobr: *Loliguncula brevis*.

Figura 13 - Médias dos isótopos de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos botos-cinza (*Sotalia guainensis*) estudados e das presas consideradas principais em seus hábitos alimentares estão representadas com seus respectivos desvios padrão (barras). Sgc: *Sotalia guianensis* costeiro; Mf: *Micropogonias furnieri*; St sp.: *Stellifer* sp.; Tl: *Trichiurus lepturus*; Dp: *Doroteuthis plei*; Lobr: *Lolliguncula brevis*.

Figura 14 - Contribuição potencial das espécies de presas consideradas principais no hábito alimentar da toninha, *Pontoporia balinvillei*, no litoral sul do Estado de São Paulo, com média, percentis de 25% e 75%, conforme determinado pelo modelo de mistura Bayesiano simmr. Ip: *Isopisthus parvipinnis*; Ph: *Pellona harroweri*; St sp.: *Stellifer* sp.; Dp: *Doriteuthis plei*; Lob: *Loliguncula brevis*.

Figura 15 - Contribuição potencial das espécies de presas consideradas principais no hábito alimentar das fêmeas (acima) e machos (abaixo) da toninha, *Pontoporia blainvillei*, no litoral sul do Estado de São Paulo, com média, percentis de 25% e 75%, conforme determinado pelo modelo de mistura Bayesiano simmr. Ip: *Isopisthus parvipinnis*; Ph: *Pellona harroweri*; St sp.: *Stellifer* sp.; Dp: *Doriteuthis plei*; Lob: *Lolliguncula brevis*.

Figura 16 - Contribuição potencial das espécies de presas consideradas principais no hábito alimentar do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) costeiro no litoral sul do Estado de São Paulo, com média, percentis de 25% e 75%, conforme determinado pelo modelo de mistura Bayesiano *simmr*. Mf: *Micropogonias furnieri*; St sp.: *Stellifer* sp.; Tl: *Trichiurus lepturus*; Dp: *Doriteuthis plei*; Lob: *Lolliguncula brevis*.

Figura 17 - Contribuição potencial das espécies de presas consideradas principais no hábito alimentar das fêmeas (acima) e machos (abaixo) do boto-cinza (*Sotalia guainensis*) costeiro no litoral sul do Estado de São Paulo, com média, percentis de 25% e 75%, conforme determinado pelo modelo de mistura Bayesiano simmr. Mf: *Micropogonias furnieri*; St sp.: *Stellifer* sp.; Tl: *Trichiurus lepturus*; Dp: *Doriteuthis plei*; Lob: *Lolliguncula brevis*.

TABELAS

Tabela 1 - Padrões internacionais de razão isotópica. Fonte: SULZMAN (2007).

Razão isotópica	Padrão internacional	Valor do padrão ($R_{\text{padrão}}$)
$^2\text{H}/^1\text{H}$	Vienna Standard Mean Ocean Water (VSMOW)	0,00015576
$^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$	Vienna Pee Dee Belemnite (VPDB)	0,0112372
$^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$	Nitrogênio atmosférico (ar)	0,0036765
$^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$	VSMOW na água, geralmente VPDB no CO_2 ou carbonato	VSMOW = 0,0020052 VPDB = 0,0020672

Tabela 2 - Lista das amostras de toninhas (*Pontoporia blainvillei*, Pb) e botos-cinza (*Sotalia guianensis*, Sg) capturados acidentalmente por embarcações de pesca pela costa sul do Estado de São Paulo ou biopsiados no estuário de Cananéia-Iguape (sublinhado) entre outubro de 2011 e maio de 2018. PA significa Projeto Atlantis, SGD significa *Sotalia guianensis* amostrados dentro do estuário, CT é o comprimento total, as idades foram definidas em anos e os sexos foram definidos em M para machos e F para fêmeas pelas aberturas das fendas da genitália durante a dissecação.

Nº de tombo	Espécie	Data	CT (cm)	Idade (anos)	Sexo
PA - 292	Sg	09/10/2011	179	6	F
PA - 293	Sg	11/10/2011	167	7	F
PA - 331	Pb	02/09/2013	138	9	F
PA - 332	Pb	02/09/2013	135	6,5	F
PA - 353	Sg	10/12/2013	188,5	10	M
PA - 354	Sg	12/12/2013	191	25	M
PA - 356	Sg	10/02/2014	180,5	9	M
PA - 358	Sg	-	123,5	1	F
PA - 385	Pb	26/12/2014	59	0,25	M
PA - 386	Pb	04/01/2015	109	1,75	M
PA - 387	Pb	07/01/2015	132	2,75	F
PA - 388	Pb	07/01/2015	82,5	0,25	M
PA - 389	Pb	11/04/2015	112,5	1,75	F
PA - 390	Pb	13/01/2015	112,5	1,5	M
PA - 391	Pb	13/01/2015	>103,5	1,75	F
PA - 392	Pb	17/05/2015	96,5	0,75	M
PA - 394	Pb	25/05/2015	109	2,25	M
PA - 398	Pb	30/06/2015	125	3,25	F
PA - 399	Pb	01/07/2015	113	3,75	M
PA - 400	Pb	13/04/2015	87	0,75	F
PA - 405	Sg	29/11/2015	133	2	F
PA - 408	Sg	06/12/2015	155	2,25	M
PA - 409	Sg	06/12/2015	174,5	10	M
PA - 411	Sg	02/02/2016	163	4,5	M
PA - 418	Pb	03/04/2016	120	14	M
PA - 419	Pb	05/04/2016	95	0,75	F
PA - 432	Sg	28/05/2016	172	11	F
PA - 433	Sg	13/05/2016	164	11	F
<u>SGD - 01</u>	Sg	22/03/2018	-	-	-
<u>SGD - 02</u>	Sg	22/03/2018	-	-	-
<u>SGD - 03</u>	Sg	22/03/2018	-	-	-
<u>SGD - 04*</u>	Sg	16/05/2018	-	-	-

* Indivíduo identificado como “beach hunter”.

Tabela 3 - Principais presas nos hábitos alimentares das toninhas e dos botos-cinza segundo Lopes et al. (2012), Campos (2015) e Henning et al. (2018) , estudos realizados na região sul da costa do Estado de São Paulo e norte do Paraná. Hábitos das presas: pelágica (P), demersal (D) ou demersal-pelágica (DP).

Toninha (Pb)		Boto-cinza (Sg)	
Presas principais	Hábito	Presas principais	Hábito
Peixes		Peixes	
<i>Pellona harroweri</i>	P	<i>Micropogonias furnieri</i>	D
<i>Stellifer</i> sp.	D	<i>Trichiurus lepturus</i>	DP
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	D	<i>Stellifer</i> sp.	D
Lulas		Lulas	
<i>Doryteuthis plei</i>	DP	<i>Doryteuthis plei</i>	DP
<i>Lolliguncula brevis</i>	P	<i>Lolliguncula brevis</i>	P

Tabela 4 - Lista das amostras das presas coletadas com o auxílio de pescadores da região de Cananéia durante a temporada de pesca do segundo semestre de 2017 e utilizadas no presente estudo. ICT significa ictiofauna, CEF significa cefalópodes e os comprimentos foram definidos em centímetros (cm).

