



**Universidade do Estado do Rio de Janeiro**  
Centro Biomédico  
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes

Elitieri Batista Santos Neto

**Influência de parâmetros de história natural (sexo, idade e maturidade sexual) nos padrões de acumulação de compostos organobromados do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) da Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil**

Rio de Janeiro

2017

Elitieri Batista Santos Neto

**Influência de parâmetros de história natural (sexo, idade e maturidade sexual) nos padrões de acumulação de compostos organobromados do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) da Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil**

Tese apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Orientador: Prof. Dr. José Lailson Brito Junior

Rio de Janeiro

2017

CATALOGAÇÃO NA FONTE  
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC-A

S237 Santos Neto, Elitieri Batista.  
Influência de parâmetros de história natural (sexo, idade e maturidade sexual) nos padrões de acumulação de compostos organobromados do boto-cinza (*Sotalia Guianensis*) da Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil. – 2017.  
126 f. : il.

Orientador: José Lailson Brito Júnior  
Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes.

1. Boto - Sepetiba, Baía de (RJ) - Teses. 2. Compostos orgânicos - Teses. 3. - Teses. . I. Brito Júnior, José Lailson. II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes. III. Título.

CDU 599.53(815.3)

Patricia Bello Meijinhos CRB7/5217 - Bibliotecária responsável pela elaboração da ficha catalográfica

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta tese, desde que citada a fonte.

---

Assinatura

---

Data

Elitieri Batista Santos Neto

**Influência de parâmetros de história natural (sexo, idade e maturidade sexual) nos padrões de acumulação de compostos organobromados do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) da Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil**

Tese apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Doutor, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Aprovado em 14 de julho de 2017.

Banca Examinadora:

---

Prof. Dr. José Lailson Brito Júnior (Orientador)

Faculdade de Oceanografia - UERJ

---

Prof. Dr. Alexandre de Freitas Azevedo

Faculdade de Oceanografia - UERJ

---

Prof. Dr. João Paulo Machado Torres

Universidade Federal do Rio de Janeiro

---

Prof. Dr. Leonardo Rodrigues de Andrade

Universidade Federal do Rio de Janeiro

Rio de Janeiro

2017

## AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, ao meu orientador Dr. José Lailson Brito Junior por ter aberto as portas do MAQUA, há seis anos atrás, e me incentivado a ingressar no doutorado. Você já era uma referência pra mim em função das suas pesquisas, mas trabalhando com você, passei a te admirar ainda mais pela sua dedicação e compromisso com a conservação dos mamíferos aquáticos. Muito obrigado pelas críticas e ensinamentos durante todo esse tempo, pela paciência e incentivo para eu concluir minha tese.

Ao Dr. Alexandre Azevedo pelo apoio prestado no desenvolvimento da pesquisa e por ser um exemplo de dedicação ao estudo e proteção dos mamíferos marinhos. Graças à determinação de vocês, por terem fundado e conduzido o MAQUA a ser um laboratório de referência no Brasil, dezenas de profissionais estão sendo formados para atuarem nessa área. Muito obrigado por aceitar ser o revisor da minha tese, em um tempo tão curto.

À Dra. Tatiana Bisi pelas valiosas contribuições na minha qualificação e pelo incansável cuidado e dedicação ao laboratório.

À Dra. Haydée Cunha por ser um exemplo de compromisso com a pesquisa e conservação de cetáceos no Brasil.

Ao Edital Ciências do Mar da CAPES pela bolsa de fomento concedida, que viabilizou a realização da minha pesquisa.

Ao CNPQ pelos recursos financeiros utilizados na realização da minha pesquisa.

À FAPERJ pelos recursos financeiros utilizados na realização da minha pesquisa.

À Dra. Silvina Botta e ao Dr. Eduardo Secchi por terem me recebido na FURG e me ensinado a técnica de estimativa de idade em cetáceos.

Ao Dr. Leonardo Andrade pelo auxílio prestado na determinação das idades e pela revisão da minha qualificação.

Ao Fernando e ao Fábio, da Histotécnica da UFRJ, por terem me ensinado a técnica e me auxiliarem no corte histológico das gônadas.

Ao Dr. Leonardo Flach e toda equipe do IBC pelo auxílio no recolhimento das carcaças de boto-cinza e pelas contribuições para a discussão da tese.

À Barbara, por todas as horas extras na bancada, pela paciência e por tocar a rotina da ecotoxicologia na minha ausência. Obrigado também pelas contribuições para minha tese.

Ao Carlos, pela amizade nesses anos de estrada, pela preocupação e cuidado. Agradeço pela parceria nas necropsias, nos plantões e na bancada. É nós fiél.

À Lorena, por esses anos de convívio e por todas as ajudas com traduções para o inglês.

À Carol, Bianca e Harison, por entenderem minha ausência nessas últimas semanas e tocarem os trabalhos.

Às Dras. Lara Gama Vidal e Liana Rosa por todos os anos de bancada e o conhecimento compartilhado.

Ao Rafael Ramos de Carvalho que se dispôs diversas vezes a escutar minhas lamentações, sempre com palavras de incentivo. Obrigado por me incentivar a voltar pro surf, pela amizade e por me ajudar na elaboração do mapa para a tese.

À toda a equipe que passou pelo MAQUA durante esses seis anos e contribuíram para o meu aprendizado e crescimento pessoal: Lis, Gleici, Alice, Kadu, Karen, Isabela, Luciana, Mariana, André (Capivara).

Aos amigos do PPGE, por me apresentarem o Rio de Janeiro: Leonardo, Carol, Claudinha e Livia.

À Orim Breda (Mestre Ferradura) por me acolher no grupo e se preocupar com o andamento da minha tese. Você é um exemplo de dedicação e amor à capoeira, e é uma inspiração, não apenas pelo seu jogo, mas por praticar a essência da capoeira, do zelo com aqueles que estão ao seu lado.

À minha sogra Lucia pelo carinho e apoio nesses anos.

A meu pai Elitieri filho e minhas tias Inês e Eliaura por me incentivarem a ingressar no doutorado e pelo apoio ao longo desses anos.

A minha irmã Cida e minha mãe Sônia Maria, que me apoiaram desde que decidi vir ao Rio de Janeiro fazer o doutorado, pelo incentivo para eu não desistir e por compreenderem minhas ausências.

À minha filha Inaê, que desde que nasceu vem dividindo sua atenção com o doutorado. Obrigado por estar acordada algumas das vezes que cheguei tarde em casa, ao menos pra um beijo de boa noite. E ao bebê que está à caminho, por ser mais um incentivo para eu concluir esse trabalho.

À minha amada companheira Lara, por toda compreensão e ajuda que me deu para o desenvolvimento desse trabalho, por ter me feito acreditar que eu seria capaz de concluí-lo. E pelo auxílio na formatação da tese.

## RESUMO

SANTOS-NETO, Elitieri Batista. *Influência de parâmetros de história natural (sexo, idade e maturidade sexual) nos padrões de acumulação de compostos organobromados do boto-cinza (Sotalia guianensis) da Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil*. 2017. 112 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução) – Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2017.

A bioacumulação de compostos organobromados em mamíferos marinhos ocorre, principalmente, através da dieta, e pode ser influenciado por fatores fisiológicos inerentes ao sexo, status reprodutivo e idade. Sendo assim, o presente trabalho teve como objetivo verificar a influência dos parâmetros de história natural (sexo, maturidade sexual e idade) nos padrões de acumulação de compostos organobromados, de origem antrópica (PBDEs) e natural (MeO-BDEs) dos botos-cinza (*Sotalia guianensis*) da Baía de Sepetiba - RJ. No primeiro capítulo, foram determinados os parâmetros de história natural de 109 botos-cinza e, no segundo capítulo, esses parâmetros foram confrontados com as concentrações de compostos organobromados encontradas no tecido adiposo subcutâneo de 39 exemplares. As idades dos botos-cinzas variaram de 0 a 20 anos para as fêmeas (N= 43;  $7,8 \pm 5,8$ ) e de 0 a 23 anos nos machos (N= 66;  $7 \pm 4,8$ ). As fêmeas atingiram a maturidade sexual aos 6,5 anos e os machos aos 7,3 anos de idade. O intervalo de comprimento em que os machos foram maduros sexualmente foi de 183 a 188 cm e, para as fêmeas, de 171 a 177 cm. Os machos atingiram o comprimento assintótico com 190,7 cm e as fêmeas com 187,8 cm. O tempo de gestação para os botos-cinza foi estimado em 12 meses, com uma taxa de crescimento fetal de 9,08 cm/mês. O comprimento médio de nascimento dos filhotes foi estimado em 96,15 cm. As concentrações dos PBDEs no tecido adiposo subcutâneo dos botos-cinza variaram de 12,4 a 758 ng.g<sup>-1</sup> lipídios ( $175,3 \pm 209,8$ ) nas fêmeas e de 97,8 a 739,2 ng.g<sup>-1</sup> lipídios ( $313,3 \pm 178,5$ ) nos machos. As concentrações de MeO-BDEs variaram de 7,7 a 1364,2 ng.g<sup>-1</sup> lipídios ( $349,2 \pm 415,4$ ) nas fêmeas e de 101,6 a 854,7 ng.g<sup>-1</sup> lipídios ( $33,5 \pm 178,9$ ) nos machos. Os padrões de acumulação de compostos organobromados de origem antrópica e natural em botos-cinza que utilizam a Baía de Sepetiba foram influenciados pelo sexo ( $p < 0,05$ ), tendo sido observadas diferenças entre os perfis de contaminação de machos e fêmeas através da análise de função discriminante ( $p < 0,05$ ). Houve transferência placentária de compostos organobromados das fêmeas para os fetos e as maiores razões de transferências foram observadas para os compostos com menor número de átomos de bromo. Os resultados do presente trabalho demonstram que há influência de padrões de história de vida no padrão de acumulação de compostos organobromados em botos-cinza da Baía de Sepetiba - RJ.

Palavras-chave: Boto-cinza. *Sotalia guianensis*. Organobromados. Baía de Sepetiba.



## ABSTRACT

SANTOS-NETO, Elitieri Batista. *Influence of natural history parameters (gender, sexual maturity and age) on organobrominated compounds patterns of Guiana dolphin (Sotalia guianensis) from Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil*. 2017. 112f. Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução) – Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2017.

Bioaccumulation of organobrominated compounds in marine mammals occurs mainly through diet and may be influenced by physiological factors inherent to gender, reproductive status and age. Therefore, the present study objective was to verify the influence of natural history parameters (gender, sexual maturity and age) on organobrominated compounds patterns, anthropogenic (PBDEs) and naturally-produced (MeO-BDEs), in Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) from Sepetiba Bay-RJ. This study was organized in two sections. In the first section, natural history parameters were determined in 109 Guiana dolphins and in the second section these parameters were confronted with organobrominated compounds concentrations found in 39 Guiana dolphins subcutaneous adipose tissue. Dolphins age varied from 0 to 20 years for females (N= 43;  $7,8 \pm 5,8$ ) and 0 to 23 years for males (N= 66;  $7 \pm 4,8$ ). Females reached sexual maturity at 6.5 years and males at 7.3 years. The length range in which males were sexually mature was from 183 to 188 cm and for females from 171 to 177 cm. Males reached asymptotic length with 190.7 cm and females with 187.8 cm. Gestation time for Guiana dolphins was estimated at 12 months, with a fetal growth rate of 9.08 cm/month. The average birth length was estimated at 96.15 cm. In Guiana dolphins subcutaneous adipose tissue, organobrominated compounds concentrations ranged from 12,4 to 758 ng.g<sup>-1</sup> lipids ( $175,3 \pm 209,8$ ) in females and from 97,8 to 739,2 ng.g<sup>-1</sup> lipids ( $313,3 \pm 178,5$ ) in males for anthropogenically-produced compounds (PBDEs). For the natural origin compounds (MeO-BDEs) the concentrations ranged from 7,7 to 1364,2 ng.g<sup>-1</sup> lipids ( $349,2 \pm 415,4$ ) in females and from 101,6 to 854,7 ng.g<sup>-1</sup> lipids ( $33,5 \pm 178,9$ ) in males. Organobrominated compounds accumulation patterns, both anthropogenic and natural, were influenced by gender ( $p < 0.05$ ) in Guiana dolphins using Sepetiba Bay, with differences between males and females contamination profiles being identified by discriminant analysis ( $p < 0.05$ ). Placental transfer of organobrominated compounds from mothers to the fetuses were identified and the highest transfer rates were observed for the compounds with the lowest number of bromine atoms. The results of the present study demonstrate that there is influence of life history patterns on the organobrominated compounds accumulation patterns in Guiana dolphins from Sepetiba Bay-RJ.

Keywords: Guiana dolphin. *Sotalia guianensis*. Organobromine. Sepetiba Bay.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Estrutura química dos éteres difenílicos polibromados ( $n + m = 1$ a 10 átomos de bromo).....	27
Figura 2 –	Boto-cinza ( <i>Sotalia guianensis</i> ).....	30
Figura 3 –	Mapa da Baía de Sepetiba – RJ.....	33
Figura 4 –	Corte histológico do dente de um boto-cinza ( <i>Sotalia guianensis</i> ) da Baía de Sepetiba – RJ, evidenciando as camadas de deposição de dentina pós-natal e a linha neonatal (LN). A idade estimada para esse exemplar foi de oito anos.....	39
Figura 5 –	Corte histológico dos testículos de botos-cinza da Baía de Sepetiba – RJ, sendo: (A) Túbulo seminífero maduro (200x) e (B) Túbulo seminífero imaturo (400x).....	40
Figura 6 –	Ovários de boto-cinza da Baía de Sepetiba – RJ. Presença de <i>corpus albicans</i> (CA) no ovário maduro.....	40
Figura 7 –	Distribuição etária dos machos e fêmeas de botos-cinza da Baía de Sepetiba – RJ analisados no presente trabalho.....	46
Figura 8 –	Curva de crescimento assintótico de botos-cinza machos da Baía de Sepetiba – RJ.....	51
Figura 9 –	Curva de crescimento assintótico de botos-cinza fêmeas da Baía de Sepetiba – RJ.....	52
Figura 10 –	Curva de crescimento assintótico de botos-cinza machos e fêmeas da Baía de Sepetiba – RJ.....	52
Figura 11 –	Mapa da Baía de Sepetiba – RJ, com os locais de recolhimento das carcaças de botos-cinza do presente estudo.....	63
Figura 12 –	Mediana e valores mínimos e máximos das concentrações do PBDE 47 no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza da Baía de Sepetiba – RJ (Machos, n=19) e (Fêmeas, n=16).....	73
Figura 13 –	Mediana e valores mínimos e máximos das concentrações do PBDE 99 no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza da Baía de Sepetiba – RJ (Machos, n=19) e (Fêmeas, n=16).....	74

Figura 14 – Mediana e valores mínimos e máximos das concentrações do PBDE 100 no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza da Baía de Sepetiba – RJ (Machos, n=19) e (Fêmeas, n=16).....	74
Figura 15 – Mediana e valores mínimos e máximos das concentrações do PBDE 153 no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza da Baía de Sepetiba – RJ (Machos, n=19) e (Fêmeas, n=16).....	75
Figura 16 – Mediana e valores mínimos e máximos das concentrações do $\Sigma$ PBDE no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza da Baía de Sepetiba – RJ (Machos, n=19; Fêmeas, n=16).....	75
Figura 17 – Mediana e valores mínimos e máximos das concentrações do PBDE 47 no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza da Baía de Sepetiba – RJ (Machos imaturos, n=9; Fêmeas imaturas, n=5).....	80
Figura 18 – Mediana e valores mínimos e máximos das concentrações de PBDE 99 no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza da Baía de Sepetiba – RJ (Machos maduros, n=10; Fêmeas maduras, n=11).....	81
Figura 19 – Mediana e valores mínimos e máximos das concentrações de PBDE 100 no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza da Baía de Sepetiba – RJ (Machos maduros, n=10; Fêmeas maduras, n=11).....	81
Figura 20 – Mediana e valores mínimos e máximos das concentrações do $\Sigma$ PBDE no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza da Baía de Sepetiba – RJ (Machos maduros, n=10; Fêmeas maduras, n=11).....	82
Figura 21 – Variação das médias das razões Feto/Mãe de botos da Baía de Sepetiba – RJ pelo número de átomos de bromo dos compostos organobromados de origem antrópica e natural.....	83
Figura 22 – Variação das concentrações de PCB 153 no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza machos da Baía de Sepetiba – RJ em relação à idade.....	84
Figura 23 – Variação das concentrações do PCB 153 no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza machos (maduros e imaturos) e fêmeas (imaturas) da Baía de Sepetiba – RJ em relação à idade.....	85
Figura 24 – Contribuição percentual dos congêneres para o somatório de PBDE no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza machos da Baía de Sepetiba – RJ.....	86

Figura 25 –	Contribuição percentual dos congêneres para o somatório de PBDE no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza fêmeas da Baía de Sepetiba – RJ.....	87
Figura 26 –	Contribuição percentual dos congêneres para o somatório de PBDE no tecido adiposo subcutâneo de fetos de boto-cinza da Baía de Sepetiba – RJ.....	88
Figura 27 –	Contribuição percentual dos congêneres para o somatório de MeO-BDE no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza machos da Baía de Sepetiba – RJ.....	89
Figura 28 –	Contribuição percentual dos congêneres para o somatório de MeO-BDE no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza fêmeas da Baía de Sepetiba – RJ.....	90
Figura 29 –	Contribuição percentual dos congêneres para o somatório de MeO-BDE no tecido adiposo subcutâneo de fetos de boto-cinza da Baía de Sepetiba – RJ.....	91
Figura 30 –	Contribuição percentual de PBDEs e MeO-BDEs para o somatório de compostos organobromados no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza machos da Baía de Sepetiba – RJ.....	92
Figura 31 –	Contribuição percentual de PBDEs e MeO-BDEs para o somatório de compostos organobromados no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza fêmeas da Baía de Sepetiba – RJ.....	93
Figura 32 –	Contribuição percentual de PBDEs e MeO-BDEs para o somatório de compostos organobromados no tecido adiposo subcutâneo de fetos de boto-cinza da Baía de Sepetiba – RJ.....	93
Figura 33 –	Representação gráfica das variáveis canônicas para machos (M), fêmeas (F) e fetos (Fe) de botos-cinza da Baía de Sepetiba - RJ. Os círculos sólidos representam os valores médios das variáveis canônicas para cada grupo. Os símbolos sólidos dentro de cada grupo representam os indivíduos que divergiram em relação à classificação.....	95

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Variação do comprimento total (CT) nas fêmeas de boto-cinza, da Baía de Sepetiba – RJ, de mesma idade.....	46
Tabela 2 –	Variação do comprimento total (CT) nos machos de boto-cinza, da Baía de Sepetiba – RJ, de mesma idade.....	47
Tabela 3 –	Percentual de machos maduros de boto-cinza na Baía de Sepetiba – RJ.....	48
Tabela 4 –	Percentual de fêmeas maduras de boto-cinza na Baía de Sepetiba – RJ.....	49
Tabela 5 –	Valores dos parâmetros adimensionais “a” e “b” estimados pelo modelo generalizado de escolha de <i>Schnute</i> .....	50
Tabela 6 –	Valores do comprimento assintótico ( $CT_{\infty}$ ) em cm, taxa de crescimento (K), fator de correção ( $T_0$ ) gerados a partir do modelo de Von Bertalanffy para botos-cinza da Baía de Sepetiba – RJ.....	50
Tabela 7 –	Autor, modelo utilizado, sexo, número amostral, comprimento assintótico ( $CT_{\infty}$ ), taxa de crescimento (K), fator de correção ( $t_0$ ) e local onde foi realizado o estudo, para botos-cinza das regiões Sudeste e Sul do Brasil.....	56
Tabela 8 –	Autor, sexo, idade de maturidade sexual (IS), comprimento de maturidade sexual (CS) e local onde foi realizado o estudo.....	58
Tabela 9 –	Autor, taxa de crescimento fetal (TF), tempo de gestação (TG), comprimento ao nascimento (CN) e local onde foi realizado o estudo.....	59
Tabela 10 –	Limite de detecção do equipamento (LD), em $\mu\text{g/L}$ , e limite de detecção do método (LDM), em $\text{ng/g}$ , para o composto organobromados analisados.....	69
Tabela 11 –	Mediana, média, desvio padrão (DP), mínimo (Mín) e máximo (Máx) dos parâmetros biológicos: comprimento total (CT), em cm, peso, em Kg, idade, em anos, e percentual lipídico (Lip), em %; e das concentrações, em $\text{ng.g}^{-1}$ lip., dos éteres difenílicos polibromados de	

	origem antrópica e natural, por gênero, em botos-cinza da Baía de Sepetiba – RJ.....	71
Tabela 12 –	Mediana, média, desvio padrão (DP), mínimo (Mín) e máximo (Máx) dos parâmetros biológicos: comprimento total (CT), em cm, peso, em Kg, idade, em anos, e percentual lipídico (Lip), em %; e das concentrações, em ng.g-1 lip., dos éteres difenílicos polibromados de origem antrópica e natural, por grau de maturidade, em botos-cinza machos da Baía de Sepetiba – RJ.....	77
Tabela 13 –	Mediana, média, desvio padrão (DP), mínimo (Mín) e máximo (Máx) dos parâmetros biológicos: comprimento total (CT), em cm, peso, em Kg, idade, em anos, e percentual lipídico (Lip), em %; e das concentrações, em ng.g-1 lip., dos éteres difenílicos polibromados de origem antrópica e natural, por grau de maturidade, em botos-cinza fêmeas da Baía de Sepetiba – RJ.....	78
Tabela 14 –	Identificação da amostra (Feto/Mãe), idade da mãe, em anos, comprimento total do feto (CT), em cm, idade gestacional, em meses, e razões de transferência Feto/Mãe de PBDEs e MeO-BDEs, com os respectivos números de átomos de bromo, em botos-cinza da Baía de Sepetiba – RJ.....	83
Tabela 15 –	Valor de F e distância de <i>Mahalanobis</i> (D2) entre machos, fêmeas e fetos de botos-cinza da Baía de Sepetiba – RJ.....	94
Tabela 16 –	Percentual de classificação entre os grupos (machos, fêmeas e fetos) de boto-cinza da Baía de Sepetiba – RJ.....	94
Tabela 17 –	Concentrações de PBDEs e MeO-BDEs, em ng.g lip. <sup>-1</sup> , em botos-cinza ao longo da costa brasileira.....	96
Tabela 18 –	Concentrações de PBDEs e MeO-BDEs, em ng.g lip. <sup>-1</sup> , em delfínídeos ao longo da costa brasileira.....	100

## LISTA DE SIGLAS E SÍMBOLOS

$\Sigma$	Somatório
°C	Graus celsius
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
Br	Bromo
Cm	Centímetros
CS	Comprimento de maturidade sexual
CT	Comprimento total
CT <sub>∞</sub>	Comprimento assintótico
D <sup>2</sup>	Distância de Mahalanobis
DNA	Ácido Desoxirribonucleico
DP	Desvio padrão
EPA	U.S. Environmental Protection Agency
GLGs	Growth layer group
IBC	Instituto Boto-Cinza
IS	Idade de maturidade sexual
IUCN	International Union for Conservation of Nature
IUPAC	International Union of Pure and Applied Chemistry
K	Taxa de crescimento
Kow	Coeficiente partição octanol-água
Lip.	Lipídios
MAQUA	Laboratório de Mamíferos Aquáticos e Bioindicadores “Prof <sup>a</sup> Izabel M. G. do N. Gurgel”
Máx	Máximo
Meo-BDEs	Éteres difenílicos polibromados metoxilados
Mín	Mínimo
Na <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	Sulfato de sódio anidro
PBDEs	Éteres difenílicos polibromados

PCBs	Bifenilas policloradas
PPB	Partes por bilhão
PR	Paraná
Psi	<i>Pound force per square inch</i>
RJ	Rio de Janeiro
SC	Santa Catarina
SEMADS	Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (RJ)
SPE	Extração em fase sólida
T <sub>0</sub>	Fator de correção
UERJ	Universidade do Estado do Rio de Janeiro
UM	Unidade de manejo
UNEP	The United Nations Environment Programme



## SUMÁRIO

	<b>INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	20
1	<b>REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	21
1.1	<b>Parâmetros de história natural</b> .....	21
1.1.1	<u>Estimativa de idade por contagem das camadas de deposição de dentina</u> .....	22
1.1.2	<u>Curva de crescimento assintótica</u> .....	25
1.2	<b>Composto organobromados antrópicos (PBDEs) e naturais (MeO-BDEs)</b> .....	26
1.2.1	Éteres difenílicos polibromados (PBDEs).....	26
1.2.2	Éteres difenílicos polibromados metoxilados (MeO-BDEs).....	28
1.3	<b>Espécie estudada: O boto-cinza (<i>Sotalia guianensis</i>) (Van Bénédén, 1864)</b> .....	29
1.4	<b>Baía de Sepetiba</b> .....	32
2	<b>PARÂMETROS DE HISTÓRIA NATURAL DE BOTOS-CINZA (<i>SOTALIA GUIANENSIS</i>) DA BAÍA DE SEPETIBA – RJ</b> .....	35
2.1	<b>Introdução</b> .....	35
2.2	<b>Material e métodos</b> .....	37
2.2.1	<u>Coleta de amostras</u> .....	37
2.2.2	<u>Determinação da idade</u> .....	38
2.2.3	<u>Maturidade sexual</u> .....	39
2.2.4	<u>Análises estatísticas</u> .....	40
2.2.4.1	Curva de crescimento assintótico.....	41
2.2.4.2	Maturidade reprodutiva.....	42
2.2.4.2.1	Idade média.....	42
2.2.4.2.2	Classe de comprimento.....	43
2.2.4.3	Tempo de gestação, taxa de crescimento fetal e comprimento ao nascimento dos botos-cinza.....	43
2.3	<b>Resultados</b> .....	45
2.3.1	<u>Estimativa de idade</u> .....	45
2.3.2	<u>Maturidade sexual</u> .....	48

2.3.3	<u>Tempo de gestação, taxa de crescimento fetal e comprimento ao nascimento dos botos-cinza</u> .....	49
2.3.4	<u>Curva de crescimento assintótico</u> .....	50
2.4	<b>Discussão</b> .....	52
2.5	<b>Conclusão</b> .....	60
3	<b>PADRÕES DE BIOACUMULAÇÃO DE COMPOSTOS ORGANOBROMADOS EM TECIDO ADIPOSEO SUBCUTÂNEO DE BOTOS-CINZA (<i>SOTALIA GUIANENSIS</i>) DA BAÍA DE SEPETIBA – RJ</b> .....	61
3.1	<b>Introdução</b> .....	61
3.2	<b>Material e métodos</b> .....	62
3.2.1	<u>Análise dos compostos organobromados</u> .....	62
3.2.1.1	Coleta de amostras.....	63
3.2.1.2	Análises laboratoriais.....	64
3.2.1.2.1	Reagentes.....	64
3.2.1.2.2	Descontaminação da vidraria.....	64
3.2.1.2.3	Extração.....	65
3.2.1.2.4	Determinação da porcentagem de lipídio da amostra.....	66
3.2.1.2.5	Purificação do extrato.....	66
3.2.1.2.6	Condições cromatográficas.....	67
3.2.1.2.7	Identificação e quantificação dos analitos.....	67
3.2.1.2.8	Soluções padrões e curva analítica.....	68
3.2.1.2.9	Limite de detecção do equipamento.....	69
3.2.1.2.10	Análises estatísticas.....	69
3.3	<b>Resultados</b> .....	70
3.3.1	<u>Influência do sexo no padrão de acumulação de éteres difenílicos polibromados de origem antrópica e natural em botos-cinza da Baía de Sepetiba</u> .....	70
3.3.2	<u>Influência da maturidade sexual no padrão de acumulação de éteres difenílicos polibromados de origem antrópica e natural</u> .....	76
3.3.3	<u>Transferência placentária de compostos organobromados</u> .....	82
3.3.4	<u>Influência da idade no padrão de acumulação de éteres difenílicos polibromados de origem antrópica e natural</u> .....	83

3.3.5	<u>Influências do peso e do comprimento total no padrão de acumulação de éteres difenílicos polibromados de origem antrópica e natural</u> .....	85
3.3.6	<u>Perfis de contaminação</u> .....	85
3.3.6.1	Contribuição percentual de cada congêneres de PBDE para o somatório total dos botos-cinza.....	86
3.3.6.2	Contribuição percentual de cada congêneres de MeO-BDE para o somatório total por indivíduo.....	88
3.3.6.3	Contribuição dos somatórios de PBDE e MeO-PBDE para o somatório total de compostos organobromados.....	91
3.3.6.4	Análise de função discriminante.....	94
3.4	<b>Discussão</b> .....	95
3.4.1	<u>Concentração de compostos organobromados em cetáceos na costa do Brasil</u> .....	95
3.4.2	<u>Influência do sexo, idade, peso e comprimento corpóreo no padrão da acumulação de compostos organobromados</u> .....	102
3.4.3	<u>Transferência placentária</u> .....	104
3.4.4	<u>Perfis de contaminação</u> .....	105
3.5	<b>Conclusão</b> .....	107
	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	108
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	110

## INTRODUÇÃO GERAL

Nos últimos 50 anos, foi crescente a síntese e utilização de polímeros a base de petróleo nos diferentes setores industriais, tais como, têxtil, automotivo e eletrônico, visando suprir as demandas do mercado (ALAE et al., 2003). Porém, devido ao grande potencial de combustão desses polímeros, foram adicionados compostos que reduzem sua inflamabilidade. Dentre os compostos utilizados como retardantes de chamas nas últimas décadas, destacam-se os éteres difenílicos polibromados (PBDEs) (ATDRS, 2017).

Assim como para os demais compostos organohalogenados, os oceanos são o destino final dos PBDEs, sendo encontrados em altas concentrações nos organismos marinhos (YLITALO et al., 2009). Os cetáceos são mamíferos marinhos adaptados a viver durante todo seu ciclo de vida na água. Por serem animais de vida longa, que possuem alta taxa metabólica e grande quantidade de tecido adiposo, tendem a acumular altas concentrações de poluentes orgânicos persistentes (ALONSO et al., 2014). Em vista disso, os golfinhos são, recorrentemente, utilizados para avaliar a contaminação no ambiente marinho (LAILSON-BRITO et al., 2010; SANTOS-NETO et al., 2014).

Entretanto, para uma correta interpretação das concentrações e perfis de contaminação em cetáceos, é imprescindível o conhecimento dos parâmetros de história de vida. Isso porque os padrões de acumulações são influenciados por fatores como sexo, idade e maturidade sexual (AGUILAR; BORREL; PASTOR, 1999). Além de auxiliarem na interpretação dos dados sobre poluentes orgânicos persistentes, os parâmetros de história de vida são relevantes na compreensão da dinâmica de crescimento populacional das diferentes espécies (CHIVERS, 2009).

Nesse contexto, o presente trabalho tem por objetivo geral caracterizar a população de botos-cinza (*Sotalia guianensis*) da Baía de Sepetiba - RJ no que se refere aos parâmetros de história natural, verificando a correlação desses com os padrões de bioacumulação de compostos organobromados de origem antrópica e natural.

Para alcançar o objetivo proposto, o estudo foi dividido em duas partes. A primeira parte trata da determinação dos parâmetros de história de vida, enquanto a segunda investiga a influência dos parâmetros de história de vida nos padrões de acumulação de compostos organobromados.

## 1 REFERENCIAL TEÓRICO

### 1.1 Parâmetros de história natural

Os parâmetros de história natural (comprimento assintótico, idade de maturação sexual e de primeira gestação, intervalo entre partos e longevidade) são essenciais para compreender a dinâmica populacional de diferentes espécies (CHIVERS, 2009; MURPHY et al., 2009). Modificações nesses parâmetros em cetáceos estão diretamente relacionadas com o tamanho populacional, ou seja, são dependentes da densidade populacional (FOWLER, 1984; LEARMONTH et al., 2014). A denso-dependência parte da premissa que o ambiente tem a capacidade de prover recursos para um número limitado de indivíduos de uma população. A esse limite é dado o nome de capacidade de carga (RICKLEFS, 1996). Nas diferentes espécies, esse controle é feito através de modificações nos parâmetros reprodutivos e na taxa de mortalidade em resposta à disponibilidade de recursos no ambiente. Consequentemente, essas alterações irão modificar a taxa de crescimento populacional (FOWLER, 1984; TAYLOR; DEMASTER, 1993).

Os mamíferos marinhos respondem à denso-dependência de forma não-linear. Ou seja, as modificações só são aparentes quando o número de indivíduos da população ultrapassa a capacidade de carga ou quando uma grande parcela da população é removida (MURPHY et al., 2009; WADE, 2009). Segundo Taylor e DeMaster (1993), a taxa de crescimento populacional máxima em mamíferos marinhos ocorre quando o tamanho da população está entre 50 e 85% da capacidade de carga.

O recurso alimentar é o principal fator que regula a denso-dependência em mamíferos marinhos. Sendo assim, a redução ou aumento na disponibilidade de presas irá refletir na taxa de crescimento populacional (WADE, 2009). Isto ocorre devido à relação direta entre o estado nutricional do animal e sua capacidade de reproduzir e sobreviver (WADE et al., 2007). Segundo Fowler (1984), os três principais parâmetros afetados em resposta a privação ou abundância de recursos são: idade de maturação sexual, idade de primeira cria e sobrevivência juvenil.

Nesse contexto, torna-se importante salientar que a capacidade de carga de um ambiente para uma dada população pode não ser constante. Com isso, as modificações na taxa de crescimento não estariam relacionadas exclusivamente com o aumento ou diminuição da população (WADE et al., 2007; MURPHY et al., 2009). Essa possível flutuação na capacidade de carga pode ocorrer devido a fatores naturais (ex: eventos climáticos sazonais) ou antrópicos (ex: sobrepesca) (MANZILA, 1989; WADE et al., 2007).

Devido à resposta não-linear, os efeitos da denso-dependência em populações de cetáceos só são observados após muitos anos ou décadas, sendo necessário o monitoramento dos parâmetros de história de vida de forma contínua (FOWLER, 1984; MURPHY et al., 2009). Em populações que são afetadas de forma intensa pela captura incidental, modificações na taxa de crescimento talvez só sejam percebidas quando o tamanho populacional atingir níveis não compatíveis com a viabilidade da população (Efeito Allee) (WADE, 2009).

De modo geral, os cetáceos atingem a maturidade sexual tardiamente e possuem o período gestacional longo. Além disso, algumas espécies investem longos períodos com o cuidado parental. Como resultado, dificilmente o intervalo entre partos será inferior a dois anos (CHIVERS, 2008). Consequentemente, o crescimento populacional é lento, mesmo em condições ambientais favoráveis (WADE, 2009). Através do monitoramento nos parâmetros de história de vida é possível estabelecer a viabilidade de uma população em ambientes que sofrem grande pressão antrópica (MURPHUY et al., 2013).

### 1.1.1 Estimativa de idade por contagem das camadas de deposição de dentina

Os primeiros registros sobre a presença das camadas de deposição nos dentes de odontocetos foram realizados por Owen e por Eschricht, em 1845. Porém, esses autores não relacionaram as camadas de deposição com a estimativa de idade. Este fato só veio ocorrer em 1938, quando Boschma publicou o artigo “*On the teeth and some other particulars of the sperm whale (Physeter macrocephalus)*”. Entretanto, essa técnica só passou a ser amplamente aceita pela comunidade científica em 1948, através do trabalho realizado por Scheffer com lobos-marinho-do-norte (*Callorhinus ursinus*) (SCHEFFER; MYRICK, 1980).

A primeira publicação que identificou a contagem das camadas de crescimento de dentina como um possível método de estimativa de idade em odontocetos foi feita por Nishiwaki e Yagi (1953) com golfinhos-riscado (*Stenella coeruleoalba*). Desde então, inúmeros trabalhos já foram realizados em diferentes espécies de odontocetos (HOHN; FERNANDEZ, 1999; BOTTA et al., 2010; DELLABIANCA et al., 2011; NEGRI et al., 2014).

A técnica consiste na contagem das camadas de deposição de dentina pós-natal e/ou cimento (GLGs – “*growth layer groups*”), as quais são ciclicamente depositadas nos dentes (PERRIN; MYRICK, 1980). A escolha de realizar a contagem na dentina ou no cimento está relacionada com a espécie estudada e a idade do animal (KLEVEZAL, 1996). Segundo Lockyer (1993), o processo de deposição nessas duas camadas ocorre de forma simultânea ou com um pequeno espaçamento, o que não compromete a estimativa de idade. Por exemplo, em toninhas (*Pontoporia blainvillei*) e botos-de-Dall (*Phocoenoides dalli*), a oclusão da polpa ocorre após a deposição de quatro a sete camadas de dentina. Diante disso, é mais indicada que a estimativa de idade seja realizada na camada de cimento (KLEVEZAL, 1996). Em golfinhos-de-commerson (*Cephalorhynchus commersonii*) e botos-cinza (*Sotalia guiansensis*), por sua vez, a camada de cimento não é bem delimitada, sendo indicada a utilização da dentina (LOCKYER et al., 1981; RAMOS et al., 2000).

É considerado um ciclo anual na camada dentina a junção de uma fina camada translúcida com uma espessa camada opaca. Já para a camada de cimento, um ciclo anual é indicado pela junção de uma espessa camada translúcida e uma fina camada opaca (HOHN, 1980).

Ainda que a deposição ocorra de forma cíclica, as camadas de dentina não possuem a mesma espessura. As primeiras camadas depositadas tendem a ser mais largas do que as subsequentes. Essa diferença é mais acentuada nos primeiros ciclos de deposição, estabilizando-se depois do indivíduo atingir a maturidade sexual (MOLINA; OPORTO, 1993; PINEDO; HOHN, 2000). Segundo Lockyer (1993), essa disparidade está relacionada à maior taxa de crescimento corporal apresentada pelos odontocetos nos primeiros anos de vida.

A primeira tentativa bem-sucedida de validação dessa estimativa de idade em odontocetos foi realizada por Sergeant (1959) em golfinhos-nariz-de-garrafa. Sem dúvidas, a leitura de lâminas de animais com idade exata ou mínima conhecida é a forma mais objetiva e precisa para a validação dessa técnica. Essa informação pode ser obtida com animais que nasceram ou possuem tempo de cativeiro conhecido (SERGEANT, 1959; SERGEANT et

al., 1973; MYRICK, 1980) ou em animais de vida livre com história de vida conhecida (foto-identificação), através da extração de um dente em procedimento de captura e soltura (HOHN et al., 1989; HOHN, 1990).

As principais fontes de erro dessa técnica são: má interpretação das camadas, o que pode ser decorrente do processo natural de deposição, ou falhas na preparação da amostra (KIMURA, 1980; HOHN et al., 1989).

Os erros de interpretação devido ao processo natural são provocados, principalmente, pela presença das camadas acessórias, as quais ocorrem de forma mais constante nas três primeiras GLGs (KIMURA, 1980; HOHN, 1990; MOLINA; OPORTO, 1993; LOCKYER et al., 2007). Além disso, animais que habitam regiões com pouca sazonalidade climática tendem a apresentar pouco contraste entre as camadas de deposição. Com isso, mesmo sem a presença das camadas acessórias, a delimitação das camadas torna-se uma tarefa difícil (KLEVEZAL, 1996). Uma forma de minimizar esses erros é através da caracterização morfométrica das camadas de deposição (HOHN et al., 1989; PINEDO; HOHN, 2000).

Em relação às falhas de preparação, independente da técnica utilizada, o ponto mais crítico é a obtenção de cortes que atinjam a região central do dente, expondo de forma uniforme todas as camadas de deposição (HOHN *et al.*, 1989). Caso isso não ocorra, as camadas podem apresentar distorções, aparentando serem mais largas. Esta alteração é mais evidente na segunda camada (HOHN et al., 1989; PINEDO; HOHN, 2000). Por isso, o processo de escolha do dente deve ser minucioso e, preferencialmente, deve-se optar por dentes retilíneos. Caso isso não seja possível, é indicada que sejam feitas duas preparações para efetuar o processo de contagem: uma priorizando a raiz e outra a coroa (HOHN et al., 1989). De modo geral, os dentes das porções centrais da mandíbula e maxila tendem a possuir um menor grau de curvatura. Em odontocetos, a coleta de dentes nas diferentes espécies foi padronizada na porção central da mandíbula esquerda (ROWLES et al., 2001).

Uma forma de minimizar o erro inerente ao processo de leitura das camadas é com a utilização de dois pesquisadores independentes, os quais devem ler cada lâmina, pelo menos, duas vezes e em períodos distintos, sem terem acesso aos dados biológicos (LUQUE et al., 2009; HOHN et al., 1989). Em caso de divergências entre as contagens do mesmo pesquisador, é recomendado que seja considerada a última leitura, partindo do pressuposto que a acurácia tende a aumentar com o tempo (PINEDO; HOHN, 2000). Havendo divergências entre os



pesquisadores, é recomendado que outra preparação seja feita para nova leitura (LUQUE et al., 2009).