Nº de tombo	Espécie	Comprimento (cm)
Peixes		
ICT-01	<i>Trichiurus lepturus</i>	84,5
ICT-02	<i>Trichiurus lepturus</i>	104
ICT-03	<i>Micropogonias furnieri</i>	25,6
ICT-04	<i>Micropogonias furnieri</i>	26,7
Lulas		
CEF-01	<i>Doryteuthis plei</i>	12,1
CEF-02	<i>Doryteuthis plei</i>	9,8
CEF-03	<i>Doryteuthis plei</i>	10,5
CEF-04	<i>Doryteuthis plei</i>	10,9
CEF-05	<i>Lolliguncula brevis</i>	6,4
CEF-06	<i>Lolliguncula brevis</i>	7,8
CEF-07	<i>Lolliguncula brevis</i>	5,7
CEF-08	<i>Lolliguncula brevis</i>	6,2
CEF-09	<i>Lolliguncula brevis</i>	5,1
CEF-10	<i>Lolliguncula brevis</i>	4,8
CEF-11	<i>Lolliguncula brevis</i>	7,4
CEF-12	<i>Lolliguncula brevis</i>	6,8
CEF-13	<i>Lolliguncula brevis</i>	5,6
CEF-14	<i>Lolliguncula brevis</i>	5,3

Tabela 5 - Valores em ‰ de $\delta^{13}\text{C}$ com a extração lipídica e com a correção matemática e de $\delta^{15}\text{N}$ sem extração lipídica das amostras de pele dos indivíduos de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) capturadas acidentalmente por embarcações de pesca entre 2013 e 2016, no litoral sul do Estado de São Paulo. DP significa desvio-padrão.

	Com extração		Com correção		Média ± DP	Sem extração		Média ± DP
	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{13}\text{C}$		$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{15}\text{N}$	
PA-331	-15,5	-15,3	*	-15,3	-15,4±0,1	14,6	13,9	14,2±0,5
PA-332	-16,6	-16,2	*	-15,7	-16,2±0,4	13,1	13,2	13,1±0,1
PA-385	-15,0	-15,4	-16,3	-15,8	-15,6±0,5	14,4	14,7	14,5±0,2
PA-386	-15,7	-15,4	-16,5	-15,6	-15,8±0,5	13,2	14,8	14,0±1,1
PA-387	-16,3	-15,6	-15,6	-15,2	-15,7±0,5	15,9	14,5	15,2±1,0
PA-388	-15,1	-15,4	-15,3	-15,2	-15,2±0,1	16,1	14,4	15,3±1,2
PA-389	-15,5	-15,5	-15,9	-15,7	-15,7±0,2	12,6	13,6	13,1±0,7
PA-390	-15,7	-15,3	-15,8	-15,8	-15,7±0,2	14,0	13,2	13,6±0,5
PA-391	-15,3	-15,2	-15,2	-15,6	-15,3±0,2	14,7	14,2	14,4±0,3
PA-392	-15,2	-14,9	-15,4	-16,2	-15,4±0,5	14,3	12,4	13,4±1,3
PA-394	-15,8	-15,8	-15,5	-15,9	-15,8±0,2	14,6	14,0	14,3±0,4
PA-398	-16,3	-16,2	-15,5	-15,9	-16,0±0,3	15,2	13,6	14,4±1,2
PA-399	-16,1	-16,0	-15,8	-15,7	-15,9±0,2	14,0	15,1	14,6±0,8
PA-400	-14,9	-14,7	-16,0	-15,9	-15,4±0,7	13,4	15,2	14,3±1,3
PA-418	-14,7	-14,6	-15,0	-16,7	-15,2±1,0	12,7	13,9	13,3±0,8
PA-419	-16,6	-16,8	-15,3	-16,4	-16,3±0,7	13,5	14,2	13,8±0,5

* Sem valores em função de ruídos durante a análise isotópica.

Tabela 6 - Valores em ‰ de $\delta^{13}\text{C}$ com a extração lipídica e com a correção matemática e de $\delta^{15}\text{N}$ sem extração lipídica das amostras de pele dos indivíduos de botos-cinza (*Sotalia guianensis*) capturados acidentalmente por embarcações de pesca entre 2011 e 2017, no litoral sul do Estado de São Paulo. DP significa desvio-padrão.

	Com extração		Com correção		Média ± DP	Sem extração		Média ± DP
	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{13}\text{C}$		$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{15}\text{N}$	
PA-292	-15,9	-15,8	-16,0	-15,9	-15,9±0,1	13,7	13,9	13,8±0,2
PA-293	-16,7	-15,7	-16,1	-15,9	-16,1±0,4	13,8	13,7	13,7±0,1
PA-353	-16,5	-16,1	-16,3	-15,9	-16,2±0,2	13,0	13,9	13,4±0,7
PA-354	-16,2	-16,0	-16,1	-16,0	-16,1±0,1	13,2	13,6	13,4±0,3
PA-356	-15,1	-15,0	-16,1	-15,7	-15,5±0,5	13,4	13,9	13,7±0,3
PA-358	-15,7	-15,7	-16,0	-15,8	-15,8±0,1	13,8	13,7	13,7±0,04
PA-405	-16,5	-16,1	-15,1	-16,1	-15,9±0,6	13,6	14,1	13,8±0,4
PA-408	-16,0	*	-15,1	-16,0	-15,7±0,5	13,6	14,1	13,9±0,3
PA-409	-16,1	-16,2	-16,2	-16,0	-16,1±0,1	13,3	14,3	13,8±0,7
PA-411	-16,0	-18,4	-16,1	-15,8	-16,6±1,2	13,4	14,8	14,1±1,0
PA-432	-16,1	-15,7	-16,1	-15,3	-15,8±0,4	13,9	15,5	14,7±1,1
PA-433	-16,1	-16,1	-16,0	-15,6	-15,9±0,2	14,3	14,5	14,4±0,1

* Sem valores em função de ruídos durante a análise isotópica.

Tabela 7 - Valores em ‰ de $\delta^{13}\text{C}$ com a correção matemática e de $\delta^{15}\text{N}$ das amostras de pele dos indivíduos de botos-cinza (*Sotalia guianensis*) biopsiados dentro do estuário de Cananéia em março de 2018. DP significa desvio-padrão.