### 1.1.2 Curva de crescimento assintótica

O padrão de crescimento de uma espécie é uma informação imprescindível para compreender como os indivíduos alocam energia para crescer, reproduzir e sobreviver (CHIVERS, 2009). Em odontocetos, a taxa de crescimento corpóreo é elevada no primeiro ano de vida, com posterior diminuição, cessando ao atingir o tamanho assintótico (HOHN; HAMMOND, 1985). Algumas espécies apresentam padrão de crescimento diferenciado entre gêneros. Essas diferenças estão relacionadas com estratégias reprodutivas distintas (ROSAS; BARRETO; MONTEIRO-FILHO, 2003; BARRETO; ROSAS, 2006; READ et al., 1993).

O comprimento assintótico de uma população é determinado através de modelos de regressão não-linear. Os mais utilizados para essas estimativas em mamíferos marinhos são: *Gompertz*, *Von Bertalanffy*, *Logistic*, *Brody* e *Richard's*. Esses levam em consideração que o crescimento é um processo exponencial, limitado por um valor máximo (BOWEN; NORTHRIDGE, 2010).

A escolha do modelo mais adequado para uma população pode ser feita aplicando os diferentes modelos pretendidos em busca do melhor ajuste para os dados (READ et al., 1993) ou utilizando um modelo generalizado de escolha (SCHNUTE, 1981). A utilização desse é mais adequada pois reduz a probabilidade de erros inerentes à escolha do modelo, além de minimizar a intervenção do pesquisador (ROSAS; BARRETO; MONTEIRO-FILHO, 2003).

Diferenças no comprimento assintótico entre indivíduos de uma mesma espécie que habitam regiões geográficas distintas podem ser utilizadas na diferenciação de populações (BARRETO; ROSAS, 2006; BOTTA et al., 2010). Segundo Ramos et al. (2000), essas diferenças não são apenas uma expressão fenotípica em resposta a diferenças ambientais, são, provavelmente, resultado de uma variedade de fatores, incluindo diferenças genéticas.

Por outro lado, diferenças no comprimento assintótico dentro de uma população, ao longo do tempo, estão relacionadas com modificações no padrão de crescimento. Essas variações são em resposta a alterações drásticas no tamanho da população (ex. captura incidental) ou na capacidade de carga do ambiente (ex. degradação de habitat, eventos climáticos sazonais) (MANZILA, 1989; MURPHY et al., 2009; WADE, 2009). A comparação entre os comprimentos assintóticos só é válida caso as curvas de crescimento sejam geradas a partir dos mesmos modelos, com distribuição de dados similares (SANTOS et al., 2003; BOTTA et al., 2010).

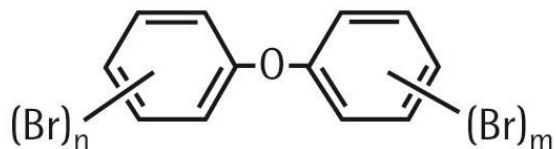
## 1.2 Composto organobromados antrópicos (PBDEs) e naturais (MeO-BDEs)

### 1.2.1 Éteres difenílicos polibromados (PBDEs)

Os éteres difenílicospolibromados (PBDEs) (Figura 1) são formados através da bromação do éter difenílico na presença de um catalizador (PIERONE; LEONEL; FILLMANN, 2016). Os éteres difenílicos possuem 10 átomos de hidrogênio que, durante o processo de bromação, podem ser substituídos parcialmente ou totalmente por átomos de Bromo (Br). Com isso, teoricamente, podem ser formados 209 congêneres de éteres difenílicos polibromados. Os congêneres são numerados de acordo com o sistema da *International Union of Pure and Applied Chemistry* (IUPAC), de forma similar às bifenilas policloradas (PCBs) (DE WIT et al., 2003).

Figura 1 - Estrutura química dos éteres difenólicos polibromados ( $n + m = 1$  a 10 átomos de bromo)

## PBDE



Os PBDEs foram mundialmente utilizados, desde da década de 70, como retardantes de chamas em estofamentos, utensílios plásticos, mobílias, equipamentos eletrônicos e itens têxteis (EPA, 2014). As principais misturas comerciais de PBDEs utilizadas foram a Penta-BDE (composta por 24-37% de tetra-BDEs, 50-60% de penta-BDE, 4-8% de hexa-BDEs), a Octa-BDE (composta por 10-12% de hexa-BDEs, 44% de hepta-BDEs, 31-35% de octa-BDEs, 10-11% de nona-BDEs e <1% de deca-BDE) e a Deca-BDE (composta por 77.4 - 98 % de BDE 209) (DE WIT et al., 2003; ATSDR, 2004; UNEP, 2013).

Esses compostos são adicionados aos produtos sem reagirem quimicamente com os polímeros. Com isso, eles podem lixiviar e alcançar o meio ambiente (PIERONE; LEONEL; FILLMAN, 2016). Os compostos com menor grau de bromação são mais propensos a volatilizar e dispersar pela atmosfera quando comparados com os de maior grau de bromação devido as suas características físico-químicas (EPA, 2014). Através do transporte atmosférico, os PBDEs podem percorrer longas distâncias pela atmosfera (BOTARO; TORRES, 2007). Com isso, esses compostos podem ser encontrados em regiões remotas do globo (BORGHESI; CORSOLINI; FOCARDI, 2008).

Quando os PBDEs alcançam o ambiente aquático, o comportamento das moléculas irá depender do coeficiente partição octanol-água ( $K_{ow}$ ), que aumenta com o número de átomos de bromo (LI *et al.*, 2008). Os congêneres com maior número de bromos tendem a adsorverem-se mais rapidamente ao material particulado e, posteriormente, são incorporados ao sedimento (ATSR, 2017). Com isso, ficam biodisponíveis por menos tempo na coluna d'água quando comparados com os congêneres com menor grau de bromação (WISEMAN et al., 2011).

Outro fator que deve ser considerado quando os PBDEs entram no ambiente ou são absorvidos pelos organismos biológicos é a desbrominação (ZHOU et al., 2016). Através desse processo, os compostos com maior grau de bromação perdem átomos de bromo através de

reações fotolíticas (SÖDERSTRÖM et al., 2004), químicas (ZHANG et al., 2011) ou biológicas (SIDDIQI; LAESSIG; REED, 2003), com isso, são originados congêneres com um menor número de átomos de bromo. Esses congêneres possuem uma maior taxa de perfusão pelas membranas biológicas, aumentando a capacidade de acumulação e a toxicidade para os seres vivos quando comparado com os congêneres de maior grau de bromação (ATSR, 2017).

Devido às suas características físico-químicas, os PBDEs apresentam uma baixa taxa de degradação e uma grande afinidade por lipídios (EPA, 2014). Com isso, tendem a persistir no ambiente e acumular nos seres vivos, atingindo altas concentrações em animais topo de cadeia devido ao processo de biomagnificação (LAW et al., 2006; LETCHER et al., 2009; WEIJS et al., 2009; SHAW et al., 2012, ROTANDER et al., 2012; ZHANG et al., 2011).

Além disso, há relatos de efeitos deletérios nos sistemas nervoso, imunológico e endócrino atribuídos a esses compostos (ATDSR, 2017; KURIYAMA et al., 2005; MARSILI et al., 2008). Sendo assim, as misturas comerciais Penta- e Octa-BDE foram incluídas, em maio de 2009, na lista de poluentes persistentes orgânicos da UNEP (UNEP, 2009). Desde de 2004, os Estados Unidos paralisaram de forma espontânea a produção e a importação das formulações Penta- e Octa-BDE. E, mais recentemente, em 2013, paralisaram a produção e importação da mistura Deca-BDE (ATDSR, 2017). Os países da União Europeia e o Japão também já não utilizam retardantes de chamas à base de PBDEs. Em 2013, foi sugerido pela Noruega que a mistura comercial Deca-BDE também fosse incluída pela UNEP na lista de poluentes persistentes orgânicos (UNEP, 2013). Enquanto isso, no Brasil, há apenas um projeto de lei que prevê a regulamentação dos níveis da formulação Deca-BDE em componentes eletrônicos (PIERRONI; LEONEL; FILLMANN, 2016).

### 1.2.2 Éteres difenílicos polibromados metoxilados (MeO-BDEs)

Os MeO-BDEs possuem estrutura molecular similar aos PBDEs, com a adição de um grupamento metoxilado. Por isso, durante algum tempo, houve dúvidas se esses compostos seriam sintetizados a partir de fontes naturais ou se utilizariam os PBDEs como precursores (VETTER et al., 2002; WISEMAN et al., 2011). Essa dúvida foi elucidada através da análise

de isótopos de carbono, a qual indicou que esses compostos são fotossintetizados a partir de fontes naturais (TEUTEN et al., 2005). As principais fontes de compostos metoxilados são algas vermelhas (*Ceramium tenuicorne* e *Polysiphona fucoides*), algas marrons (*Pilayella littoralis*), esponjas (*Ephydatia fluviatilis* e *Dysidea* sp.) e cianobactérias (*Aphanizomenon flosaquae* e *Nodularia sprumigena*) (MALMVÄRN et al., 2005; VETTER et al., 2002). Segundo Fan et al. (2014), o fitoplâncton possui grande importância na biossíntese de compostos metoxilados.

Há evidências de que os MeO-BDEs possuam a capacidade de bioacumular nos organismos e biomagnificar através das teias tróficas, assim como os PBDEs (WEIJS et al., 2009). As maiores concentrações de compostos metoxilados em cetáceos foram registradas em regiões tropicais (ALONSO et al., 2014).

Os compostos metoxilados detectados em maiores concentrações no ambiente marinho são o 2-MeO-BDE 68 e o 6-MeO-BDE 47 (ALONSO et al., 2014; FAN et al., 2014; OCHIAI et al., 2016). Esses compostos já foram detectados em zonas tropicais (DORNELES et al., 2010; VIDAL, 2015; ALONSO et al., 2012), temperadas (ROTANDER et al., 2012) e polares (ROTANDER et al., 2012; VETTER; JANUSSEN, 2005), e em diferentes matrizes, tais como: sedimentos (FAN et al., 2014), algas (MALMVARN et al., 2005), esponjas (VETTER et al., 2002), peixes (LOSADA et al., 2009) e mamíferos marinhos (ALONSO et al., 2014).

Em relação aos efeitos desses compostos em mamíferos marinhos, há duas hipóteses a serem consideradas (VETTER et al., 2002; VETTER; JANUSSEN, 2005). A primeira seria considerar esses compostos um risco potencial em razão da similaridade com a estrutura dos compostos de origem antrópica, os quais foram relacionados com efeitos deletérios a saúde de mamíferos (VETTER; JANUSSEN, 2005; ROTANDER et al., 2012). A segunda hipótese considera que os mamíferos marinhos, por estarem em contato com esses compostos durante milhares de anos, tenham desenvolvido mecanismos metabólicos que minimizem os possíveis efeitos deletérios provenientes da exposição crônica aos compostos metoxilados (VETTER et al., 2002).

### 1.3. Espécie estudada: O boto-cinza (*Sotalia guianensis*) (Van Bénédén, 1864)

O boto-cinza (Figura 2) é uma espécie costeira que habita, principalmente, baías e estuários, e também pode ser encontrado em águas abertas (DA SILVA et al., 2010). O Banco de Abrolhos, localizado a 36 Km da costa, foi o local mais distante em que a espécie foi registrada (ROSSI-SANTOS et al., 2007). O boto-cinza ocorre na América do Sul e Central, de Santa Catarina, Brasil (27°35'S; 48°34'W) a *La Mosquitia*, Honduras (14°00'N; 83°20'O) e, aparentemente, essa distribuição é contínua (DA SILVA et al., 2010).

Figura 2 – Boto-cinza (*Sotalia guianensis*)



Fonte: MAQUA/UERJ.

Em estudos de marcação e recaptura por foto-identificação, em diferentes regiões do Brasil, foi observado que essa espécie possui uma grande fidelidade de área (AZEVEDO et al., 2007; ROSSI-SANTOS et al., 2007). São comumente observados em grupos de 1 a 15 indivíduos (FLORES; DA SILVA, 2009). Somente nas baías de Sepetiba e Ilha Grande, ambas no Rio de Janeiro, é comum ver agregações com mais de 100 indivíduos (FLACH et al., 2008; DA SILVA et al., 2010). A dieta é composta, principalmente, por peixes (p.ex.: clupeídeos e scianídeos) e cefalópodes, podendo, ocasionalmente, se alimentarem de pequenos crustáceos, como camarões e caranguejos (FLORES; DA SILVA, 2009; ARAUJO, 2012).

Na costa do Brasil, foram identificadas diferenças na estruturação populacional do boto-cinza através da análise de marcadores moleculares (DNA mitocondrial). Diante disso, foi proposta a subdivisão em seis unidades de manejo (UM): Pará, Ceará, Rio Grande do Norte, Bahia, Espírito Santo e Sudeste-Sul (do Rio de Janeiro à Santa Catarina). Essas diferenças indicam restrições de fluxo gênico entre as UM (CUNHA, 2007). Segundo Cunha, Da Silva e Solé-Cava a falta de diferenciação entre os integrantes da UM Sudeste-Sul não está relacionada com o fluxo gênico entre esses indivíduos, mas sim à “recente” colonização dessa região pelos botos-cinza. A hipótese mais aceita é a de que o boto-cinza colonizou a costa do Brasil no sentido norte-sul e, com isso, os indivíduos da UM Sudeste-Sul foram os últimos a se estabelecerem (CUNHA, 2007).

Através da utilização do perfil de contaminação por compostos organoclorados, Lailson-Brito et al. (2010) encontraram diferenças entre os padrões de acumulação dos botos-cinza que habitam as baías de Guanabara - RJ, Sepetiba/ Ilha Grande - RJ e Paranaguá - PR. A partir desses resultados, os referidos autores sugeriram que esses três agrupamentos deveriam ser tratados como unidades de manejo distintas.

Posteriormente, por meio de marcadores de microssatélite, os quais possuem a capacidade de diferenciar populações em microescala geográfica, foi observada estruturação populacional para os indivíduos das três baías costeiras do Rio de Janeiro (Guanabara, Sepetiba e Ilha Grande) (HOLLATZ et al., 2011; SANTOS, 2015). Isso reiterou os achados de Lailson-Brito et al. (2010), evidenciando a existência de unidades de manejo distintas na região Sudeste.

Apesar da ampla distribuição do boto-cinza na costa brasileira e da existência de unidades de manejo distintas, há apenas informações sobre os parâmetros reprodutivos de machos e fêmeas dessa espécie nos litorais do Paraná e norte do Rio de Janeiro (RAMOS et al., 2000; ROSAS; MONTEIRO-FILHO, 2002).

No Paraná, foi estimado que as fêmeas atingem a maturidade sexual entre cinco e oito anos de idade, medindo de 164 a 169 centímetros de comprimento total. Já os machos atingem a maturidade sexual aos sete anos, medindo de 170 a 175 centímetros de comprimento total. O intervalo médio entre ovulações nas fêmeas com até 24 anos é de dois anos. Após as fêmeas atingirem 25 anos de idade, devido à senescência, esse intervalo aumenta para 2,5 anos. A gestação dura de 11,6-11,7 meses e os filhotes nascem com aproximadamente 92,2 cm. O período de amamentação dura em média 8,7 meses (ROSAS; MONTEIRO-FILHO, 2002).

Para o litoral norte do Rio de Janeiro, foi estimado que as fêmeas e os machos atingem a maturidade sexual aos seis anos de idade. Em relação ao comprimento total, as fêmeas atingem a maturidade a partir de 160 cm e os machos a partir de 180 cm. O período de gestação é de 11,6 meses e os filhotes nascem com, aproximadamente, 106 centímetros. O período estimado de amamentação é de 9,4 meses (RAMOS et al., 2000).

Devido ao habito costeiro, o boto-cinza está constantemente exposto aos impactos provenientes das atividades humanas, tais como, poluição química (LAILSON-BRITO et al., 2010; SANTOS-NETO et al., 2014, BISI et al., 2012), poluição sonora (ANDRADE et al., 2015; BITTENCOURT et al., 2016), perda e degradação de habitat (REEVES, 2003). À longo prazo, esses impactos podem causar o declínio das populações de botos-cinza na costa do Brasil, como observado por Azevedo et al. (2017) na Baía de Guanabara - RJ.

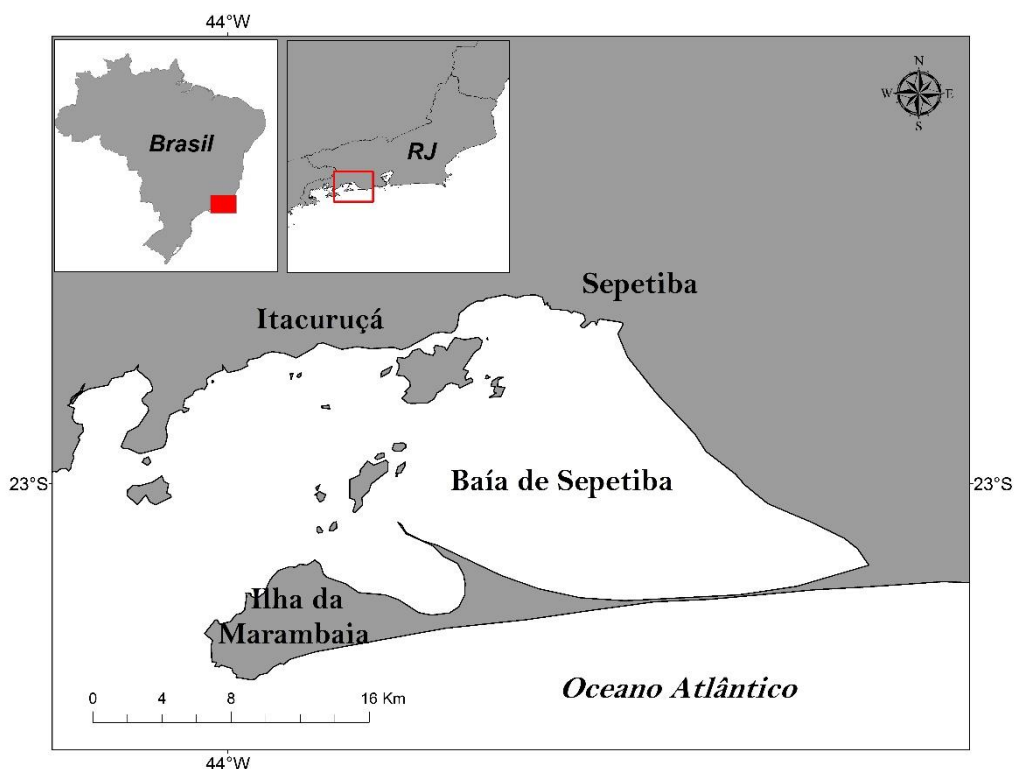
Com base nos estudos desenvolvidos nas últimas décadas, atualmente, o boto-cinza é classificado como espécie vulnerável à extinção na lista de espécies ameaçadas do Ministério do Meio Ambiente (MMA/ICMBio, 2014). Entretanto, ainda é classificada como DD (*data deficient*) na “*red list*” da “*International Union Conservation of Nature*” (IUCN, 2011).

#### 1.4 Baía de Sepetiba

A Baía de Sepetiba (22°50' a 23°04' S; 43°34' a 44°70' W) é um corpo d'água semi-fechado, localizado ao sul da cidade do Rio de Janeiro, que ocupa uma área de 520 km<sup>2</sup> e possui 49 ilhas e ilhotas. As águas da baía são separadas do oceano pela restinga da Marambaia, um cordão de areia que possui 40 km de extensão e 5 km de largura máxima. A maior parte da baía possui profundidades entre dois e 12 metros, sendo que, apenas nos canais de entrada a profundidade é superior a 20 metros (Figura 3) (RONCARATI; CARELLI, 2012).



Figura 3 – Mapa da Baía de Sepetiba - RJ



A circulação de água nesse corpo d'água é influenciada, principalmente, pelos ventos de sudoeste, que favorecem a entrada das águas do atlântico pelo canal central. Ao entrar na baía, as águas tendem a aquecer na região nordeste, próximo à desembocadura dos rios, criando um padrão horário de circulação de correntes (VILLENNA et al., 2012). Com isso, a água doce e o sedimento fluvial são direcionados para o sul. Esse padrão horário é quebrado quando há o predomínio de ventos de nordeste (MOLISANI et al., 2004). Segundo Kjerfve (2001), o tempo de renovação da água no interior da baía é de seis dias.

A bacia de drenagem que alimenta essa baía é composta por 11 rios, que drenam 12 municípios fluminenses (Itaguaí, Seropédica, Mangaratiba, Queimados, Japeri, Paracambi, Rio de Janeiro, Nova Iguaçu, Paulo de Frontin, Miguel Pereira, Piraí e Rio Claro). Vale ressaltar que essa bacia de drenagem é ocupada por cerca de 1,7 milhões de habitantes e recebe dejetos agropecuários, urbanos e de grandes pólos industriais (ex. Pólo Industrial de Santa Cruz) (SEMADS, 2001; MOLISANI et al., 2004).

Dentre os rios que compõem essa bacia de drenagem, o Guandu é o maior contribuinte para a entrada de água fluvial e sedimentos na baía. Após 1950, essa contribuição aumentou em decorrência da transposição do rio Paraíba do Sul (SEMADS, 2001). A região nordeste da

Baía de Sepetiba é o principal local de desague dos rios, sendo que, o canal de São Francisco tem grande contribuição nesse processo: cerca de 86 % da água fluvial entra na baía através dele (MOLISANI et al., 2004).

Devido à menor profundidade e ao maior aporte de água fluvial e particulados na porção mais interna da baía, são observadas diferenças significativas nos parâmetros abióticos quando comparados à porção mais externa, a qual recebe maior influência de águas oceânicas. Sendo assim, a região interna possui maior temperatura superficial e menor salinidade, transparência e oxigênio dissolvido (SEMADS, 2001; PESANHA; ARAUJO, 2003; AZEVEDO et al., 2007).

Essas diferenças influenciam a abundância e composição das assembleias de peixes na baía, com algumas espécies sendo observadas, preferencialmente, em uma das duas regiões (AZEVEDO et al., 2007). Segundo Araujo et al. (1998), a Baía de Sepetiba é uma importante área de criação e desenvolvimento de peixes.

Nas últimas décadas, a Baía de Sepetiba tem sofrido um grave processo de degradação devido ao avanço industrial e urbano sem ordenamento nas áreas de entorno da baía (FILHO; MAGRINI, 2016). Um dos principais problemas que afetam a baía está relacionado com a poluição por efluentes domésticos, industriais e agropecuários (SEMADS, 2001; LACERDA; MOLISANI, 2006; FILHO e MAGRINI, 2016).

Com relação aos compostos organohalogenados, a maioria dos trabalhos realizados nessa região focaram a determinação de compostos organoclorados de origem industrial e agrícola/controlados de vetores em matrizes abióticas (JAPENGA et al., 1988) e bióticas (LAILSON-BRITO et al., 2010; VIDAL, 2010; FERREIRA, 2013a; FERREIRA, 2013b; GALVÃO et al., 2012; GALVÃO et al., 2015). Apenas Vidal (2015) determinou compostos organobromados.

## 2 PARÂMETROS DE HISTÓRIA NATURAL DE BOTOS-CINZA (*SOTALIA GUIANENSIS*) DA BAÍA DE SEPETIBA - RJ

### 2.1 Introdução

O boto-cinza (*Sotalia guianensis*) é um pequeno cetáceo, da família Delphinidae, que habita regiões costeiras, principalmente, estuários e baías. Sua distribuição abrange de Santa Catarina (Brasil) à *La mosquitas* (Honduras) (DA SILVA et al., 2010). Devido a seu hábito de vida costeiro, essa espécie está susceptível, direta ou indiretamente, a impactos decorrentes das atividades humanas, com destaque às interações com a atividade pesqueira e à perda e degradação do habitat (DE MOURA et al., 2009; MEIRELLES et al., 2009; FLACH, 2015). Atualmente, o boto-cinza é classificado como espécie vulnerável à extinção na lista de espécies ameaçadas do Ministério do Meio Ambiente (MMA/ICMBio, 2014).

Essa espécie pode ser observada na Baía de Sepetiba durante todo o ano, em grupos que variam de dois a mais de 100 indivíduos (FLACH et al., 2008). Os grupos com até 20 indivíduos são mais comuns de serem observados próximos à entrada da baía. Enquanto as agregações com mais de 100 indivíduos ocorrem, com maior frequência, no interior da baía (FLACH et al., 2008). O tamanho populacional estimado para os botos-cinza da Baía de Sepetiba é de aproximadamente 1000 indivíduos, sendo considerada uma das maiores populações conhecidas até o momento da espécie (FLACH, 2015).

Na última década, o conhecimento acerca dos botos-cinza que utilizam a Baía de Sepetiba cresceu em diferentes campos, com publicações que abordaram: fidelidade de sítio e o uso de área (NERY; ESPÉCIE; SIMÃO, 2008; FLACH et al., 2008; DIAS et al., 2009; FLACH, 2015), estimativa populacional (FLACH et al., 2008), ecologia comportamental (FLACH et al., 2008), estrutura social (BEIRÃO et al., 2016), estrutura genética (HOLLATZ et al., 2010; SANTOS, 2015), ecologia alimentar (BISI et al., 2012; ARAUJO, 2012), emissões sonoras (ANDRADE et al., 2015), patologias cutâneas (VAN BRESSEM et al., 2007) e acumulação de poluentes orgânicos e inorgânicos (VIDAL, 2010; LAILSON-BRITO et al., 2010; BISI et al., 2012; VIDAL, 2015).

Porém, ainda são escassas as informações acerca dos parâmetros reprodutivos e de crescimento para os indivíduos que habitam a Baía de Sepetiba. Tais parâmetros foram estimados para os botos-cinza que habitam o litoral do Espírito Santo (RAMOS et al., 2010; AZEVEDO et al., 2014; LIMA et al., 2015), as regiões norte (Atafona a Macaé) e sul (Saquarema a Ilha grande) do Rio de Janeiro (RAMOS et al., 2000; RAMOS et al., 2010), o litoral do Paraná (SCHMIEGELOW et al., 1990; ROSAS; MONTEIRO-FILHO, 2002, ROSAS; BARRETO; MONTEIRO-FILHO, 2003) e São Paulo (SCHMIEGELOW et al., 1990; SANTOS et al., 2003; RAMOS et al., 2010). Somente o estudo realizado por Ramos et al. (2010) utilizou indivíduos da Baía de Sepetiba para estimar parâmetros de crescimento, porém, as análises foram feitas em conjunto com indivíduos de outras localidades. Atualmente, é sugerido que os indivíduos que habitam as três baías costeiras do Rio de Janeiro sejam tratados como populações distintas (SANTOS, 2015; BISI et al., 2012; ANDRADE et al., 2015). Os parâmetros reprodutivos e de crescimento são influenciados por fatores genéticos e ambientais e, por isso, é necessária sua determinação para as diferentes populações de uma espécie (RAMOS et al., 2000; BOTTA et al., 2010).

Conhecer os padrões de crescimento e os parâmetros reprodutivos de uma espécie é fundamental para avaliar o seu *status* de conservação e, assim, subsidiar órgãos gestores na adoção de medidas que visem a preservação da mesma (SLOOTEN; DAWSON, 2008; MURPHY et al., 2009). A determinação desses parâmetros em cetáceos de vida livre é um grande desafio aos pesquisadores, uma vez que esses animais ficam submersos a maior parte das suas vidas (HERMAN et al., 2009). Além disso, algumas espécies possuem uma extensa área de vida, dificultando o acompanhamento constante desses indivíduos (MURPHY et al., 2009). Por isso, grande parte do conhecimento obtido nesse campo é oriundo de estudos com carcaças de cetáceos capturados acidentalmente em artefatos de pesca ou encontrados mortos (DEMASTER, 1978; LEARMONTH et al., 2014).

Dentre as informações necessárias para acessar os parâmetros de história natural de uma espécie, destaca-se a idade. A partir desse dado, é possível situar temporalmente os eventos fisiológicos reprodutivos e de crescimento, tais como, maturidade física, maturidade sexual, primeira gestação e senescência (HONH, 2009).

Diante do exposto, esse trabalho tem por objetivo determinar os parâmetros reprodutivos e de crescimento para a população de botos-cinza que habitam a Baía de Sepetiba - RJ.

São os objetivos específicos dessa sessão:

- a) Estabelecer a curva de crescimento assintótico da população de botos-cinza (*Sotalia guianensis*) da Baía de Sepetiba - RJ;
- b) Determinar o intervalo de comprimento e a idade em que botos-cinza (*Sotalia guianensis*) da Baía de Sepetiba - RJ atingem a maturidade reprodutiva;
- c) Determinar o tempo de gestação, a taxa de crescimento fetal e o comprimento ao nascimento dos botos-cinza da Baía de Sepetiba - RJ.

## 2.2 Material e métodos

### 2.2.1 Coleta de amostras

Todas as amostras coletadas são oriundas de botos-cinza capturados acidentalmente em petrechos de pescas ou encalhados na Baía de Sepetiba entre os anos 2007 e 2016. As necropsias foram realizadas no Laboratório de Mamíferos Aquáticos e Bioindicadores “Prof. Maria Izabel Gurgel” (MAQUA/UERJ), de acordo com o protocolo descrito por Geraci e Lounsbury (2005). O comprimento total foi determinado de acordo com Norris (1961). Durante as necropsias, foram coletados os dentes da porção central da mandíbula esquerda, para posterior determinação da idade (ROWLES et al., 2001). As gônadas foram fixadas em formol 10%, para a avaliação da maturidade sexual (ROSAS; MONTEIRO-FILHO, 2002).

Foram utilizadas as idades e comprimento total de 109 indivíduos (66 machos e 43 fêmeas) para a determinação da curva de crescimento assintótico. Dentre esses animais, foram utilizadas as idades e as gônadas de 25 machos e 32 fêmeas para a determinação da idade de maturação sexual. Tal diferença no número amostral está relacionada com a impossibilidade de aferir a maturidade sexual através análise das gônadas de animais em estado avançado de decomposição.

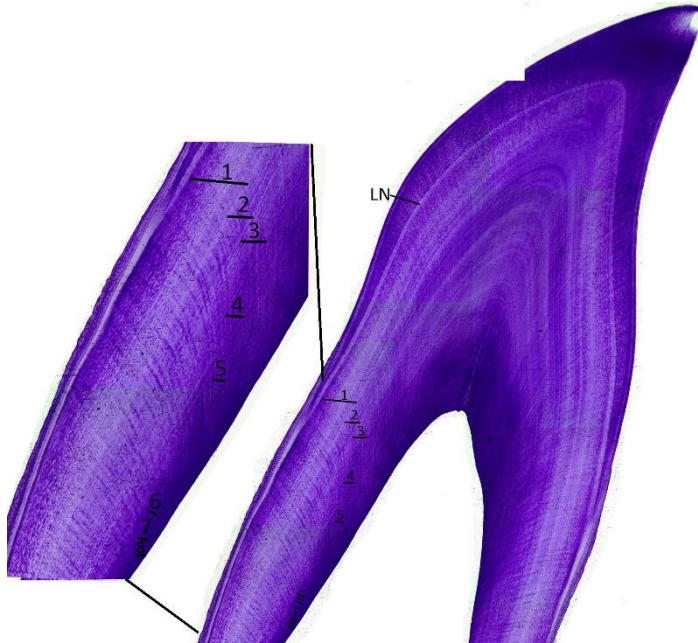
Para a determinação da classe de tamanho em que os botos atingem a maturidade sexual, foram utilizados os comprimentos totais e as gônadas dos mesmos 25 machos utilizados para a determinação da idade de maturação. Para as fêmeas, foram adicionados os comprimentos totais e gônadas de mais 50 indivíduos, totalizando 82 fêmeas. Essas fêmeas não foram incluídas na determinação da idade de maturação devido à ausência de dentes para estimar a idade.

O comprimento ao nascimento foi determinado com base no tamanho de seis neonatos.

### 2.2.2 Determinação da idade

A idade foi determinada através do corte histológico do dente e contagem das camadas de crescimento da dentina. Os dentes utilizados foram extraídos da região central da maxila esquerda. Para a análise, o dente foi descalcificado com RDO® (agente descalcificador comercial) e seccionado longitudinalmente, no plano labial-lingual, em secções de 25 µm em um micrótomo Leica® SM2010R acoplado a um sistema de congelamento Physitemp® BFS-5MP. As secções foram coradas em hematoxilina de Mayer e, posteriormente, montadas em lâminas histológicas com glicerina 100% (KASUYA; BROWNELL, 1979; PINEDO; HOHN, 2000). As contagens das camadas de crescimento de dentina foram efetuadas por dois pesquisadores independentes através de fotografias obtidas em microscópio óptico Olympus® BX43 acoplado a uma câmera Olympus SC30, com objetivas de 1,25x/0.04 a 4x/0.1 vezes, sem acesso aos dados biológicos dos indivíduos (Figura 4). Para cada indivíduo, foram realizadas duas contagens com intervalos de 15 dias. Nos casos em que houve divergências entre as leituras, foi considerado o valor da última contagem (PINEDO; HOHN, 2000). A validação das estimativas de idade, no presente trabalho, foi realizada através da análise de quatro indivíduos com história de vida conhecida. As idades estimadas através da contagem das camadas de deposição de dentina, após o óbito desses indivíduos, foram compatíveis com as idades mínimas estimadas através do acompanhamento por foto-identificação.

Figura 4 – Corte histológico do dente de um boto-cinza (*Sotalia guianensis*) da Baía de Sepetiba - RJ, evidenciando as camadas de deposição de dentina pós-natal e a linha neonatal (LN). A idade estimada para esse exemplar foi de oito anos.



### 2.2.3 Maturidade sexual

A maturidade sexual nos machos foi determinada através de exame histológico dos testículos e nas fêmeas macroscopicamente, através da inspeção dos ovários. Os machos foram considerados sexualmente maduros quando havia espermatozoides no lúmen dos túbulos seminíferos e imaturos quando só havia espermatogônias no túbulo seminífero (Figura 5) (PERRIN; RELLY, 1984). As fêmeas foram consideradas maduras quando havia um ou mais *corpus albicans* em um dos ovários e imaturas quando a superfície do ovário estava lisa (Figura 6).

Para a preparação das lâminas histológicas, fragmentos de 1cm<sup>3</sup> do testículo foram desidratados, utilizando álcool e xilol. Após a desidratação, os fragmentos foram inclusos em blocos de parafina, para posterior corte de fatias de 6µm, em um micrótomo rotativo manual. As lâminas foram coradas utilizando hematoxilina/eosina no Laboratório de Histotécnica do Instituto de Ciências Biomédicas da Universidade Federal do Rio de Janeiro (ROSAS; MONTEIRO-FILHO, 2002).

Figura 5 – Corte histológico dos testículos de botos-cinza da Baía de Sepetiba – RJ, sendo: (A) Túbulo seminífero maduro (200x) e (B) Túbulo seminífero imaturo (400x).  
 Legenda: espermatogônia (EPG), espermatozóide (EPZ) e células intersticiais (INT).

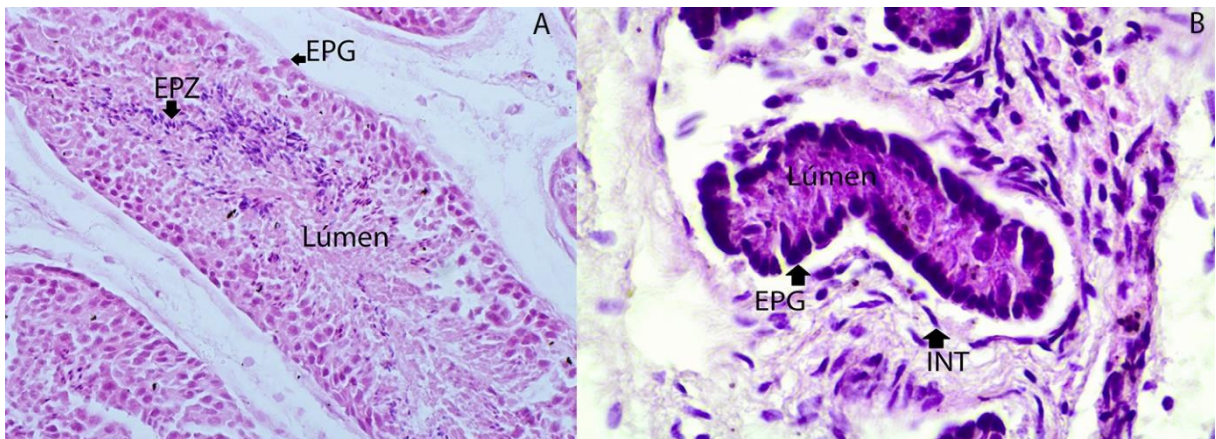
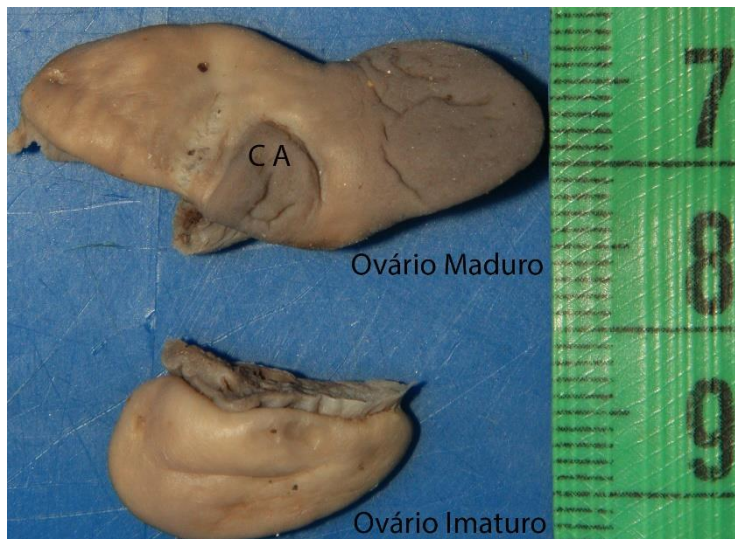


Figura 6 – Ovários de boto-cinza da baía de Sepetiva - RJ. Presença de *corpus albicans* (CA) no ovário maduro.



#### 2.2.4 Análises estatísticas



Para verificar possíveis diferenças entre a distribuição etária de botos-cinza machos e fêmeas foi empregado o Teste U de *Mann-Whitney*. As curvas de crescimento assintótico e o Teste U de *Mann-Whitney* foram geradas através de *Statistc 7.0*.

Os demais parâmetros de história de vida foram determinados através do programa *Excel 2013*.

#### 2.2.4.1 Curva de crescimento assintótico

A curva de crescimento assintótico da população foi gerada através de modelos não lineares de mínimos quadrados pelo método Gauss-Newton. Foi aplicado o modelo generalizado de *Schnute* para a escolha do modelo de crescimento assintótico mais adequado ao conjunto de dados.

Segue abaixo a descrição do modelo de *Schnute*:

$$Y(t) = [c^b + (d^b - c^b) \times (1 - e^{-a(t-I1)}) / (1 - e^{-a(I2-I1)})]^{1/b} \quad (1)$$

Onde,

**Y(t)** = tamanho no tempo **t**

**I1** = idade do indivíduo mais novo

**I2** = idade do indivíduo mais velho

**C** = tamanho estimado em **I1**

**d** = tamanho estimado em **I2**

Para a escolha do modelo a ser utilizado, são considerados os valores dos parâmetros adimensionais “a” e “b”, os quais são estimados pela equação de *Schnute*. Quando os valores

de “a” e “b” forem superiores a zero, deve-se utilizar o modelo de Von Bertalanffy. Caso a constante “a” seja maior que zero e a constante “b” igual a zero, o modelo indicado é o de Gompertz. Existem outras possíveis combinações para os valores de “a” e “b”, as quais direcionam as análises para outros modelos distintos (SCHNUTE, 1981). Entretanto, para cetáceos, os modelos de Gompertz e Von Bertalanffy são os mais reportados (ROSAS; BARRETO; MONTEIRO-FILHO, 2003; BARRETO; ROSAS, 2006; BOTTA et al., 2010).

Segue abaixo a descrição do modelos de Von Bertalanffy:

$$Y(t) = Y_{\infty} [1 - e^{-K(t-t_0)}]^{1/D} \quad (2)$$

Onde:

**Y(t)** = tamanho no tempo **t**

**Y<sub>∞</sub>** = comprimento assintótico

**t<sub>0</sub>** = idade teórica em que o tamanho é zero

**K** = determina a velocidade que o animal atinge **Y<sub>∞</sub>**

**D** = taxa metabólica (relação peso/comprimento)

Em cetáceos, há equivalência na relação peso/comprimento e “D” é considerado igual a um. Com isso, obtemos a equação especializada de Von Bertalanffy:  $Y(t) = Y_{\infty} [1 - e^{-K(t-t_0)}]$  (BARRETO; ROSAS, 2006).