	Com correção		Média ± DP	$\delta^{15}\text{N}$		Média ± DP
	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{13}\text{C}$		$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{15}\text{N}$	
SGD-01	-15,5	-15,4	-15,4±0,1	11,8	12,0	11,9±0,1
SGD-02	-15,9	-15,8	-15,9±0,1	12,2	12,3	12,2±0,1
SGD-03	-15,6	-15,5	-15,5±0,03	11,9	11,8	11,9±0,03
SGD-04 * ¹	-14,0	* ²	-14,0±0	11,3	* ²	11,3±0

*¹ Indivíduo identificado como “beach hunter”.

*² Sem valor em função de ruídos durante a análise isotópica.

Tabela 8 - N amostral (n), valores mínimos (Mín), máximos (Max), médios (Média) e de desvio padrão (DP) de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ e tamanho de área da elipse (SEAc) para as amostras de pele de cetáceos (Pb: *Pontoporia blainvillei*; Sgc: *Sotalia guianensis* costeiro; Sge: *Sotalia guianensis* do estuário), ictiofauna (Ip: *Isopisthus parvipinnis*; Mf: *Micropogonias furnieri*; Ph: *Pellona harroweri*; St sp.: *Stellifer* sp.; Tl: *Trichiurus lepturus*) e cefalópodes (Dp: *Doriteuthis plei*; Lobr: *Lolliguncula brevis*). DP significa desvio-padrão.

Espécies	n	δ ¹³ C			δ ¹⁵ N			SEAc (‰ ²)
		Mín	Máx	Média±DP	Mín	Máx	Média±DP	
Cetáceos								
Pb	16	-16,3	-15,2	-15,7±0,3	13,1	15,3	14,1±0,7	0,72
Sgc	12	-16,6	-15,5	-16,0±0,3	13,4	14,7	13,9±0,4	0,36
Sge	3	-15,9	-15,4	-15,6±0,2	11,9	12,2	12,0±0,2	0,12
Ictiofauna								
Ip*	2	-	-	-18,4±1,4	-	-	11,0±0,8	-
Mf	2	-18,0	-16,9	-17,5±0,8	13,3	14,1	13,7±0,5	-
Ph*	4	-	-	-17,4±0,1	-	-	11,7±0,1	-
St sp.*	24	-	-	-17,1±0,6	-	-	11,6±0,3	-
Tl	2	-16,2	-16,0	-16,1±0,1	12,0	12,0	12,0±0,02	-
Cefalópodes								
Dp	4	-18,1	-16,3	-16,8±0,8	10,6	13,3	11,9±1,3	-
Lobr	10	-17,9	-16,6	-17,2±0,4	12,8	13,8	13,2±0,4	-

*Valores extraídos de NAGATA et al. (2015)

Tabela 9 - N amostral (n), valores mínimos (Mín), máximos (Max), médios (Média) e de desvio padrão (DP) de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ e tamanho de área da elipse (SEAc) para as amostras de pele de machos e fêmeas de toninha (*Pontoporia blainvillei*) e boto-cinza (*Sotalia guianensis*). DP significa desvio-padrão.

Espécies	n	$\delta^{13}\text{C}$			$\delta^{15}\text{N}$			SEAc (% ²)
		Mín	Máx	Média±DP	Mín	Máx	Média±DP	
Toninha								
Fêmeas	8	-16,3	-15,3	-15,7±0,4	13,1	15,2	14,1±0,7	0,89
Machos	8	-15,9	-15,2	-15,6±0,3	13,3	15,3	14,1±0,7	0,66
Boto-cinza								
Fêmeas	6	-16,1	-15,8	-15,9±0,1	13,7	14,7	14,0±0,4	0,16
Machos	6	-16,6	-15,5	-16,0±0,4	13,4	14,1	13,7±0,3	0,40

Tabela 10 - Resultado do teste de correlação de Spearman e o respectivo p-valor entre os valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ com as idades e os comprimentos dos indivíduos de toninha (*Pontoporia blainvillei*) e botos-cinza (*Sotalia guianensis*) capturados acidentalmente por embarcações de pesca entre 2011 e 2017.

	Toninha		Boto-cinza	
	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
Comprimento	-0,2415 p=0,3675	-0,2562 p=0,3381	-0,2867 p=0,3664	-0,5314 p=0,0793
Idade	-0,1436 p=0,5957	-0,2294 p=0,3926	-0,3333 p=0,2897	-0,0877 p=0,7863

Tabela 11 - Comparação entre o tamanho das elipses, porcentagem de ocorrência dessa comparação dentre todas as soluções resultantes do modelo Bayesiano, valor de sobreposição da SEAc, em unidade de área (%²) e em porcentagem (%), e porcentagem de ocorrência de sobreposição dentre todas as soluções resultantes do modelo Bayesiano para cada par de grupo de cetáceo (Pb: *Pontoporia blainvillei*; Sgc: *Sotalia guianensis* costeiro; Sge: *Sotalia guianensis* do estuário), para fêmeas e machos de toninha e para fêmeas e machos de boto-cinza costeiro.

Elipses	Pb x Sgc	Pb x Sge	Sgc x Sge	F x M (Pb)	F x M (Sgc)
Tamanho					
Comparação	Pb > Sgc	Pb > Sge	Sgc > Sge	F > M	M > F
Ocorrência	96%	98%	89%	74%	93%
Sobreposição					
Área	0,173% ²	< 10 ⁻¹⁷ % ²	< 10 ⁻¹⁷ % ²	0,533% ²	0,066% ²
Porcentagem	19,00%	< 10 ⁻¹⁷ %	< 10 ⁻¹⁷ %	52,69%	13,35%
Ocorrência	81%	65%	53%	75%	57%

REFERÊNCIAS¹

- ABEND, A. G.; SMITH, T. D. Differences in stable isotope ratios of carbon and nitrogen between long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) and their primary prey in the western north Atlantic. **ICES Journal of Marine Science**, v. 54, n. 3, p. 500–503, 1997.
- AMES, A. L.; VAN VLEET, E. S.; SACKETT, W. M. The use of stable carbon isotope analysis for determining the dietary habits of the florida manatee, *Trichechus manatus latirostris*. **Marine Mammal Science**, v. 12, n. 4, p. 555–563, 1996.
- ARAÚJO, A. C. et al. **Dieta do boto-cinza (*Sotalia guianensis* Van Beneden, 1864) (Cetacea: Delphinidae) na região de Septiba (RJ): Resultados preliminares**. IX Congresso de Ecologia do Brasil. **Anais...**São Lourenço, MG: 2009
- AUBIN, D. J. ST.; SMITH, T. G.; GERACI, J. R. Seasonal epidermal molt in beluga whales, *Delphinapterus leucas*. **Canadian Journal of Zoology**, v. 68, p. 359–367, 1990.
- AZEVEDO, A. F. et al. A note on site fidelity of marine tucuxis (*Sotalia fluviatilis*) in Guanabara Bay, southeastern Brazil. **Journal of Cetacean Research and Management**, v. 6, p. 265–268, 2004.
- AZEVEDO, A. F. et al. Records of the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in the southwestern Rio de Janeiro and northernmost São Paulo State coasts - Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 1, n. 1, p. 191–192, 2002.
- BAPTISTA, G. et al. Mercury, selenium and stable isotopes in four small cetaceans from the Southeastern Brazilian coast: Influence of feeding strategy. **Environmental Pollution**, v. 218, p. 1298–1307, 2016.
- BARCELLOS, R. L. et al. Sedimentary organic matter in cores of the Cananeia-Iguape lagoon-estuarine system, São Paulo State, Brazil. **Journal of Coastal Research**, n. 56, p. 1335–1339, 2009.
- BARLETTA-BERGAN, A.; BARLETTA, M.; SAINT-PAUL, U. Structure and seasonal of larval fish in the Caeté river estuary in North Brazil. **Estuaries, Coastal and Shelf**, v. 54, p. 193–206, 2002.
- BARRETO, A. S. et al. **Plano de ação nacional para a conservação dos mamíferos aquáticos pequenos cetáceos**. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio, 2011.
- BARROS, N. B.; CLARKE, M. R. Diet. In: PERRIN, W. F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M. (Eds.). **Encyclopedia of Marine Mammals**. San Diego: Academic Press, 2009. p. 311–316.
- BASSOI, M. **Feeding ecology of franciscana dolphin, *Pontoporia blainvillei* (Cetacea: Pontoporiidae), and oceanographic processes on the Southern Brazilian coast**.

¹ De acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT NBR 6023)

2005. 208 p. Ph. D. Thesis (Philosophy) - Graduate School of the National Oceanography Centre, University of Southampton, Southampton, 2005.

BESNARD, W. Considerações gerais em torno da região lagunas de Cananéia-Iguape. **Boletim do Instituto Paulista de Oceanografia**, v. 1, n. 1, p. 9–26, 1950.

BEST, P. B.; SCHELL, D. M. Stable isotopes in southern right whale (*Eubalaena australis*) baleen as indicators of seasonal movements, feeding and growth. **Marine Biology**, v. 124, p. 483–494, 1996.

BÍCEGO, M. C. et al. Assessment of contamination by polychlorinated biphenyls and aliphatic and aromatic hydrocarbons in sediments of the Santos and São Vicente estuary System, São Paulo, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 52, n. 12, p. 1784–1804, 2006.

BISI, T. L. et al. Trophic relationships and mercury biomagnification in Brazilian tropical coastal food webs. **Ecological Indicators**, v. 18, p. 291–302, 2012.

BISI, T. L. et al. Trophic relationships and habitat preferences of delphinids from the southeastern Brazilian coast determined by carbon and nitrogen stable isotope composition. **PLoS ONE**, v. 8, n. 12, p. 1–8, 2013.

BORDINO, P. et al. Report of the working group on distribution and behavior. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 1, n. Special Issue 1, p. 21–23, 2002.

BORRELL, A. et al. Organochlorine compounds and stable isotopes indicate bottlenose dolphin subpopulation structure around the Iberian Peninsula. **Environment International**, v. 32, p. 516–523, 2006.

BOTTA, S. **Uso do habitat e identificação de unidades populacionais de pequenos cetáceos do Atlântico sul-ocidental através de isótopos estáveis e elementos traços**. 2011. 239 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 2011.

BRASIL. Decreto nº 90.347, de 23 de outubro de 1984. Dispõe sobre a implantação de área de proteção ambiental nos Municípios de Cananéia, Iguape, e Peruíbe, no Estado de São Paulo, e dá outras Providências. **Coleção de Leis do Brasil**, v. 8, p. 113, 1984.

BROWNELL, R. L. Franciscana *Pontoporia blainvillei* (Gervais and d'Orbigny, 1844). In: RIDGWY, S. H.; HARRISON, R. (Eds.). **Handbook of Marine Mammals: Volume 4. River dolphins and the larger toothed whales**. San Diego: Academic Press, 1989. p. 45–67.

BROWNING, N. E. et al. Isotope turnover rates and diet-tissue discrimination in skin of ex situ bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). **Journal of Experimental Biology**, v. 217, p. 214–221, 2014.

CABALLERO, S. et al. Taxonomic status of the genus *Sotalia*: Species Level Ranking for “Tucuxi” (*Sotalia Fluviatilis*) and “Costero” (*Sotalia Guianensis*) dolphins. **Marine Mammal Science**, v. 23, n. 2, p. 358–386, 2007.

CAMPOS, L. B. **Hábitos alimentares da toninha, *Pontoporia blainvillei* (Gervais e d'Orbigny, 1844) e do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864) na Costa**

Sudeste-Sul do Brasil. 2015. 59 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Oceanografia) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015.

CAPPOZZO, H. L. et al. Incidental mortality of franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) in Argentina. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 6, n. 2, p. 127–137, 2007.

CARR, T.; BONDE, R. K. Tucuxi (*Sotalia fluviatilis*) occurs in Nicaragua, 800 km north of its previously known range. **Marine Mammal Science**, v. 16, n. 2, p. 447–452, abr. 2000.

CHEREL, Y.; HOBSON, K. A. Geographical variation in carbon stable isotope signatures of marine predators: a tool to investigate their foraging areas in the Southern Ocean. **Marine Ecology Progress Series**, v. 329, p. 281–287, 2007.

CLARKE, M. R. Cephalopods in the diet of odontocetes. In: BRYDEN, M. M.; HARRISON, R. (Eds.). **Research on Dolphins**. Oxford: Clarendon Press, 1986. p. 281–321.

CONVERSANI, V. R. M. **Idade e crescimento da toninha (*Pontoporia blainvillei*) e do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) de águas costeiras do sul de São Paulo e norte do Paraná.** 2018. 90 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2018.

COSTA-URRUTIA, P. et al. Population genetic structure and social kin associations of franciscana dolphin, *Pontoporia blainvillei*. **Journal of Heredity**, v. 103, n. 1, p. 92–102, 2012.

CREMER, M. J.; PINHEIRO, P. C.; SIMÕES-LOPES, P. C. 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**, v. 102, n. 2, p. 131–137, 2012.

CRESPO, E. A. et al. Report of the working group on major threats and conservation. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 8, n. 1–2, p. 47–56, 2010a.

CRESPO, E. A. et al. Abundance and distribution of endangered Franciscana dolphins in Argentine waters and conservation implications. **Marine Mammal Science**, v. 26, n. 1, p. 17–35, 2010b.