#### 2.2.4.2 Maturidade reprodutiva

##### 2.2.4.2.1 Idade média

A idade média em que machos e fêmeas atingiram a maturidade sexual foi determinada através da equação descrita por DeMaster (1978):

$$\bar{x} = \sum_{x=0}^w (x)P(x) \quad (3)$$

Onde:

$\bar{x}$  = idade média da maturidade sexual

$w$  = idade máxima da amostra

$x$  = idade do indivíduo

$P(x)$  = probabilidade da primeira ovulação na idade  $x$

#### 2.2.4.2.2 Classe de comprimento

A classe de comprimento em que machos e fêmeas atingiram a maturidade sexual foi determinada considerando aquela em que, no mínimo, 50% dos indivíduos foram sexualmente maduros (DEMASTER, 1984).

#### 2.2.4.3 Tempo de gestação, taxa de crescimento fetal e comprimento ao nascimento dos botos-cinza

O tempo de gestação foi determinado utilizando o método de “Hugget & Widdas/Laws” (PERRIN; REILLY, 1984). Esse método baseia-se no comprimento neonatal, o qual estaria

diretamente relacionado ao tempo de gestação. Esse tempo inclui, inicialmente, uma fase linear ( $t_0$ ), seguida de uma fase não linear ( $t_g - t_0$ ), mais longa.

$$\mathbf{G = t_0 + (t_g - t_0)} \quad (4)$$

Onde:

$\mathbf{G}$  = tempo total de gestação

$\mathbf{t_0}$  = fase linear

$\mathbf{t_g - t_0}$  = fase não linear

Para delfinídeos, essas fases foram estimadas por Kasuya (1977), sendo:

$$\mathbf{t_0 = 0,135 (t_g - t_0)} \quad (5)$$

$$\mathbf{t_g - t_0 = x / 0,001462 x + 0,1622} \quad (6)$$

Onde:

$\mathbf{x}$  = comprimento médio neonatal (em centímetros)

A taxa de crescimento fetal ( $y$ ) em delfinídeos foi também estimada por Kasuya (1977), sendo:

$$\mathbf{y = 0,001462 x + 0,1622} \quad (7)$$

Onde:

$y$  = taxa de crescimento fetal (em centímetros ao dia)

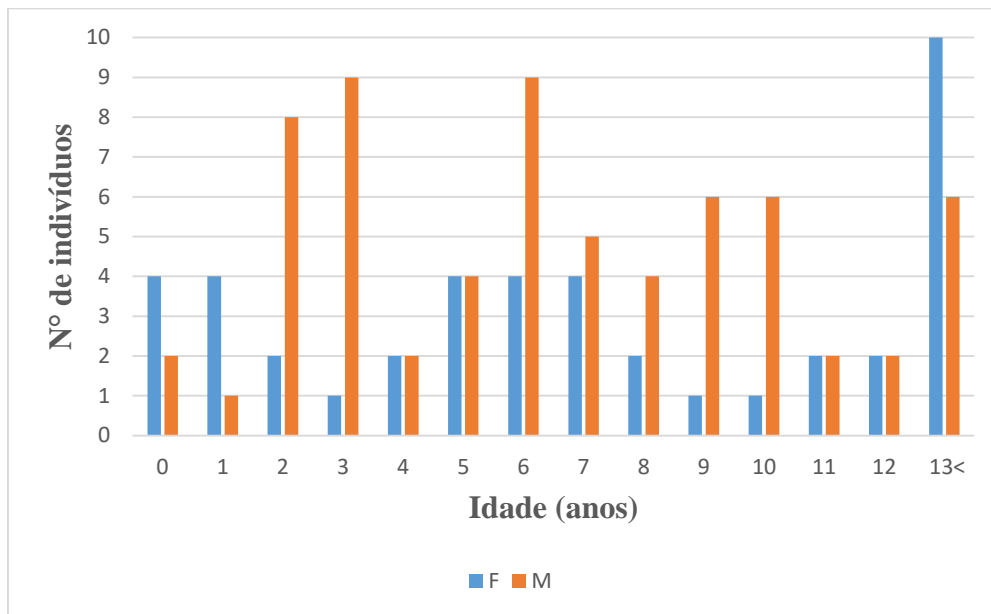
O comprimento ao nascimento foi determinado como a média do comprimento dos indivíduos neonatos (PERRIN; REILLY, 1984; ROSAS; BARRETO; MONTEIRO-FILHO, 2003).

## 2.3 Resultados

### 2.3.1 Estimativa de idade

As idades estimadas para os botos-cinza fêmeas variaram de 0 a 20 ( $7,8 \pm 5,8$ ) anos e, para os machos, de 0 a 23 ( $7 \pm 4,8$ ) anos. As fêmeas apresentaram um maior número de indivíduos lactantes (0-1 anos) e de indivíduos com mais de 13 anos quando comparado com os machos (Figura 7). Já os machos apresentaram um maior número de indivíduos entre dois e dez anos.

Figura 7 – Distribuição etária dos machos e fêmeas de botos-cinza da Baía de Sepetiba - RJ analisados no presente trabalho (N=109)



Houve variação no comprimento total dos botos-cinza de mesma idade (Tabelas 1 e 2). A maior diferença observada em machos com a mesma idade foi de 33 cm aos dois anos, enquanto que, para as fêmeas foi de 19,5 cm na idade zero.

Tabela 1 – Variação do comprimento total (CT) nas fêmeas de boto-cinza, da Baía de Sepetiba - RJ, de mesma idade. (continua)

Idade (anos)	CT mín-máx(cm)	CT Médio(cm)	Desvio Padrão
<b>0</b>	90,4 – 102	97,6	5,1
<b>1</b>	130 – 139	134,5	3,7
<b>2</b>	133 – 170	151,5	26,2
<b>3</b>	152,5	-	-
<b>4</b>	169 - 172	170,5	2,1
<b>5</b>	167 - 184	178,3	8,0
<b>6</b>	170 - 183	175,3	6,0
<b>7</b>	178 - 200	188,0	9,9

Tabela 1 – Variação do comprimento total (CT) nas fêmeas de boto-cinza, da Baía de Sepetiba - RJ, de mesma idade. (conclusão)

<b>8</b>	186 - 188	187,0	1,4
<b>9</b>	181	-	-
<b>10</b>	184	-	-
<b>11</b>	185 - 188,1	186,6	2,2
<b>12</b>	182 - 195	188,5	9,2
<b>13&lt;</b>	183 - 201	188,8	5,3

Tabela 2 – Variação do comprimento total (CT) nos machos de boto-cinza, da Baía de Sepetiba - RJ, de mesma idade. (continua)

<b>Idade (anos)</b>	<b>CT mín-máx(cm)</b>	<b>CT Médio(cm)</b>	<b>Desvio Padrão</b>
<b>0</b>	83,5 - 103	93,3	13,8
<b>1</b>	157	-	-
<b>2</b>	137 - 166	152,8	8,9
<b>3</b>	151 - 174	165,0	8,4
<b>4</b>	170 -175	172,5	3,5
<b>5</b>	174 - 189	181,5	6,1
<b>6</b>	173 - 191	182,8	7,9
<b>7</b>	183 - 196	189,3	5,1
<b>8</b>	186 - 192	189,3	2,5
<b>9</b>	183 - 193	185,9	3,7
<b>10</b>	173 - 202	188,7	11,4
<b>11</b>	185 - 194	189,5	6,4
<b>12</b>	194 - 199	196,5	3,5

Tabela 2 – Variação do comprimento total (CT) nos machos de boto-cinza, da Baía de Sepetiba - RJ, de mesma idade. (conclusão)

<b>13&lt;</b>	183 - 197	192,2	5,0
---------------	-----------	-------	-----

### 2.3.2 Maturidade sexual

A idade estimada em que os botos-cinza machos alcançaram a maturidade sexual pelo método de DeMaster (1978) foi de 7,3 anos, enquanto que, a estimativa para as fêmeas foi de 6,5 anos. O menor macho maduro apresentou o comprimento total de 183 cm e tinha sete anos de idade. O maior macho imaturo mediu 184 cm de comprimento total e possuía nove anos de idade. A menor fêmea madura tinha 160 cm de comprimento total e cinco anos de idade. A maior fêmea imatura mediu 183 cm de comprimento total, com seis anos de idade.

Considerando o intervalo de comprimento total em que 50% dos indivíduos atingiram a maturidade sexual, os botos-cinza machos atingiram a maturidade sexual entre 183 e 188 centímetros e as fêmeas entre 171 e 176 centímetros (Tabelas 3 e 4).

Tabela 3 – Percentual de machos maduros de boto-cinza na Baía de Sepetiba - RJ.

<b>Intervalo de comprimento(cm)</b>	<b>NTotal</b>	<b>Indivíduos maduros</b>	<b>% de indivíduos maduros</b>
<b>147-152</b>	3	0	0
<b>153-158</b>	2	0	0
<b>159-164</b>	1	0	0
<b>165-170</b>	1	0	0
<b>171-176</b>	2	0	0
<b>177-182</b>	0	0	0
<b>183-188</b>	<b>7</b>	<b>6</b>	<b>86</b>
<b>189-194</b>	4	4	100
<b>195-200</b>	4	4	100
<b>201-205</b>	1	1	100
<b>Total</b>	25	15	



Tabela 4 – Percentual de fêmeas maduras de boto-cinza na Baía de Sepetiba - RJ.

<b>Intervalo de comprimento (cm)</b>	<b>N Total</b>	<b>Indivíduos maduros</b>	<b>% Indivíduos maduros</b>
<b>129-134</b>	5	0	0
<b>135-140</b>	2	0	0
<b>141-146</b>	2	0	0
<b>147-152</b>	2	0	0
<b>153-158</b>	0	0	0
<b>159-164</b>	4	1	25
<b>165-170</b>	8	2	25
<b>171-176</b>	4	2	50
<b>177-182</b>	18	14	78
<b>183-188</b>	29	27	93
<b>189-194</b>	6	6	100
<b>195-200</b>	2	2	100
<b>Total</b>	82		

### 2.3.3 Tempo de gestação, taxa de crescimento fetal e comprimento ao nascimento dos botos-cinza

O tempo de gestação do boto-cinza foi estimado em 12 meses, com uma taxa de crescimento fetal de 9,08 cm/mês. O tamanho de nascimento dos filhotes foi estimado em 96,15 cm.

### 2.3.4 Curva de crescimento assintótico

Não foram observadas diferenças significativas da idade ( $U= 1350$ ;  $p=0,67$ ) e do comprimento total ( $U= 1237$ ;  $p=0,34$ ) entre machos e fêmeas, fato que suporta a hipótese de ausência de dimorfismo sexual, possibilitando que os dados sejam agrupados (RAMOS et al., 2000). Apesar disso, optou-se por apresentar os dados em três grupos distintos (machos, fêmeas e machos/fêmeas), como sugerido por Rosas e Monteiro-Filho (2002).

Os parâmetros adimensionais “a” e “b” estimados pelo modelo generalizado de escolha de *Schnute* foram superiores a zero para o conjunto de dados dos machos, das fêmeas e quando os machos e fêmeas foram agrupados (Tabela 5). Sendo assim, o modelo especializado de *Von Bertalanffy* foi o mais indicado para estimar os parâmetros de crescimento corpóreo nos três agrupamentos.

Tabela 5 – Valores dos parâmetros adimensionais “a” e “b” estimados pelo modelo generalizado de escolha de *Schnute*.

<b>Parâmetros</b>	<b>Machos</b>	<b>Fêmeas</b>	<b>Machos e Fêmeas</b>
<b>A</b>	0,2535	0,3228	0,3099
<b>B</b>	3,7611	2,6271	2,9109

Os comprimentos assintóticos de machos, fêmeas e machos/fêmeas estão dispostos na tabela 6. Os machos atingiram o comprimento assintótico com 190,67 cm (Figura 8), as fêmeas com 187,79 cm (Figura 9) e agrupando os machos com as fêmeas o comprimento assintótico foi alcançado com 189,38 cm (Figura 10).

Tabela 6 – Valores do comprimento assintótico ( $CT_{\infty}$ ) em cm, taxa de crescimento (K), fator de correção ( $T_0$ ) gerados a partir do modelo de Von Bertalanffy para botos-cinza da Baía de Sepetiba – RJ. (continua)

**Machos      Fêmeas      Machos e Fêmeas**

Tabela 6 – Valores do comprimento assintótico ( $CT_{\infty}$ ) em cm, taxa de crescimento (K), fator de correção ( $T_0$ ) gerados a partir do modelo de Von Bertalanffy para botos-cinza da Baía de Sepetiba – RJ. (conclusão)

$CT_{\infty}$ (cm)	190,67	187,79	189,38
<b>K</b>	0,44	0,45	0,45
<b>T<sub>0</sub></b>	1,65	-1,69	-1,64

Figura 8 – Curva de crescimento assintótico de botos-cinza machos da Baía de Sepetiba - RJ

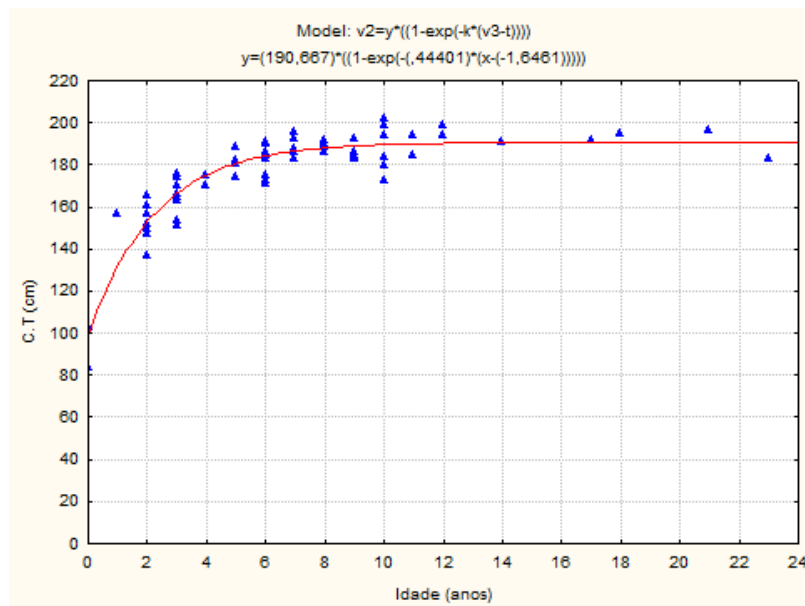


Figura 9 – Curva de crescimento assintótico de botos-cinza fêmeas da Baía de Sepetiba - RJ

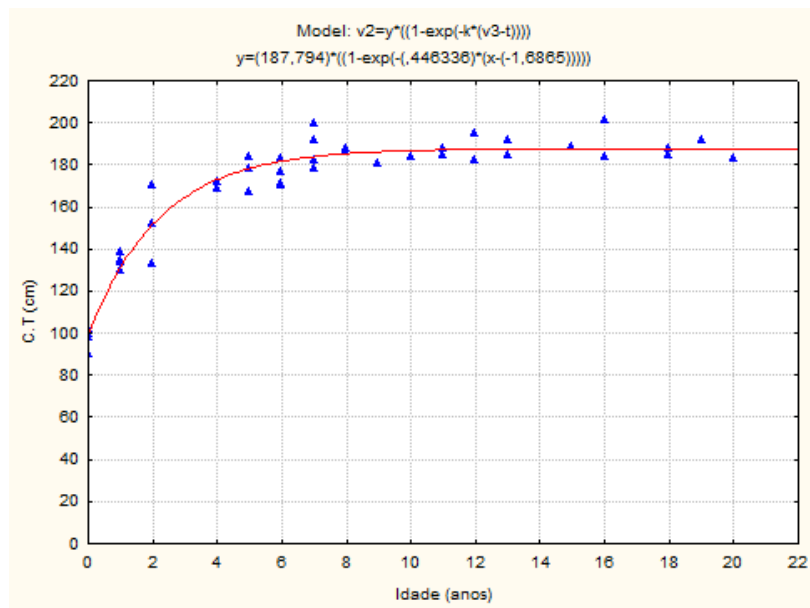
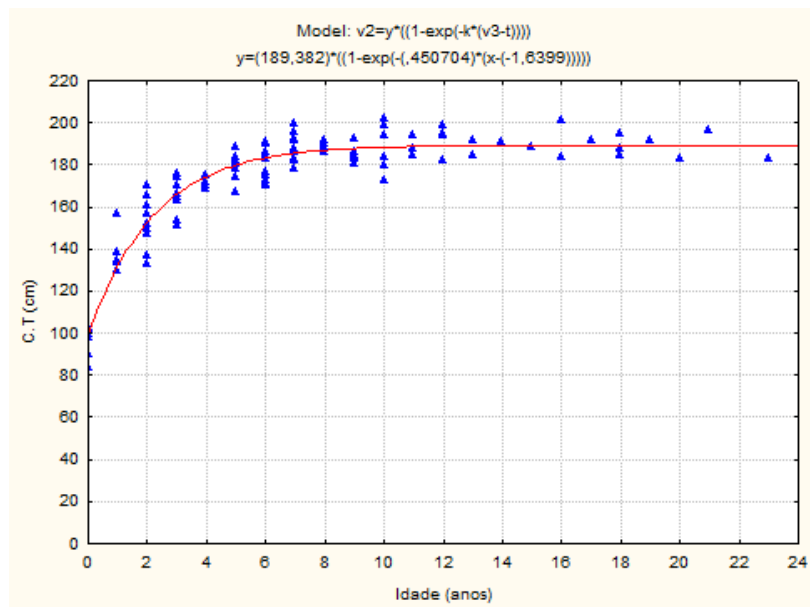


Figura 10 – Curva de crescimento assintótico de botos-cinza machos e fêmeas da Baía de Sepetiba - RJ



## 2.4 Discussão

Os botos-cinza mais velhos observados no presente estudo foram um macho de 23 e uma fêmea de 20 anos. Esses valores são inferiores aos reportados por Rosas, Barreto e Monteiro-Filho (2003), Ramos et al. (2000) e Lima et al. (2015), que registraram botos-cinzas machos com até 29 anos e fêmeas com até 33 anos. As diferenças etárias observadas entre o presente estudo e a literatura consultada podem ser reflexo do conjunto de dados de cada trabalho, decorrente da utilização de animais provenientes de encalhe e/ou captura acidental (BOTTA et al., 2010). Isso porque, tanto para os encalhes quanto para as capturas acidentais, existem parcelas da população mais suscetíveis. Em populações de cetáceos saudáveis, a mortalidade por causas naturais acomete, principalmente, os indivíduos recém-nascidos e senis (LEARMONTH et al., 2014). Já em populações submetidas à captura incidental, podem haver variações em relação a idade, sexo e status reprodutivo, dependendo do período e do tipo de interação com a pesca (BOTTA et al., 2010; FLACH, 2015; ATKINS; CLIFF; PILLAY, 2013; LEARMONTH et al., 2014).

O padrão de mortalidade de botos-cinza da Baía de Sepetiba foi estudado por Flach (2015), que encontrou um aumento significativo no número de encalhes e capturas incidentais entre os anos de 2005 e 2013. Segundo Flach (2015), que classificou os indivíduos em juvenis e adultos com base no comprimento total, há uma maior proporção de machos adultos entre as 201 carcaças analisadas. Cerca de 25% dessas carcaças possuíam evidências de interação com as atividades pesqueiras e, por isso, o autor relacionou o aumento da mortalidade na Baía de Sepetiba com uma maior interação entre as atividades pesqueiras e os botos-cinza. Entretanto, para confirmar a hipótese da relação do aumento da mortalidade com a interação com a pesca, é necessário um estudo aprofundado sobre as causas de mortalidade de botos-cinza na Baía de Sepetiba. Diante disso, a ausência de animais com idades avançadas no presente trabalho pode ser reflexo do viés de encalhe e/ou captura e não representar a idade máxima atingida pelos botos-cinza da Baía de Sepetiba.

Apesar da possível seleção de indivíduos de uma classe etária ou sexo, inerente à utilização de dados oriundos de animais encalhados e/ou capturados incidentalmente, essa é a forma mais robusta e utilizada para estimar os parâmetros de história de vida de populações de vida livre (ROSAS; MONTEIRO-FILHO, 2002; ROSAS; BARRETO; MONTEIRO-FILHO, 2003; LEARMONTH et al., 2014).

As variações de comprimento total em indivíduos de mesma idade observadas no presente trabalho é um achado comum em odontocetos e ocorre principalmente nos primeiros anos de vida (LOCKYER et al., 2001; READ et al., 1993; STOLEN; ODELL; BARROS, 2002; BOTTA et al., 2010) e já foi reportado para botos-cinza (SANTOS et al., 2003; ROSAS; BARRETO; MONTEIRO-FILHO, 2003). Por esse motivo, não é indicada a utilização do comprimento para a determinação de idade em cetáceos (HOHN, 1990).

O uso de curvas assintóticas distintas para machos e fêmeas é indicada para espécies de cetáceos que possuem dimorfismo sexual (MCFEE et al., 2012). Segundo Rosas, Barreto e Monteiro-Filho (2003), os boto-cinza machos e fêmeas possuem padrões de crescimento diferenciados, com os machos apresentando dois pulsos de desenvolvimento. O primeiro pulso seria de zero a cinco anos e teria uma fase exponencial mais acentuada, enquanto o segundo seria dos seis anos até, aproximadamente, nove anos, com uma taxa de crescimento mais lenta. De acordo com os referidos autores, essa diferença entre os padrões de crescimento está relacionada com um maior investimento energético na maturação dos órgãos sexuais dos machos, que é alcançada aos sete anos. Porém, Rosas, Barreto e Monteiro-Filho (2002) não descartam a hipótese desse achado ser um artefato gerado pelo pequeno número amostral ou pelo modelo utilizado.

Com base nos nossos achados, não foi possível observar dois pulsos de crescimento em machos de botos-cinza, como proposto por Rosas, Barreto e Monteiro-Filho (2003). Porém, em função das diferenças observadas na idade de maturação sexual entre machos e fêmeas reportadas por Rosas e Monteiro-Filho (2002) e observadas no presente trabalho, é possível que machos e fêmeas possuam padrões de crescimento diferenciados. Isso pode ocorrer devido à alocação de energia para o desenvolvimento dos órgãos reprodutivos em idades diferentes (READ et al. 1993).

Segundo Mcfee et al. (2012), para a determinação da presença de pulsos de crescimento em cetáceos, é necessária a utilização de modelos mais robustos, sendo indicado o uso de modelos bayesianos. Por isso, até que essa hipótese da presença de pulsos de desenvolvimento corpóreo em botos-cinza seja refutada, é indicada a elaboração de curvas de crescimento distintas para machos e fêmeas.

O comprimento assintótico estimado para os botos-cinza da Baía de Sepetiba (Tabela 7) foi próximo aos reportados por Ramos et al. (2000) para o norte do Rio de Janeiro, por Ramos et al. (2010) para as regiões norte (Atafona – Macaé) e sul (Cabo Frio – Ilha Grande) do Rio de

Janeiro e por Azevedo et al. (2014) para o litoral do Espírito Santo. Em relação aos resultados reportados por Lima et al. (2015) para o litoral do Espírito Santo e por Schmiegelow (1990), Rosas, Barreto e Monteiro-Filho (2003) e Ramos et al., (2010) para os litorais do Paraná e São Paulo, o comprimento reportado no presente trabalho foi superior. Por fim, os valores aqui reportados foram inferiores aos estimados para o litoral do Espírito Santos por Ramos et al. (2010).

As diferenças observadas nos comprimentos assintóticos entre os botos-cinza das diferentes regiões devem ser vistas com cautela, pois, podem ser efeito do uso de modelos diferenciados ou do conjunto de dados de cada trabalho (n amostral em cada classe de tamanho) (BARRETO; ROSAS, 2006). De modo geral, os comprimentos assintóticos estimados para os botos-cinza no litoral do Rio de Janeiro foram superiores aos estimados para os litorais de São Paulo e Paraná. Em estudo realizado por Ramos et al. (2010), foram observadas diferenças significativas entre o tamanho crânios de botos-cinza que habitam os litorais do Rio de Janeiro e São Paulo, com os indivíduos do Rio de Janeiro apresentando as maiores dimensões. Diante desse fato, é possível sugerir que as populações que habitam o litoral do Rio de Janeiro atingem o comprimento assintótico com dimensões maiores em relação aos botos-cinza dos litorais de São Paulo e Paraná. Segundo Galatius e Gol'din (2011), diferenças no comprimento assintótico entre indivíduos de uma mesma espécie que habitam regiões distintas podem estar associadas à interação de diferentes fatores, tais como, baixo fluxo genético, influência do habitat (disponibilidade de presas e temperatura da água) e densidade de indivíduos nas diferentes regiões.

O fluxo gênico entre as populações de botos-cinza na costa do Brasil foi investigado por Cunha (2007) que, através da análise do DNA mitocondrial, encontrou estruturação genética entre os botos-cinza de diferentes regiões, propondo assim, uma subdivisão em seis unidades de manejo (UM): Pará, Ceará, Rio Grande do Norte, Bahia, Espírito Santo e Sudeste-Sul (do Rio de Janeiro à Santa Catarina). Segundo Cunha (2007), a falta de diferenciação genética entre os integrantes da UM Sudeste-Sul não está relacionada com o fluxo gênico entre esses indivíduos. Fato esse comprovado por Santos (2015) que, através da análise de marcadores de microsatélite, encontrou estruturação populacional para os indivíduos das três baías costeiras do Rio de Janeiro (Guanabara, Sepetiba e Ilha Grande). Esse achado sugere que o fluxo gênico entre as populações de botos-cinza no Sudeste do Brasil é baixo (HOLLATZ et al., 2011; SANTOS, 2015).

Ademais, segundo Araujo (2012), há variações no que se refere à dieta do boto-cinza ao longo de sua distribuição. Essas estão relacionadas aos padrões de distribuição e abundância das presas nas diferentes regiões, os quais são influenciados por características ambientais. Sendo assim, as diferenças observadas entre os comprimentos assintóticos dos botos-cinza das regiões sul e sudeste do Brasil são, possivelmente, reflexo do baixo fluxo gênico e das características ambientais de cada região, como proposto por Ramos et al. (2010) e por Fettuccia (2010).

Variações no comprimento assintótico entre populações de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) das regiões sul e sudeste do Brasil foram reportadas por Botta et al. (2010) e por Barreto e Rosas (2006). Assim como foi observado em botos-cinza, os referidos autores também concluíram que essas diferenças estão relacionadas com a interação de fatores ambientais e genéticos.

A grande diferença observada entre os trabalhos com botos-cinza do litoral do Espírito Santo, cujos comprimentos assintóticos apresentaram uma variação de 18 centímetros, pode estar relacionada com o conjunto de dados de cada trabalho e com os modelos utilizados. Sendo assim, não é possível inferir qual valor é mais adequado para representar essa população.

Tabela 7 – Autor, modelo utilizado, sexo, número amostral, comprimento assintótico ( $CT_{\infty}$ ), taxa de crescimento (K), fator de correção ( $t_0$ ) e local onde foi realizado o estudo, para botos-cinza das regiões Sudeste e Sul do Brasil. (continua)

<b>Autor</b>	<b>Modelo</b>	<b>Sexo</b>	<b>n</b>	<b><math>CT_{\infty}</math> (cm)</b>	<b>K</b>	<b><math>t_0</math></b>	<b>Local</b>
<b>Presente estudo</b>	<b>Von Bertalanffy</b>	<b>M</b>	<b>66</b>	<b>190,67</b>	<b>0,44</b>	<b>-1,65</b>	<b>Baía de Sepetiba - RJ</b>
<b>Presente estudo</b>	<b>Von Bertalanffy</b>	<b>F</b>	<b>43</b>	<b>187,79</b>	<b>0,45</b>	<b>-1,69</b>	<b>Baía de Sepetiba - RJ</b>
<b>Presente estudo</b>	<b>Von Bertalanffy</b>	<b>M/F</b>	<b>109</b>	<b>189,38</b>	<b>0,45</b>	<b>-1,64</b>	<b>Baía de Sepetiba - RJ</b>
Schmiegelow (1990)	Von Bertalanffy	M/F	22	182,2	0,41	-1,57	Paraná/São Paulo
Ramos <i>et al.</i> (2000)	Gompertz	M/F	66	191,7	0,34	0,56	Região norte do RJ



Tabela 7 – Autor, modelo utilizado, sexo, número amostral, comprimento assintótico ( $CT_{\infty}$ ), taxa de crescimento (K), fator de correção ( $t_0$ ) e local onde foi realizado o estudo, para botocinza das regiões Sudeste e Sul do Brasil. (conclusão)

Rosas; Barreto; Monteiro-Filho (2003)	Von Bertalanffy	M	34	179,1	1	0,72	Paraná
Rosas; Barreto; Monteiro-Filho (2003)	Von Bertalanffy	F	28	177,31	0,66	-1,23	Paraná
Rosas; Barreto; Monteiro-Filho (2003)	Von Bertalanffy	M/F	71	179,53	0,79	0,95	Paraná
Santos <i>et al.</i> (2003)	Von Bertalanffy	M/F	30	179,8	-	-	São Paulo/ Paraná
Ramos <i>et al.</i> (2010)	Gompertz	M/F	12	199,23	0,23	-1,22	Espírito Santo
Ramos <i>et al.</i> (2010)	Gompertz	M/F	109	190,06	0,37	-0,59	Região norte do RJ
Ramos <i>et al.</i> (2010)	Gompertz	M/F	34	187,6	0,47	-0,44	Região sul do RJ
Ramos <i>et al.</i> (2010)	Gompertz	M/F	47	181,21	-0,37	0,59	São Paulo
Azevedo <i>et al.</i> (2014)	Brody	M/F	43	189,1	-	0,36	Espírito Santo
Lima <i>et al.</i> (2015)	Gompertz	M/F	44	182	-0,54	0,79	Espírito Santo

As idades em que machos e fêmeas atingiram a maturidade sexual, no presente trabalho, foram próximas às reportadas por Ramos *et al.* (2000) para o litoral norte do Rio de Janeiro e por Rosas e Monteiro-Filho (2002) para o litoral do Paraná (Tabela 8). A diferença de um ano em relação à idade de maturação dos machos reportada por Ramos *et al.* (2000) pode estar associada ao fato da referida autora não ter utilizado o exame histológico dos testículos para determinar o grau de maturidade. Com isso, indivíduos púberes, que não possuem

espermatozoides no lúmen do túbulo seminífero, podem ter sido considerados maduros (PERRIN; REILLY, 1984), reduzindo, assim, a idade de maturação dos machos. Portanto, é mais prudente considerar que a maturação dos botos-cinza machos ocorra a partir dos sete anos, como proposto no presente estudo e por Rosas e Monteiro-Filho (2002).

A idade de maturação estimada para as fêmeas, no presente trabalho, está inserida no intervalo estimado por Rosas e Monteiro-Filho (2002) e ligeiramente superior à idade estimada por Ramos et al. (2000). A pequena variação observada, entre o presente estudo e as demais regiões, para a idade em que os botos-cinza atingiram a maturidade sexual pode ser decorrente do conjunto de dados de cada autor, o que indica que a idade de maturidade sexual é semelhante entre as populações de botos-cinza que habitam as regiões sudeste e sul do Brasil.

No presente trabalho, os machos atingiram a maturidade sexual a partir dos 183 cm. Entretanto, esse resultado deve ser visto com cautela, visto que, no conjunto de dados, não haviam indivíduos no intervalo de comprimento de 177-182. Com isso, não é possível afirmar que a maturidade sexual nos botos-cinza machos da Baía de Sepetiba não ocorra antes dos 183 cm, como indicam os achados de Ramos et al. (2000) e Rosas e Monteiro-Filho (2002).

A menor fêmea sexualmente madura analisada no presente trabalho media 160 cm, valor próximo aos sugeridos para a maturidade sexual das fêmeas por Ramos et al. (2000) e Rosas e Monteiro-Filho (2002). Porém, tanto o trabalho de Ramos et al. (2000) como o de Rosas e Monteiro-Filho (2002) apresentaram um pequeno n amostral ou a ausência de indivíduos na classe de comprimento em que as fêmeas, de acordo com tais estudos, atingem a maturidade sexual. Já o conjunto de dados do presente trabalho é mais robusto, com 16 indivíduos nas classes de tamanho anterior e posterior à classe em que as fêmeas atingiram a maturidade sexual. Sendo assim, é provável que os trabalhos anteriores tenham subestimado o comprimento em que as fêmeas de botos-cinza atingem a maturidade sexual.

Tabela 8 – Autor, sexo, idade de maturidade sexual (IS), comprimento de maturidade sexual (CS) e local onde foi realizado o estudo. (continua)

<b>Autor</b>	<b>Sexo</b>	<b>IS(anos)</b>	<b>CS(cm)</b>	<b>Local</b>
<b>Presente estudo</b>	<b>M</b>	<b>7,3</b> <b>(n=25)</b>	<b>183-188</b> <b>(n=25)</b>	<b>Baía de Sepetiba - RJ</b>
<b>Presente estudo</b>	<b>F</b>	<b>6,5</b>	<b>171-176</b>	<b>Baía de Sepetiba - RJ</b>

Tabela 8 – Autor, sexo, idade de maturidade sexual (IS), comprimento de maturidade sexual (CS) e local onde foi realizado o estudo. (conclusão)

		(n=32)	(n=82)	
Ramos <i>et al.</i> (2000)	M	6 (n=43)	180 (n=43)	Região norte do RJ
Ramos <i>et al.</i> (2000)	F	6 (n=25)	160 (n=25)	Região norte do RJ
Rosas; Monteiro-filho (2002)	M	7 (n=27)	170-175 (n=27)	Paraná
Rosas; Monteiro-filho (2002)	F	5-8 (n=23)	164-169 (n=23)	Paraná

O cálculo do tempo de gestação e da taxa de crescimento fetal são realizados com base no comprimento ao nascimento e, por isso, variações nesse parâmetro influenciarão o tempo de gestação e a taxa de crescimento fetal (PERRIN; REILLY, 1984). As diferenças observadas entre os comprimentos ao nascimento do presente trabalho com as demais regiões podem estar relacionadas com as metodologias utilizadas, com o conjunto de dados de cada trabalho ou podem representar uma variação entre as populações (PERRIN; REILLY, 1984). O presente trabalho e Rosas e Monteiro-Filho (2002) determinaram o comprimento ao nascimento com base na média dos neonatos, enquanto Schmiegelow (1990), Ramos *et al.* (2000) e Santos *et al.* (2003) calcularam o comprimento ao nascimento através do modelo de crescimento assintótico, em função da existência de poucos neonatos em seus conjuntos de dados.

Tabela 9 – Autor, taxa de crescimento fetal (TF), tempo de gestação (TG), comprimento ao nascimento (CN) e local onde foi realizado o estudo. (continua)

<b>Autor</b>	<b>TF</b>	<b>TG</b>	<b>CN</b>	<b>Local</b>
<b>Presente estudo</b>	<b>9,08</b>	<b>12</b>	<b>96,15</b>	<b>Baía de Sepetiba – RJ</b>
Schmiegelow (1990)	8,9	11,6	91,2	São Paulo/ Paraná
Ramos <i>et al.</i> (2000)	9,4	11,6	106	Região norte do RJ

Autor, taxa de crescimento fetal (TF), tempo de gestação (TG), comprimento ao nascimento (CN) e local onde foi realizado o estudo. (conclusão)

Rosas; Monteiro-Filho (2002)	9	12	92,2	Paraná
Santos <i>et al.</i> (2003)	-	-	97,8	São Paulo/ Paraná

## 2.5 Conclusão

Diante dos resultados encontrados, conclui-se que os botos-cinza machos da Baía de Sepetiba – RJ possuem o comprimento assintótico maior do que o das fêmeas. Os botos-cinza machos e fêmeas atingiram a maturidade sexual em idades e comprimentos totais distintos. Dentre esses, houve uma maior disparidade entre os comprimentos totais. Diante da variação de comprimentos totais de indivíduos de mesma idade, não é indicado o uso do comprimento total para estimar a idade de botos-cinza.

### **3 PADRÕES DE BIOACUMULAÇÃO DE COMPOSTOS ORGANOBROMADOS EM TECIDO ADIPOSEO SUBCUTÂNEO DE BOTOS-CINZA (*SOTALIA GUIANENSIS*) DA BAÍA DE SEPETIBA - RJ**

#### **3.1 Introdução**

Os éteres difenílicos polibromados (PBDEs) foram mundialmente utilizados como retardantes de chamas em componentes eletrônicos, plásticos e estofamentos (DE WIT et al., 2003). Por esses compostos serem apenas adicionados aos polímeros, sem reagirem estruturalmente, eles podem lixiviar e alcançar o meio ambiente (WARD; MOHAPATRA; MITCHELL, 2008), sendo atualmente detectados em matizes abióticas (FAN et al., 2014) e bióticas (ROTANDER et al., 2012) de diferentes regiões do planeta (ALONSO et al., 2014).

Devido às altas concentrações encontradas no ambiente e aos possíveis efeitos deletérios associados aos PBDEs, existe um esforço mundial para que esses compostos deixem de ser produzidos e utilizados como retardantes de chamas (ATDSR, 2017). Atualmente, as misturas comerciais Penta-BDE e Octa-BDE fazem parte da lista de poluentes orgânicos persistente (POPs) da UNEP (UNEP, 2009) e já existe uma solicitação da Noruega para que a mistura comercial Deca-BDE também seja incluída nessa lista (UNEP, 2013). Enquanto isso, no Brasil, existe apenas um projeto de lei que prevê a regulamentação dos níveis da mistura Deca-BDE em componentes eletrônicos (PIERRONE; LEONEL; FILLMANN, 2016).

Os éteres difenílicos polibromados metoxilados (MeO-BDEs) possuem estrutura similar aos PBDEs (ATDSR, 2017), porém, são compostos biossintetizados naturalmente (TEUTEN et al., 2005). Há indícios de que esses compostos sejam biossintetizados por esponjas/organismos associados, cianobactérias e algas (VETTER et al., 2002; MALMAVAN et al., 2005). Devido às altas concentrações dos compostos metoxilados nos organismos marinhos (ALONSO et al., 2014) e à similaridade de estrutura com os compostos antrópicos (ATDSR, 2017), não foi descartada a possibilidade de que os MeO-BDEs possam causar algum efeito adverso em cetáceos (VETTER; JANUSSEN, 2005).

A alimentação é a principal via de contaminação de PBDEs e MeO-BDEs para os cetáceos. Há evidências de que esses compostos acumulem nos organismos (WEIJS et al., 2008;

LETCHER et al. 2009; SHAW; KANNAN, 2009) e biomagnifiquem ao longo das teias tróficas (KELLY et al., 2008; SHAW; KANNAN, 2009; SHAW et al., 2012; WEIJS et al., 2009) e, por essa razão, altas concentrações são encontradas nos cetáceos (DORNELES et al., 2010; ALONSO et al., 2014). O perfil de acumulação de compostos organobromados em mamíferos marinhos pode ser influenciado pelo sexo (DORNELES et al., 2010; LEONEL et al., 2011; WEIJS et al., 2013; DIRTU et al., 2016), assim como observado para os poluentes orgânicos persistentes (AGUILAR; BORREL; PASTOR, 1999; WEIJS et al., 2008; WEIJS et al., 2009).

Diante do exposto, o presente trabalho visa determinar a influência dos parâmetros biológicos (sexo, idade e maturidade sexual) no padrão de acumulação de compostos organobromados de origem antrópica e natural em botos-cinza da Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro.

São objetivos dessa sessão:

- a) Correlacionar idade, comprimento total e peso com as concentrações de compostos organobromados de origem antrópica e natural em tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza (*Sotalia guianensis*) da Baía de Sepetiba - RJ;
- b) Verificar se há influência do sexo e da maturidade sexual nos padrões de acumulação de compostos organobromados de origem antrópica e natural em tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza (*Sotalia guianensis*) da Baía de Sepetiba - RJ;
- c) Determinar as razões de transferência placentária das fêmeas para os fetos.