CRESPO, E. A. Franciscana Dolphin. In: WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M.; KOVACS, K. M. (Eds.). **Encyclopedia of Marine Mammals**. 3^a ed. London, U.K.: Academic Press, 2018. p. 388–392.

CRESPO, E. A.; HARRIS, G.; GONZÁLEZ, R. Group size and distributional range of the franciscana, *Pontoporia blainvillei*. **Marine Mammal Science**, v. 14, n. 4, p. 845–849, 1998.

CUNHA, H. A. et al. Riverine and marine ecotypes of *Sotalia* dolphins are different species. **Marine Biology**, v. 148, p. 449–457, 2005.

CUNHA, H. A. et al. Population structure of the endangered Franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*): Reassessing management units. **PLoS ONE**, v. 9, n. 1, p. 1–8, 2014.

CURTIS, J. S. et al. Diet shifts in a native mesopredator across a range of invasive lionfish biomass. **Marine Ecology Progress Series**, v. 573, p. 215–228, 2017.

DA SILVA, V. M. F.; BEST, R. C. Tucuxi *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853). In: RIDGWAY, S. H.; HARRISON, R. (Eds.). . **Handbook of marine mammals, Volume 5 The first book of dolphins**. London, UK: Academic Press, 1994. p. 43–69.

DANILEWICZ, D. S. et al. Report of the working group on biology and ecology. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 1, n. Special Issue 1, p. 25–42, 2002.

DANILEWICZ, D. S. et al. 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, 15 ago. 2009.

DANILEWICZ, D. S. et al. Abundance estimate for a threatened population of franciscana dolphins in southern coastal Brazil: uncertainties and management implications. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 90, n. 8, p. 1649–1657, 2010.

DAS, K. et al. Isotopic niches of fin whales from the Mediterranean Sea and the Celtic Sea (North Atlantic). **Marine Environmental Research**, v. 127, p. 75–83, 2017.

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

DEL RIO, C. M.; WOLF, B. O. Mass balance models for animal isotopic ecology. In: WANG, M. A. S. & T. (Ed.). . **Physiological and Ecological Adaptations to Feeding in Vertebrates**. Enfield, New Hampshire: Science Publishers, 2005. p. 141–174.

DENIRO, M. J.; EPSTEIN, S. Mechanism of carbon isotope fractionation associated with lipid synthesis. **Science**, v. 197, n. 4300, p. 261–263, 1977.

DENIRO, M. J.; EPSTEIN, S. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 42, p. 495–506, 1978.

DENIRO, M. J.; EPSTEIN, S. Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 45, p. 341–351, 1981.

DI BENEDITTO, A. P. M. **Ecologia alimentar de *Pontoporia blainvillei* e *Sotalia fluviatilis* (Cetacea) na costa norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil**. 2000. 242 f. Tese (Doutorado em Biociências) - Universidade do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes, 2000.

DI BENEDITTO, A. P. M. et al. **Plano de ação nacional para a conservação do pequeno cetáceo: toninha, *Pontoporia blainvillei***. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio, 2010.

DI BENEDITTO, A. P. M. et al. Trophic niche comparison between two predators in northern Rio de Janeiro State, Brazil: a stable isotopes approach. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 3, p. 0–5, 2013.

DI BENEDITTO, A. P. M.; MONTEIRO, L. R. Isotopic niche of two coastal dolphins in a tropical marine area: specific and age class comparisons. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 96, n. 4, p. 853–858, 2016.

DI BENEDITTO, A. P. M.; RAMOS, R. M. A. Biology of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia fluviatilis*) in south-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 84, p. 1245–1250, dez. 2004.

DI BENEDITTO, A. P. M.; SANTOS, M. V. B.; VIDAL, M. V. 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**, v. 89, n. 5, p. 903–905, 2009.

DI BENEDITTO, A. P. M.; TAVARES, M. T. M.; MONTEIRO, L. R. Isotopic niche of the catfishes *Bagre bagre* and *Genidens barbatus* in a coastal area of south-eastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 18, n. 3, p. e20180527, 10 maio 2018.

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

EMÍLSSON, I. The shelf and coastal waters off southern Brazil. **Boletim do Instituto Oceanográfico da USP**, v. 144, p. 101–112, 1960.

FERNÁNDEZ, R. et al. Stable isotope analysis in two sympatric populations of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus*: Evidence of resource partitioning? **Marine Biology**, v. 158, p. 1043–1055, 2011.

FIGUEIREDO, G. C. **Cetáceos na costa sudeste do Brasil: ocorrência, distribuição e inferência de nicho**. 2017. 95 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2017.

FISCHER, L. G. **Peixes estuarinos e costeiros**. 2ª ed. Rio Grande: Luciano Gomes Fischer, 2011.

FITCH, J. E.; BROWNELL, R. L. Fish otoliths in cetacean stomachs and their importance in interpreting feeding habits. **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**, v. 25, n. 12, p. 2561–2574, 1968.

FLAHERTY, E. A.; BEN-DAVID, M. Overlap and partitioning of the ecological and isotopic niches. **Oikos**, v. 119, n. 9, p. 1409–1416, 2010.

FLORES, P. A. C.; DA SILVA, V. M. F.; FETTUCCIA, D. DE C. Tucuxi and Guiana Dolphins. In: WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M.; KOVACS, K. M. (Eds.). **Encyclopedia of Marine Mammals**. 3ª ed. London, U.K.: Academic Press, 2018. p. 1024–1027.

FOLCH, J.; LEES, M.; STANLEY, G. H. S. A simple method for the isolation and purification of total lipides from animal tissues. **The Journal of Biological Chemistry**, v. 226, p. 497–509, 1957.

FORCADA, J. et al. Responses of Antarctic pack-ice seals to environmental change and

increasing krill fishing. **Biological Conservation**, v. 149, p. 40–50, 2012.

FORCADA, J. Distribution. In: WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M.; KOVACS, K. M. (Eds.). . **Encyclopedia of Marine Mammals**. 3^a ed. London, U.K.: Academic Press, 2018. p. 259–262.

FRANCO-TRECU, V. et al. Trophic relationships in apex predators in an estuary system: A multiple-method approximation. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 486, p. 230–236, 2017.

GANNES, L. Z.; BRIEN, D. M. O.; DEL RIO, C. M. Stable isotopes in animal ecology: Assumptions, caveats, and a call for more laboratory experiments. **Ecology**, v. 78, n. 4, p. 1271–1276, 1997.

GAUSE, G. F. **The Struggle for Existence**. Baltimore: The Williams & Wilkins company, 1934.

GIMÉNEZ, J. et al. From the pool to the sea: Applicable isotope turnover rates and diet to skin discrimination factors for bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 475, p. 54–61, 2016.

GIMÉNEZ, J. et al. Intra-and interspecific niche partitioning in striped and common dolphins inhabiting the southwestern Mediterranean Sea. **Marine Ecology Progress Series**, v. 567, p. 199–210, 2017.

GROSS, A. et al. A preliminary study of habitat and resource partitioning among co-occurring tropical dolphins around Mayotte, southwest Indian Ocean. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 84, n. 3, p. 367–374, 2009.

HARDT, F. A. S. et al. Use of carbon and nitrogen stable isotopes to study the feeding ecology of small coastal cetacean populations in southern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 4, p. 90–98, 2013.

HASTIE, G. D. et al. Functional mechanisms underlying cetacean distribution patterns: Hotspots for bottlenose dolphins are linked to foraging. **Marine Biology**, v. 144, p. 397–403, 2004.

HENNING, B. et al. Geographical and intrapopulation variation in the diet of a threatened marine predator, *Pontoporia blainvillei* (Cetacea). **Biotropica**, v. 50, n. 1, p. 157–168, 2018.

HERMAN, D. P. et al. Feeding ecology of eastern North Pacific killer whales *Orcinus orca* from fatty acid, stable isotope, and organochlorine analyses of blubber biopsies. **Marine Ecology Progress Series**, v. 302, p. 275–291, 2005.

HOBSON, K. A. et al. Stable carbon and nitrogen isotopic fractionation between diet and tissues of captive seals: implications for dietary reconstructions involving marine mammals. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 53, p. 528–533, 1996.

HOBSON, K. A. et al. Retrospective isotopic analyses of steller sea lion tooth annuli and seabird feathers: A cross-taxa approach to investigating regime and dietary shifts in the Gulf

of Alaska. **Marine Mammal Science**, v. 20, n. 3, p. 621–638, 2004.

HOBSON, K. A. Isotopic tracking of migrant wildlife. In: MICHENER, R. H.; LAJTH, K. (Eds.). **Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science**. 2^a ed. Malden, MA: Blackwell Publishing, 2007. p. 155–175.

HOBSON, K. A.; WELCH, H. E. Determination of trophic relationships within a high Arctic marine food web using $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ analysis. **Marine Ecology Progress Series**, v. 84, p. 9–18, 1992.

HUTCHINSON, G. E. Concluding Remarks. **Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology**, v. 22, p. 415–427, 1957.

JACKSON, A. L. et al. Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER - Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. **Journal of Animal Ecology**, v. 80, n. 3, p. 595–602, maio 2011.

JEFFERSON, T. A.; WEBBER, M. A.; PITMAN, R. L. **Marine mammals of the world: A comprehensive guide to their identification**. 1^a ed. San Diego: Academic Press, 2008.

JEREB, P.; ROPER, C. F. E. (EDS.). **Cephalopods of the world. An annotated illustrated catalogue of cephalopod species known to date. Volume 2. Mysopsid and Oegopsid**. FAO Specie ed. Roma, Itália: FAO, 2010.

JOBLING, M.; BREIBY, A. The use and abuse of fish otoliths in studies of feeding habits of marine piscivores. **Sarsia**, v. 71, n. 3–4, p. 265–274, 1986.

KEHRIG, H. A. et al. Mercury and selenium biomagnification in a Brazilian coastal food web using nitrogen stable isotope analysis: A case study in an area under the influence of the Paraíba do Sul River plume. **Marine Pollution Bulletin**, v. 75, p. 283–290, 2013.

KELLY, J. F. Stable isotopes of carbon and nitrogen in the study of avian and mammalian trophic ecology. **Canadian Journal of Zoology**, v. 78, p. 1–27, 2000.

KILJUNEN, M. et al. A revised model for lipid-normalizing $\delta^{13}\text{C}$ values from aquatic organisms, with implications for isotope mixing models. **Journal of Applied Ecology**, p. 1–10, 2006.

KISZKA, J. et al. 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**, v. 395, n. 2010, p. 48–54, 2010.

LAILSON-BRITO, J. et al. Mercury-Selenium relationships in liver of Guiana Dolphin: The possible role of Kupffer cells in the detoxification process by Tiemannite formation. **PLoS ONE**, v. 7, n. 7, p. 1–10, 2012.

LASSALLE, G. et al. An assessment of the trophic structure of the Bay of Biscay continental shelf food web: Comparing estimates derived from an ecosystem model and isotopic data. **Progress in Oceanography**, v. 120, p. 205–215, 2014.

LAYMAN, C. A.; ALLGEIER, J. E. Characterizing trophic ecology of generalist consumers: A case study of the invasive lionfish in the Bahamas. **Marine Ecology Progress Series**, v. 448, p. 131–141, 2012.

LEINEBÖ, R. Study of coastal water on the brazilian shelf at latitude 25°S. **Contribuições avulsas do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo**, v. 11, p. 1–14, 1967.

LESAGE, V. et al. Stable isotopes and trace elements as indicators of diet and habitat use in cetaceans: Predicting errors related to preservation, lipid extraction, and lipid normalization. **Marine Ecology Progress Series**, v. 419, p. 249–265, 2010.

LESAGE, V.; HAMMILL, M. O.; KOVACS, K. M. Diet-tissue fractionation of stable carbon and nitrogen isotopes in phocid seals. **Marine Mammal Science**, v. 18, n. 1, p. 182–193, 2002.

LOPES, X. M. et al. Feeding habits of Guiana dolphins, *Sotalia guianensis*, from south-eastern Brazil: new items and a knowledge review. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 92, n. 8, p. 1723–1733, 2012.

LOPES, X. M. **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**. 2012. 94 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2012.

MATSUURA, Y. Contribuição ao estudo da estrutura oceanográfica da região sudeste entre Cabo Frio (RJ) e Cabo de Santa Marta Grande (SC). **Ciência e Cultura**, v. 38, n. 8, p. 1439–1450, 1986.

MCCONNAUGHEY, T.; MCROY, C. P. Food-Web structure and the fractionation of Carbon isotopes in the bering sea. **Marine Biology**, v. 53, p. 257–262, 1979.

MCCUTCHAN, J. H. et al. Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen, and sulfur. **Oikos**, v. 102, n. 2, p. 378–390, 2003.

MELO, C. L. C. DE. **Hábito alimentar do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro**. 2010. 122 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

MENDEZ, M. et al. Isolation by environmental distance in mobile marine species: Molecular ecology of franciscana dolphins at their southern range. **Molecular Ecology**, v. 19, p. 2212–2228, 2010.

MENDONÇA, J. T. **A pesca na região de Cananéia - SP, nos anos de 1995 e 1996**. [s.l.] Universidade de São Paulo, 1998.

MENDONÇA, J. T. et al. Produção pesqueira marinha do litoral sul do Estado de São Paulo no período de 1967 a 1994. **Série Relatórios Técnicos (Instituto de Pesca)**, v. 13, p. 1–24, 2003.