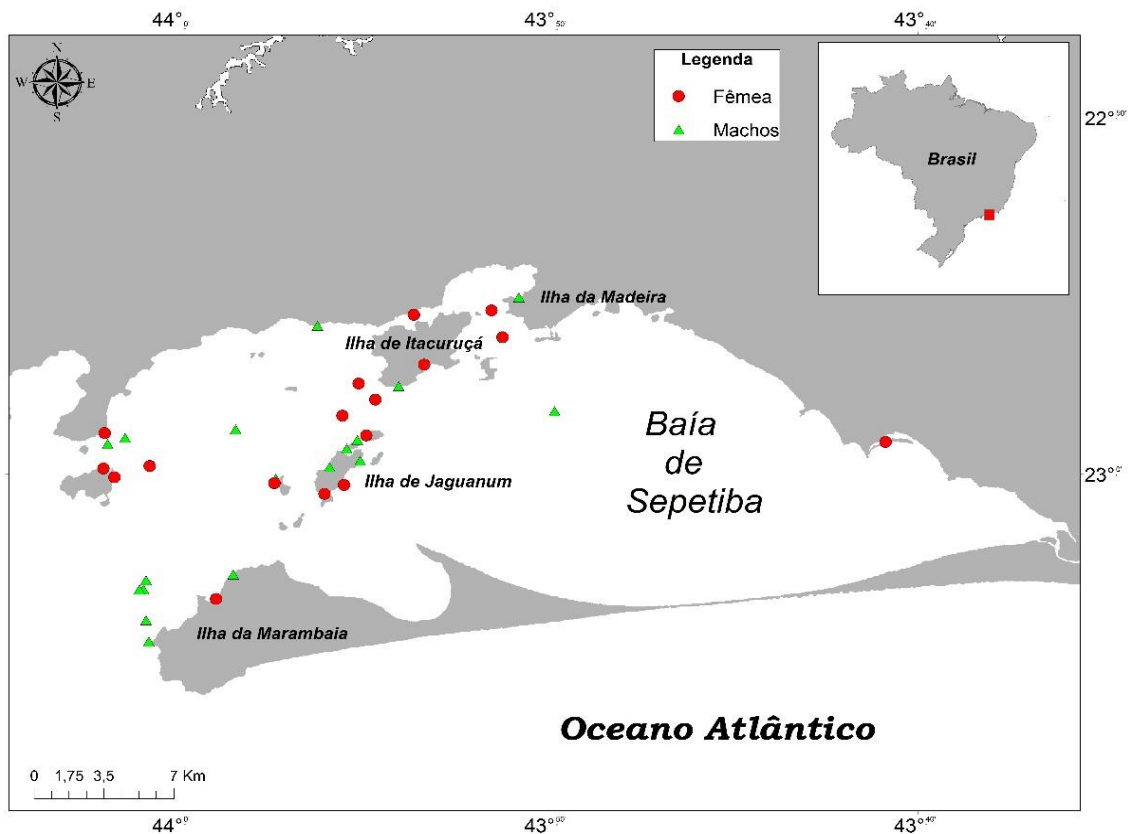
## 3.2 Material e métodos

### 3.2.1 Análise de compostos organobromados

### 3.2.1.1 Coleta de amostras

Foram utilizadas amostras de tecido adiposo subcutâneo de quatro fetos, 16 fêmeas e 19 machos de botos-cinza (*Sotalia guianensis*) que encalharam ou foram capturados incidentalmente na Baía de Sepetiba, entre os anos de 2014 e 2016. O recolhimento das carcaças foi possível graças ao programa de monitoramento de encalhes realizado pelo MAQUA/UERJ em parceria com o Instituto Boto-Cinza (IBC). Os indivíduos utilizados nessa sessão fazem parte do conjunto de dados da sessão 1. Na Figura 11, podem ser visualizados os locais de coleta de cada espécime.

Figura 11 – Mapa da Baía de Sepetiba - RJ, com os locais de recolhimento das carcaças de botos-cinza do presente estudo.



As necrópsias foram realizadas no MAQUA/UERJ de acordo com o protocolo descrito por Geraci e Lounsbury (2005). Foram coletados parâmetros biológicos (biometria, peso e sexo) e

uma amostra de 5 cm<sup>2</sup> de tecido adiposo subcutâneo da região dorsal esquerda, logo abaixo da nadadeira dorsal. Após a coleta, as amostras foram envoltas em papel alumínio e acondicionadas em embalagens plásticas hermeticamente fechadas. As amostras foram congeladas a – 20 °C até o momento das análises.

### 3.2.1.2 Análises laboratoriais

As análises dos compostos organobromados de origem antrópica e natural foram realizadas no MAQUA/UERJ. O procedimento analítico adotado foi uma adaptação do protocolo descrito por Alonso et al. (2012).

#### 3.2.1.2.1 Reagentes

Para evitar contaminação nas análises, foram utilizados reagentes e solventes com alto grau de pureza: Acetona P.A. - Tedia® (C<sub>3</sub>H<sub>6</sub>O), n-hexano 95% resíduo pesticida – J.T. Baker® (C<sub>6</sub>H<sub>14</sub>), diclorometano resíduo pesticida – J.T. Baker® (CH<sub>2</sub>Cl<sub>2</sub>), sulfato de sódio P.A. - Quemis® (Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>), ácido sulfúrico 95% P.A. – Tedia ® (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) e cartuchos para extração em fase sólida de alumina neutra Isolute® (AL<sub>2</sub>O<sub>3</sub>).

#### 3.2.1.2.2 Descontaminação da vidraria



Todas as vidrarias utilizadas foram previamente descontaminadas. O processo de descontaminação foi diferenciado entre as vidrarias volumétricas e não volumétricas.

Inicialmente, as vidrarias foram lavadas com detergente neutro e, em seguida, rinsadas com água destilada (Rios 5 Milirep®). Após essa etapa, a vidraria não volumétrica foi muflada a 450 °C utilizando uma rampa de aquecimento de 6 horas. Após sair da mufla, foi embalada em papel alumínio e guardada até o momento das análises.

A vidraria volumétrica, por sua vez, foi colocada em um banho de Detertec a 20% por 48 horas. Após o banho, essa foi rinsada com água destilada e, posteriormente, foi rinsada três vezes com acetona e três vezes com uma mistura de diclorometano:hexano (1:1). Depois do solvente evaporar, foi envolta em papel alumínio e guardada até o momento das análises.

#### 3.2.1.2.3 Extração

As extrações foram realizadas em aparelhos de soxhlet, por 8 horas, utilizando 100mL de uma mistura de n-hexano:diclorometano (1:1) em cada amostra.

Cerca de 1 g de tecido adiposo subcutâneo foi macerado com 5 g de sulfato de sódio anidro ( $\text{Na}_2\text{SO}_4$ ) em um gral de porcelana, com auxílio de um pistilo, e transferido para um filtro de papel. Logo após, o filtro foi colocado no fundo do extrator com auxílio de uma pinça de aço inoxidável e foram adicionados 100 uL do padrão interno (PBDE 181) sobre a amostra. Em seguida, o extrator foi acoplado a um balão de 125 mL para a adição da mistura de solventes (n-hexano:diclorometano). Por fim, o conjunto do extrator com o balão foi colocado sobre uma manta individual e acoplado a um condensador previamente descontaminado com uma mistura de n-hexano:diclorometano (1:1). Todo o sistema foi vedado com teflon antes do aquecimento da manta.

Ao término da extração, o extrato foi transferido para um balão volumétrico de 100 mL e avolumado com uma mistura de solventes orgânicos 1:1 (n-hexano:diclorometano). Em seguida, uma alíquota de 2 mL foi retirada para a determinação do conteúdo lipídico, por análise gravimétrica, e o volume restante foi reduzido em sistema rotativo de evaporação (MA120

Marconi®) até 5 mL. Por fim, o extrato foi transferido, com o auxílio de uma pipeta pasteur, para um tubo de vidro de 12 mL para a realização da purificação.

#### 3.2.1.2.4 Determinação da porcentagem de lipídios da amostra

O peso de lipídio foi determinado gravimetricamente. Para tal, uma alíquota de 2 mL foi colocada em um “vial” previamente pesado, sendo este deixado em um dessecador para total evaporação do solvente. A diferença de peso do “vial” vazio e do “vial” após a evaporação foi utilizada para determinar a porcentagem de lipídios da amostra:

$$\% \text{lipídios} = \{[(\text{“vial” após evaporação} - \text{“vial” vazio}) 50] / \text{massa da amostra}\} 100 \quad (8)$$

#### 3.2.1.2.5 Purificação do extrato

O processo de purificação teve início com a adição de 5 mL de ácido sulfúrico à alíquota concentrada, em sistema rotativo de evaporação (MA120 Marconi®). Para uma melhor ação do ácido, a solução foi agitada manualmente por 5 minutos, sendo centrifugado a 2500 rpm (5702 Eppendorf®) por 45 minutos para a separação de fases. Após a separação, a fração hexânica foi retirada e foram adicionados mais 4 mL de  $\eta$ -hexano para um novo processo de separação.

A segunda etapa da purificação foi realizada por extração em fase sólida (SPE). Para isso, foram utilizados cartuchos de 25 mL contendo 5 g de alumina neutra (Isolute®). Inicialmente, os cartuchos foram ativados com 25 mL de  $\eta$ -hexano. Logo após, a fase hexânica proveniente da primeira etapa da purificação foi adicionada ao cartucho com um fluxo de 1 mL/

3 minutos. Por fim, os cartuchos foram eluídos com 25 mL de uma mistura de diclorometano:n-hexano (2:1) com o mesmo fluxo da etapa anterior. Essa fração foi evaporada em fluxo contínuo de nitrogênio e redissolvida em 100µl de n-hexano. Por fim, foram injetadas em um cromatógrafo de fase gasosa acoplado a um espectrômetro de massas no modo de ionização química negativa.

#### 3.2.1.2.6 Condições cromatográficas

A determinação das concentrações dos compostos organobromados foi realizada em um cromatógrafo de fase gasosa da marca Agilent Technologies (modelo 7890A) acoplado a um espectrômetro de massas no modo de ionização química negativa da marca Agilent Technologies (modelo 5975C, GC-NCI-MS), com um injetor automático da marca Agilent Technologies (modelo 7693). A coluna capilar de sílica fundida utilizada foi a HP-5 MS da Agilent Technologies J&W GC Columns (5% de fenil e 95% de metil siloxano) com: 30M de comprimento; 0,25mm de diâmetro interno; e 0,25µm de espessura de filme.

Foram injetados 2µL de amostra com o injetor operando sem divisão de fluxo (splitless) por 30 segundos, a temperatura de 280°C. O gás de arraste foi o hélio ultra puro (99,999% de pureza), com pressão constante de 13,5 psi na coluna. A temperatura da interface foi 300°C. A temperatura da fonte foi de 250°C e a do quádruplo foi de 150°C. A amônia foi utilizada como gás reagente com um fluxo de 3,0 mL/min.

O programa de aquecimento utilizado na separação dos compostos permaneceu a 110°C por 1 minuto, aumentando 8°C/min. até 180°C, depois, 2°C/min. até 240°C (5min.) e, por fim, elevou-se até 300°C a 2°C/min., mantendo-se estável nessa temperatura durante 6 min., o que totalizou 82 min. de corrida cromatográfica.

#### 3.2.1.2.7 Identificação e quantificação dos analitos

Para a integração dos cromatogramas, identificação e quantificação dos compostos organobromados analisados foi utilizado o programa *Chemstation Data Analysis*.

A identificação dos compostos foi realizada com base no tempo de retenção dos compostos na curva analítica, sendo aceita uma variação máxima de  $\pm$  um segundo (1s). Além disso, foi considerada a relação entre os íons monitorados (79 e 81), sendo aceita uma variação máxima de 15% do valor teórico, calculado com base na curva analítica.

As quantificações foram realizadas com base nas áreas dos picos de cada composto no cromatograma, corrigidos pela recuperação do padrão interno, PBDE 181. As concentrações foram determinadas com base na curva analítica de cada composto. Foram aceitos resultados que apresentaram recuperação do PI entre 70 e 130%.

#### 3.2.1.2.8 Soluções padrões e curva analítica

Para os éteres difenílicos polibromados (PBDEs) foi utilizada a solução padrão EO # 5278 adquirida do Cambridge Isotope Laboratories®, composta de: TriBDE 28; TetraBDE 47; PentaBDE 99; PentaBDE 100; HexaBDE 153; HexaBDE 154; HeptaBDE 183; DecaBDE 209.

A solução padrão dos éteres difenílicos polibromados metoxilados (MeOBDEs) utilizada foi a # 0512 adquirida do Wellington Laboratories®, com os seguintes compostos: 5-MeO-BDE-47; 6-MeO-BDE-47; 4-MeO-BDE-49; 2-MeO-BDE-68; 5-MBDE-99; 5-MeO-BDE-100; 4-MeO-BDE-101; 4-MeO-BDE-103.

O padrão interno utilizado (surrogate) foi o HeptaBDE 181 adquirido do Cambridge Isotope Laboratories®.

Com base nas soluções padrões, foram confeccionadas curvas analíticas para cada composto. Essas curvas eram compostas por sete pontos (2, 5, 10, 25, 50, 75 e 100  $\mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$ ). O coeficiente de correlação considerado para cada curva foi maior ou igual a 99,5% ( $r=0,995$ ).

### 3.2.1.2.9 Limite de detecção do equipamento

O limite de detecção do equipamento (LD) foi definido como três vezes o desvio padrão de cinco injeções do ponto de 2 ppbs da curva de calibração (Tabela 10). O limite de detecção do método foi calculado através da divisão do LD pelo valor da massa média de lipídios das amostras (0,42g) utilizadas nas análises.

Tabela 10 - Limite de detecção do equipamento (LD), em  $\mu\text{g/L}$ , e limite de detecção do método (LDM), em  $\text{ng/g}$ , para os compostos organobromados analisados.

<b>Composto</b>	<b>LD(<math>\mu\text{g/L}</math>)</b>	<b>LDM(<math>\text{ng/g}</math>)</b>	<b>Composto</b>	<b>LD(<math>\mu\text{g/L}</math>)</b>	<b>LDM(<math>\text{ng/g}</math>)</b>
<b>BDE 28</b>	0,29	0,70	<b>6-MeO-BDE 47</b>	0,30	0,71
<b>BDE 47</b>	0,49	1,17	<b>2-MeO-BDE 68</b>	0,16	0,38
<b>BDE 100</b>	0,37	0,89	<b>5-MeO-BDE-47</b>	0,51	1,21
<b>BDE 99</b>	0,24	0,57	<b>4-MeO-BDE-49</b>	0,41	0,98
<b>BDE 154</b>	0,20	0,48	<b>5-MeO-BDE-100</b>	0,18	0,43
<b>BDE 153</b>	0,15	0,36	<b>4-MeO-BDE-103</b>	0,27	0,64
<b>BDE 183</b>	0,13	0,31	<b>5-MeO-BDE-99</b>	0,12	0,29
			<b>4-MeO-BDE-101</b>	0,17	0,40

### 3.2.1.2.10 Análises estatísticas

As análises estatísticas foram realizadas utilizando-se o programa *Statistic 7.0*. A estatística descritiva foi empregada para a determinação dos valores de média, mediana, desvio padrão, valor mínimo e valor máximo. O teste W de *Shapiro-Wilk* foi aplicado ao conjunto de dados para a verificação da normalidade dos mesmos. O teste apontou que a maioria dos compostos não apresentava uma distribuição normal. Portanto, foram empregados testes estatísticos não-paramétricos.

Para investigar influência do sexo e do grau de maturidade no padrão de acumulação de compostos organobromados, foi empregado o Teste U de *Mann-Whitney*. Para as correlações entre as concentrações dos compostos organobromados com a idade, comprimento total e peso, foi utilizado o Teste de *Spearman*. A fim de verificar se possíveis diferenças entre os perfis de acumulação de compostos organobromados de machos, fêmeas e fetos, foi utilizada a análise de função discriminante. Para essa análise, só foram considerados os compostos organobromados detectados em pelo menos 50 % dos indivíduos analisados.

### 3.3 Resultados

#### 3.3.1 Influência do sexo no padrão de acumulação de éteres difenílicos polibromados de origem antrópica e natural em botos-cinza da Baía de Sepetiba

Os parâmetros biológicos e as concentrações dos éteres difenílicos polibromados de origem antrópica e natural por gênero estão dispostos na Tabela 11. Os compostos metoxilados 4-MeO-BDE 103, 5-MeO-BDE 99 e 4-MeO-BDE 101 apresentaram concentrações abaixo do limite de detecção nas fêmeas e, por isso, não foram incluídos na comparação estatística.

Tabela 11– Mediana, média, desvio padrão (DP), mínimo (Mín) e máximo (Máx) dos parâmetros biológicos: comprimento total (CT), em cm, peso, em Kg, idade, em anos, e percentual lipídico (Lip), em %; e das concentrações, em ng.g<sup>-1</sup> lip., dos éteres difenílicos polibromados de origem antrópica e natural, por gênero, em botos-cinza da Baía de Sepetiba – RJ. (continua)

	CT(c m)	Peso (Kg)	Idade (anos)	Lip (%)	PBDE 28	PBDE 47	PBDE 100	PBDE 99	PBDE 154	PBDE 153	Σ PBDE	6- MeO- BDE 47	2- MeO -BDE 68	5- MeO -BDE 100	4- MeO -BDE 103	5- MeO -BDE 99	4- MeO -BDE 101	Σ MeO -BDE
<b>Fêmeas (N=16)</b>																		
<b>Mediana</b>	183	76	9	55	5,9	54,2	14,7	18,7	8,7	3,0	89,3	59,7	108,1	7,4	<LD	<LD	<LD	167,8
<b>Média</b>	182	72	9	50	8,6	91,2	32,2	26,9	16,1	9,5	175,3	119,2	225,9	9,5	<LD	<LD	<LD	349,2
<b>DP</b>	7	21	5	16	8,3	108,5	41,4	28,6	18,1	17,4	209,8	158,4	259,2	9,4	<LD	<LD	<LD	415,4
<b>Mín</b>	167	35	1	10	2,8	5,4	2,0	2,0	1,2	1,0	12,4	2,1	5,5	1,9	<LD	<LD	<LD	7,7
<b>Máx</b>	195	100	18	69	30,4	376,0	146,2	93,4	56,7	55,1	757,9	596,7	755,7	27,9	<LD	<LD	<LD	1364, 2
<b>Machos (N=19)</b>																		
<b>Mediana</b>	184	79	8	42	4,2	147,2	47,7	37,1	17,5	9,5	275,7	87,8	199,9	6,9	21,4	3,8	4,3	293,6
<b>Média</b>	180	67	9	40	5,4	167,1	54,8	52,9	22	17,4	313,3	94,7	224,3	8,0	18,4	4,9	5,6	333,5
<b>DP</b>	16	22	6	17	3,0	83,0	34,5	49,6	17,9	17,4	178,5	56,3	126,0	4,4	6,0	3,3	4,1	178,9

Tabela 11– Mediana, média, desvio padrão (DP), mínimo (Mín) e máximo (Máx) dos parâmetros biológicos: comprimento total (CT), em cm, peso, em Kg, idade, em anos, e percentual lipídico (Lip), em %; e das concentrações, em  $\text{ng.g}^{-1}$  lip., dos éteres difenílicos polibromados de origem antrópica e natural, por gênero, em botos-cinza da Baía de Sepetiba – RJ. (conclusão)

<b>Mín</b>	152	30	2	12	2,8	65,7	13,3	8,9	2,9	1,7	97,8	21,9	55,4	3,3	8,2	2,7	2,0	101,6
<b>Máx</b>	202	97	23	72	14,4	374,3	141,1	200,5	66	63,4	739,2	256,4	576,4	18,8	23,1	10,8	13,1	854,7



Os machos apresentaram maiores medianas para o PBDE 47, PBDE 100, PBDE 99, PBDE 154, PBDE 153, 6-MeO-BDE 47, 2-MeO-BDE 68,  $\Sigma$ PBDE e  $\Sigma$ MEO-BDE. Já as fêmeas apresentaram maiores medianas para o PBDE 28 e 5-MeO-BDE 100. Através do teste U de Mann-Whitney, foi observado que essas diferenças foram significativas para o PBDE 47 (U=72; p=0,007) (Figura 12), PBDE 100 (U=77; p=0,01) (Figura 13), PBDE 99 (U=79; p=0,01) (Figura 14), PBDE 153 (U=27; p=0,03) (Figura 15) e  $\Sigma$ PBDE (U=72; p=0,007) (Figura 16).