MENDONÇA, J. T. et al. Produção pesqueira marinha do litoral sul do Estado de São Paulo

no período de 1995 a 2002. **Série Relatórios Técnicos (Instituto de Pesca)**, v. 18, p. 1–75, 2004.

MICHENER, R. H.; KAUFMAN, L. Stable isotope ratios as tracers in marine food webs: an update. In: MICHENER, R. H.; LAJTHA, K. (Eds.). . **Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science**. 2^a ed. Malden, MA: Blackwell Publishing, 2007. p. 283–282.

MINAGAWA, M.; WADA, E. Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains Further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 48, p. 1135–1140, 1984.

MOREIRA, L. M.; SICILIANO, S. **Nothward extension range for *Pontoporia blainvillei***. 9th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals. **Anais...Illinois**: 1991

NAGATA, R. M. et al. Food web characterization based on $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ reveals isotopic niche partitioning between fish and jellyfish in a relatively pristine ecosystem. **Marine Ecology Progress Series**, v. 519, p. 13–27, 2015.

NETTO, R. D. F.; DI BENEDITTO, A. P. M. Interactions between fisheries and cetaceans in Espírito Santo State coast, southeastern Brazil Ricardo. **Revista Brasileira de Zoociências**, v. 10, n. 1, p. 55–63, 2008.

NEWSOME, S. D. et al. A niche for isotopic ecology. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 5, n. 8, p. 429–436, 2007.

NEWSOME, S. D. et al. Using stable isotopes to investigate individual diet specialization in California sea otters (*Enhydra lutris nereis*). **Ecology**, v. 90, n. 4, p. 961–974, 2009.

NEWSOME, S. D.; CLEMENTZ, M. T.; KOCH, P. L. Using stable isotope biogeochemistry to study marine mammal ecology. **Marine Mammal Science**, v. 26, n. 3, p. 509–572, 2010.

OSHIMA, J. E. F. et al. Home ranges of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) (Cetacea: Delphinidae) in the Cananéia estuary, Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 90, n. 8, p. 1641–1647, 2010.

OSHIMA, J. E. F.; SANTOS, M. C. O. Guiana dolphin home range analysis based on 11 years of photo-identification research in a tropical estuary. **Journal of Mammalogy**, v. 97, n. 2, p. 599–610, 2016.

OSTROM, P. H.; LIEN, J.; MACKO, S. A. Evaluation of the diet of Sowerby's beaked whale, *Mesoplodon bidens*, based on isotopic comparisons among northwestern Atlantic cetaceans. **Canadian Journal of Zoology**, v. 71, n. 4, p. 858–861, 1993.

PARNELL, A. C. et al. Source Partitioning Using Stable Isotopes: Coping with Too Much Variation. **PLoS ONE**, v. 5, n. 3, p. 1–5, 12 mar. 2010.

PARNELL, A. C.; JACKSON, A. L. **siar: Stable Isotope Analysis in R**, R package, 2013. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=siar>>

PASO-VIOLA, M. N. et al. Intra-specific isotope variations of franciscana dolphin

Pontoporia blainvillei regarding biological parameters and distinct environments. **Mammalian Biology**, v. 85, p. 47–54, 2017.

PETERSON, B. J.; FRY, B. Stable Isotopes in Ecosystem Studies. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 18, p. 293–320, 1987.

PHILLIPS, D. L. et al. Best practices for use of stable isotope mixing models in food-web studies. **Canadian Journal of Zoology**, v. 92, n. 10, p. 823–835, 2014.

PIANKA, E. R. Niche overlap and diffuse competition. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 71, n. 5, p. 2141–2145, 1974.

PINEDO, M. C.; PRADERI, R.; BROWNELL, R. L. Review of the biology and status of the franciscana *Pontoporia blainvillei*. In: PERRIN, W. F. et al. (Eds.). . **Biology and conservation of the river Dolphins**. Gland: Occasional Papers of the IUCN, Species Survival Commission 3, 1989. p. 46–51.

PINNEGAR, J. K.; POLUNIN, N. V. C. Differential fractionation of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ among fish tissues: implications for the study of trophic interactions. **Functional Ecology**, v. 13, p. 225–231, 1999.

POST, D. M. et al. Getting to the fat of the matter: models, methods and assumptions for dealing with lipids in stable isotope analyses. **Oecologia**, v. 152, p. 179–189, 12 abr. 2007.

PRADO, J. H. F.; SECCHI, E. R.; KINAS, P. G. Mark-recapture of the endangered franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) killed in gillnet fisheries to estimate past bycatch from time series of stranded carcasses in southern Brazil. **Ecological Indicators**, v. 32, p. 35–41, 2013.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>. 2018.

RICCIALDELLI, L. et al. Isotopic assessment of prey and habitat preferences of a cetacean community in the southwestern South Atlantic Ocean. **Marine Ecology Progress Series**, v. 418, p. 235–248, 2010.

RICCIALDELLI, L. et al. Ontogenetic diet shift in Commerson's dolphin (*Cephalorhynchus commersonii commersonii*) off Tierra del Fuego. **Polar Biology**, v. 36, p. 617–627, 2013.

RICCIALDELLI, L.; GOODALL, N. Intra-specific trophic variation in false killer whales (*Pseudorca crassidens*) from the southwestern South Atlantic Ocean through stable isotopes analysis. **Mammalian Biology**, v. 80, p. 298–302, 2015.

ROBBINS, C. T.; FELICETTI, L. A.; SPONHEIMER, M. The effect of dietary protein quality on nitrogen isotope discrimination in mammals and birds. **Oecologia**, v. 144, n. 4, p. 534–540, 22 ago. 2005.

ROMAN, J. et al. Whales as marine ecosystem engineers. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 12, n. 7, p. 377–385, 2014.

ROPER, C. F. E.; SWEENEY, M. J.; NAUEN, C. E. **FAO Species Catalogue. Vol. 3. Cephalopods of the world. An annotated and illustrated catalogue of species of interest to fisheries.** Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 1984.

ROSAS, F. C. W. et al. Natural history of dolphins of the genus *Sotalia*. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 8, n. 1–2, p. 57–68, 2010.

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

ROSAS, F. C. W.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A.; OLIVEIRA, M. R. Incidental catches of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) on the southern coast of São Paulo State and the coast of Paraná State, Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 1, n. Special Issue 1, p. 161–167, 2002.

ROSSI-SANTOS, M.; WEDEKIN, L. L.; SOUSA-LIMA, R. S. Distribution and habitat use of small cetaceans off Abrolhos Bank, eastern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 5, n. 1, p. 23–28, 2006.

RYAN, C. et al. Stable isotope analysis of baleen reveals resource partitioning among sympatric rorquals and population structure in fin whales. **Marine Ecology Progress Series**, v. 479, p. 251–261, 2013.

SANTOS, M. C. O. Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) displaying beach hunting behavior in the Cananéia Estuary, Brazil: social context and conservation issues. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 58, n. 2, p. 143–152, 2010.

SANTOS, M. C. O. et al. Insights on small cetacean feeding habits in southeastern Brazil. **Aquatic Mammals**, v. 28, n. 1, p. 38–45, 2002.

SANTOS, M. C. O. et al. The triumph of the commons: working towards the conservation of Guiana Dolphins (*Sotalia guianensis*) in the Cananéia Estuary, Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 8, n. 1–2, p. 187–190, 2010.

SANTOS, M. C. O. et al. Cetacean movements in coastal waters of the southwestern Atlantic ocean. **Biota Neotropica**, v. 19, n. 2, 2019.

SANTOS, M. C. O.; PACÍFICO, E. DOS S.; GONÇALVES, M. F. Unusual record of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) in inner waters of the Cananéia estuary, southeastern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 6, n. 1, p. 117–119, 2007.

SANTOS, M. C. O.; ROSSO, S. Social Organization of Marine Tucuxi Dolphins, *Sotalia guianensis*, in the Cananéia Estuary of Southeastern Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 89, n. 2, p. 347–355, abr. 2008.

SANTOS, M. C. O.; ROSSO, S.; RAMOS, R. M. A. Age estimation of marine tucuxi dolphins (*Sotalia fluviatilis*) in south-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 83, p. 233–236, 2003.

SANTOS, M. C. O.; ROSSO, S. Ecological aspects of marine tucuxi dolphins (*Sotalia guianensis*) based on group size and composition in the Cananéia Estuary, southeastern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 6, n. 1, p. 71–82, 2007.

SÃO PAULO (ESTADO). Decreto nº 53.527, de 8 de outubro de 2008. Cria a Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral Sul e a Área de Relevante Interesse Ecológico do Guará, e dá providências correlatas. **Casa Civil**, 2008.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRÓN-MOLERO, G. The Cananéia Lagoon Estuarine System, São Paulo, Brazil. **Estuaries**, v. 13, n. 2, p. 193–203, 1990.

SCHELL, D. M. Declining carrying capacity in the Bering Sea: Isotopic evidence from whale baleen. **Limnology and Oceanography**, v. 45, n. 2, p. 459–462, 2000.

SCHELL, D. M.; SAUPE, S. M.; HAUBENSTOCK, N. Bowhead whale (*Balaena mysticetus*) growth and feeding as estimated by d13C techniques. **Marine Biology**, v. 103, p. 433–443, 1989.

SCHOENER, T. W. Resource partitioning in ecological communities: Research on how similar species divide resources helps. **Science**, v. 185, n. 4145, p. 27–39, 1974.

SECCHI, E. R. *Sotalia guianensis*. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012.RLTS.T181359A17583662.en>>. Acesso em: 21 fev. 2016.

SECCHI, E. R.; OTT, P. H.; DANILEWICZ, D. S. Effects of fishing bycatch and the conservation status of the franciscana dolphin, *Pontoporia blainvillei*. In: GALES, N.; HINDELL, M.; KIRKWOOD, R. (Eds.). **Marine Mammals: Fisheries, Tourism and Management Issues**. Melbourne: CSIRO Publishing, 2003. p. 162–179.

SECCHI, E. R.; SANTOS, M. C. O.; REEVES, R. *Sotalia guianensis* (errata version published in 2019). Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T181359A50386256.en>>. Acesso em: 22 mar. 2019.

SIDOU, S. A. **Capturas acidentais de pequenos cetáceos pela frota pesqueira do porto de Cananéia, SP**. 2008. Trabalho de Conclusão de Curso (Ciências Biológicas) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2008.

SILVA, V. M. F. et al. Report of the working group on distribution, habitat characteristics and preferences, and group size. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 8, n. 1–2, p. 31–38, 2010.

SINQUE, C. Larvas de Sciaenidae (Teleostei) identificadas na região estuarino-lagunar de Cananéia. **Boletim de Zoologia**, v. 5, p. 39–77, 1980.

SOTIROPOULOS, M. A.; TONN, W. M.; WASSENAAR, L. I. Effects of lipid extraction on stable carbon and nitrogen isotope analyses of fish tissues: Potential consequences for food web studies. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 13, p. 155–160, 2004.

STEGALL, V. K. et al. Discrimination of carbon and nitrogen isotopes from milk to serum

and vibrissae in Alaska Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*). **Canadian Journal of Zoology**, v. 86, n. 1, p. 17–23, 2008.

SULZMAN, E. W. Stable isotope chemistry and measurement: a primer. In: MICHENER, R. H.; LAJTHA, K. (Eds.). . **Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science**. 2^a ed. Malden, MA: Blackwell Publishing, 2007. p. 1–21.

SYVÄRANTA, J. et al. An Empirical Evaluation of the Utility of Convex Hull and Standard Ellipse Areas for Assessing Population Niche Widths from Stable Isotope Data. **PLoS ONE**, v. 8, n. 2, p. 1–8, 2013.

TESSLER, M. G.; SOUZA, L. A. P. DE. Dinâmica sedimentar e feições sedimentares identificadas na superfície de fundo do sistema Cananéia-Iguape, SP. **Revista Brasileira de Oceanografia**, v. 46, n. 1, p. 69–83, 1998.

TIESZEN, L. L. et al. Fractionation and turnover of stable carbon isotopes in animal tissues: Implications for $\delta^{13}\text{C}$ analysis of diet. **Oecologia**, v. 57, p. 32–37, 1983.

TROINA, G. et al. Ontogenetic and sexual characterization of the feeding habits of franciscanas, *Pontoporia blainvillei*, based on tooth dentin carbon and nitrogen stable isotopes. **Marine Mammal Science**, v. 32, n. 3, p. 1115–1137, 2016.

VANDERKLIFT, M. A.; PONSARD, S. Sources of variation in consumer-diet $\delta^{15}\text{N}$ enrichment: A meta-analysis. **Oecologia**, v. 136, p. 169–182, 2003.

WELLS, R. S.; BORDINO, P.; DOUGLAS, D. C. Patterns of social association in the franciscana, *Pontoporia blainvillei*. **Marine Mammal Science**, v. 29, n. 4, p. E520–E528, 2013.

WOLF, J. B. W. et al. Tracing early stages of species differentiation: Ecological, morphological and genetic divergence of Galápagos sea lion populations. **BMC Evolutionary Biology**, v. 8, p. 150, 2008.

ZERBINI, A. N. et al. *Pontoporia blainvillei* (errata version published in 2018). Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T17978A50371075.en>>. Acesso em: 17 mar. 2019.

ZHAO, L. et al. Trophic interactions of Antarctic seals as determined by stable isotope signatures. **Polar Biology**, v. 27, n. 6, p. 368–373, 2004.