Figura 12 – Mediana e valores mínimos e máximos das concentrações do PBDE 47 no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza da Baía de Sepetiba - RJ (Machos, n=19) e (Fêmeas, n=16)

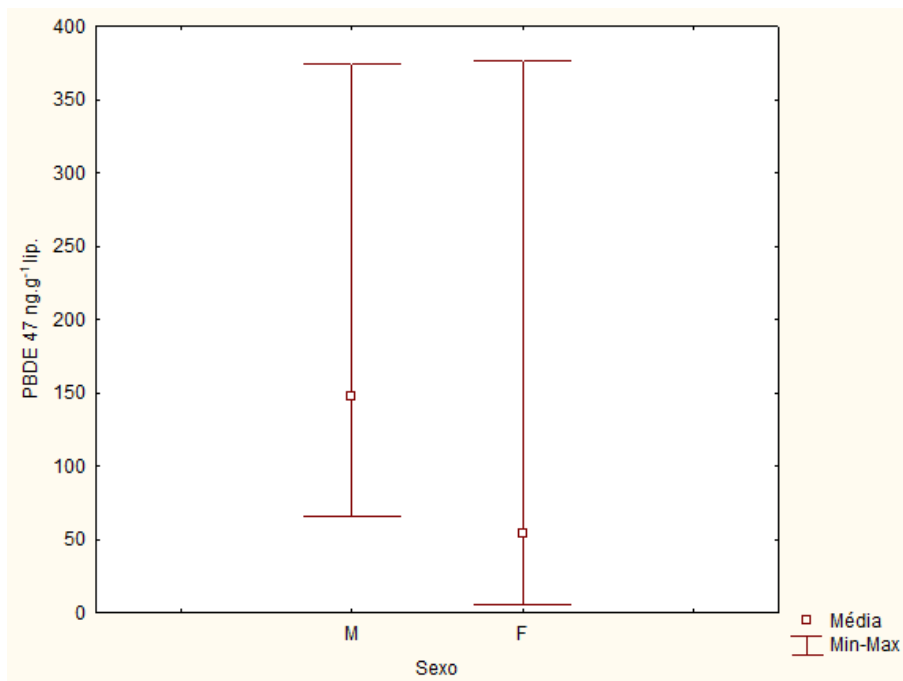


Figura 13 – Mediana e valores mínimos e máximos das concentrações do PBDE 99 no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza da Baía de Sepetiba - RJ (Machos, n=19; Fêmeas, n =16)

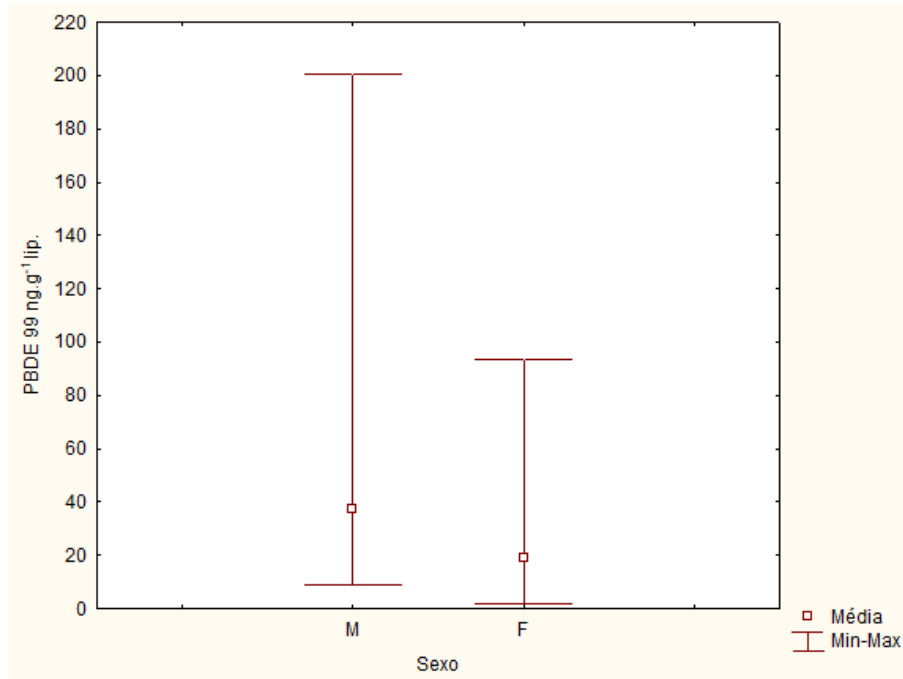


Figura 14 – Mediana e valores mínimos e máximos das concentrações do PBDE 100 no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza da Baía de Sepetiba - RJ (Machos, n=19; Fêmeas, n =16)

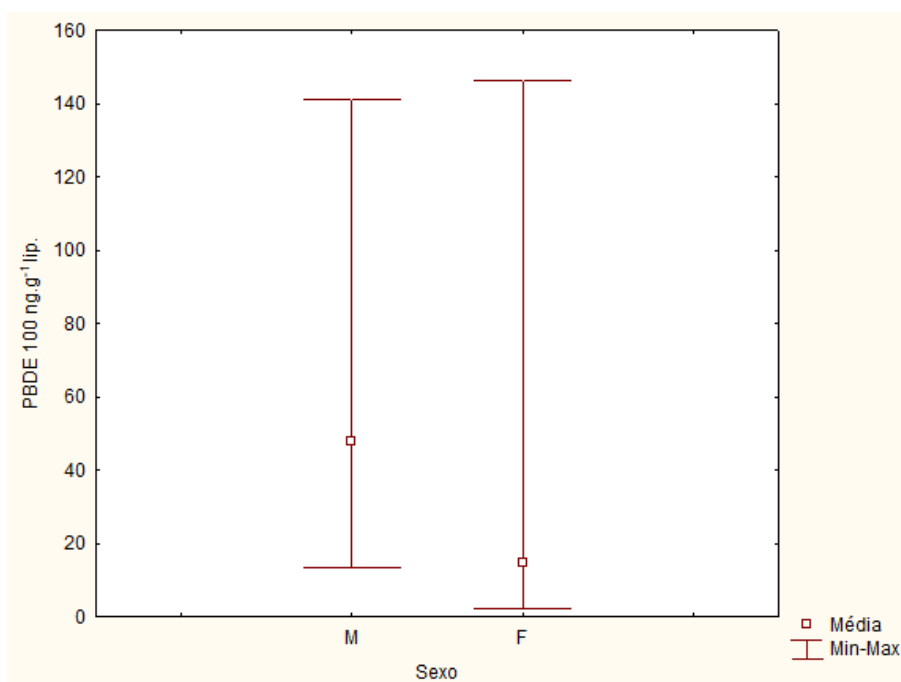


Figura 15 – Mediana e valores mínimos e máximos das concentrações do PBDE 153 no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza da Baía de Sepetiba - RJ (Machos, n=13; Fêmeas, n =9)

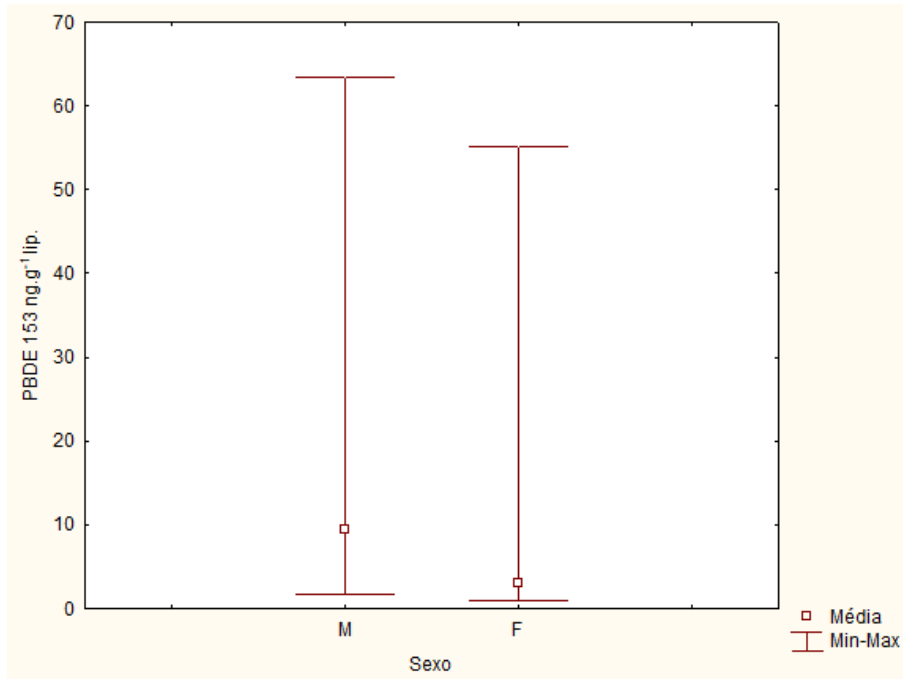
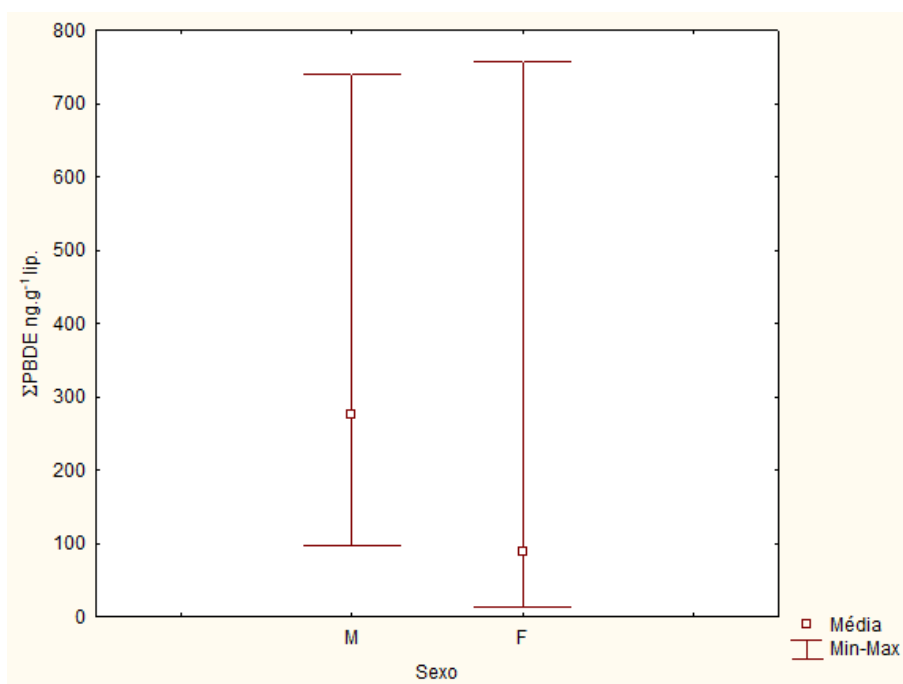


Figura 16 – Mediana e valores mínimos e máximos das concentrações do  $\Sigma$  PBDE no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza da Baía de Sepetiba - RJ (Machos, n=19; Fêmeas, n =16)



### 3.3.2 Influência da maturidade sexual no padrão de acumulação de éteres difenílicos polibromados de origem antrópica e natural

Os parâmetros biológicos e as concentrações dos éteres difenílicos polibromados, naturais e antrópicos, em botos-cinza machos, sexualmente imaturos e maduros, estão dispostos na Tabela 12. Os indivíduos imaturos apresentaram maiores concentrações medianas para todos os compostos analisados. Porém, essas diferenças não foram significativas para nenhum dos compostos (teste U de Mann-Whitney;  $p > 0,05$ ).

Os parâmetros biológicos e as concentrações dos éteres difenílicos polibromados, naturais e antrópicos em botos-cinza fêmeas, sexualmente imaturas e maduras, estão dispostos na Tabela 13. Os indivíduos imaturos só não apresentaram maiores concentrações medianas para o PBDE 28 e o 5-MeO-BDE-100. Porém, essas diferenças não foram significativas para nenhum dos compostos (teste U de Mann-Whitney;  $p > 0,05$ ).

Tabela 12 - Mediana, média, desvio padrão (DP), mínimo (Mín) e máximo (Máx) dos parâmetros biológicos: comprimento total (CT), em cm, peso, em Kg, idade, em anos, e percentual lipídico (Lip), em %; e das concentrações, em ng.g<sup>-1</sup> lip., dos éteres difenílicos polibromados de origem antrópica e natural, por grau de maturidade, em botos-cinza machos da Baía de Sepetiba - RJ. (continua)

	CT (cm)	Peso (Kg)	Idade (anos)	Lip (%)	PBDE 28	PBDE 47	PBDE 100	PBDE 99	PBDE 154	PBDE 153	Σ PBDE	6- MeO- BDE 47	2- MeO -BDE 68	5- MeO -BDE 100	4- MeO -BDE 103	5- MeO -BDE 99	4- MeO -BDE 101	ΣMeO -BDE
<b>Machos Imaturos (N=9)</b>																		
<b>Mediana</b>	167	46	3	38	4,3	202,9	63,3	57,9	17,5	11,7	390,2	92,2	224,4	10,2	21,4	4,3	6,9	332,2
<b>Média</b>	167	48	4	38	5,4	195,9	65,3	73,3	25,8	13,7	372,0	105,6	238,7	10,1	20,7	5,9	7,4	363,2
<b>DP</b>	10	14	2	15	2,4	105,8	45,0	67,1	23,0	9,4	239,1	71,7	147,5	5,6	2,9	4,3	4,8	222,0
<b>Mín</b>	152	30	2	15	2,8	65,7	13,3	8,9	3,6	1,7	97,8	27,2	73,9	3,6	17,5	2,7	2,6	101,6
<b>Máx</b>	184	79	9	61	8,5	374,3	141,1	200,5	66,0	23,8	739,2	256,4	576,4	18,8	23,1	10,8	13,1	854,7
<b>Machos Maturados (N=10)</b>																		
<b>Mediana</b>	194	83	12	48	4,2	135	43,4	35,2	16,5	8,6	265,3	84,3	196,9	5,8	14,9	3,4	3,2	284,7
<b>Média</b>	192	84	13	43	5,4	141,2	45,5	34,6	18,6	19,7	160,5	84,8	211,4	6,7	14,9	3,4	3,3	306,8
<b>DP</b>	7	10	6	20	3,5	47,3	19,4	11	12,1	21,2	79,6	39,2	109,6	2,9	9,4	0,6	1,3	139,1

Tabela 12 - Mediana, média, desvio padrão (DP), mínimo (Mín) e máximo (Máx) dos parâmetros biológicos: comprimento total (CT), em cm, peso, em Kg, idade, em anos, e percentual lipídico (Lip), em %; e das concentrações, em ng.g<sup>-1</sup> lip., dos éteres difenílicos polibromados de origem antrópica e natural, por grau de maturidade, em botos-cinza machos da Baía de Sepetiba - RJ. (conclusão)

<b>Mín</b>	183	61	7	12	3,2	70,6	22,5	21,2	2,9	3,2	149,2	21,9	55,4	3,3	8,3	2,9	2,0	108,3
<b>Máx</b>	202	97	23	72	14,4	208,8	91,3	52,1	41,8	63,4	425,5	152,2	391,9	11,7	21,6	3,8	4,6	512,8

Tabela 13 - Mediana, média, desvio padrão (DP), mínimo (Mín) e máximo (Máx) dos parâmetros biológicos: comprimento total (CT), em cm, peso, em Kg, idade, em anos, e percentual lipídico (Lip), em %; e das concentrações, em ng.g<sup>-1</sup> lip., dos éteres difenílicos polibromados de origem antrópica e natural, por grau de maturidade, em botos-cinza fêmeas da Baía de Sepetiba - RJ. (continua)

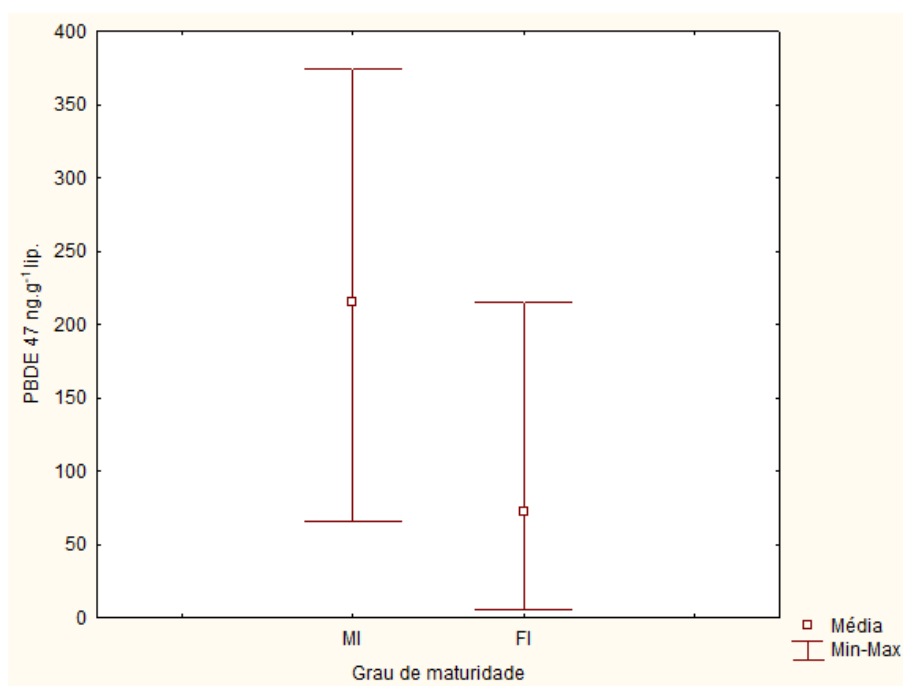
	<b>CT</b>	<b>Peso</b>	<b>Idade</b>	<b>Lip</b>	<b>PBDE</b>	<b>PBDE</b>	<b>PBDE</b>	<b>PBDE</b>	<b>PBDE</b>	<b>PBDE</b>	<b>Σ</b>	<b>6-</b>	<b>2-</b>	<b>5-</b>	<b>ΣMeO-</b>
	<b>(cm)</b>	<b>(Kg)</b>	<b>(anos)</b>	<b>(%)</b>	<b>28</b>	<b>47</b>	<b>100</b>	<b>99</b>	<b>154</b>	<b>153</b>	<b>PBDE</b>	<b>-BDE</b>	<b>-BDE</b>	<b>-BDE</b>	<b>BDE</b>
												<b>47</b>	<b>68</b>	<b>100</b>	
	<b>Fêmeas Imaturas (N=5)</b>														
<b>Mediana</b>	175	52	6	57,5	5,1	78,8	25,6	21,5	9,0	3,7	139,9	87,0	212,5	4,7	307,0
<b>Média</b>	175	55	5	55,7	5,8	108,3	37,3	36	11,4	5,9	202,3	180,0	275,6	5,8	460,2
<b>DP</b>	7	12	1	9,1	4,1	86,1	24,5	22,5	6,6	4,4	140,4	240,1	292,6	4,8	534,8

Tabela 13 - Mediana, média, desvio padrão (DP), mínimo (Mín) e máximo (Máx) dos parâmetros biológicos: comprimento total (CT), em cm, peso, em Kg, idade, em anos, e percentual lipídico (Lip), em %; e das concentrações, em  $\text{ng.g}^{-1}$  lip., dos éteres difenílicos polibromados de origem antrópica e natural, por grau de maturidade, em botos-cinza fêmeas da Baía de Sepetiba - RJ. (conclusão)

<b>Mín</b>	167	45	4	44,0	2,8	5,39	15,2	18,2	5,2	3,0	56,7	3,7	9,7	1,9	15,3	
<b>Máx</b>	183	73	6	63,8	13,0	215,6	68,5	62,9	22,4	11,0	367,2	596,7	755,7	11,7	1364,2	
<b>Fêmeas Maturas (N=11)</b>																
<b>Mediana</b>	185	80	11	53	8	17,1	4,8	9,2	8,4	1,3	58,6	53,7	91,0	13,5	144,8	
<b>Média</b>	185	81	11	46	11,3	83,5	29,8	22,8	18,8	11,4	163,1	91,5	203,3	14,5	298,8	
<b>DP</b>	5	17	4	18	10,9	120,4	48,1	31,0	22,1	21,6	240,1	109,0	254,4	12,9	368,0	
<b>Mín</b>	178	47	5	10	3,0	5,5	2,0	2,0	1,2	1,0	12,4	2,1	5,5	2,1	7,7	
<b>Máx</b>	195	100	18	66	30,4	376,0	146,2	93,4	56,7	55,1	757,9	283,0	720,7	27,9	1017,1	

Comparando as concentrações de machos e fêmeas imaturos, foi observado que os machos imaturos apresentaram as maiores concentrações medianas para o PBDE 47, PBDE 99, PBDE 100, PBDE 153, PBDE 154 e  $\Sigma$ PBDE. Enquanto as fêmeas imaturas apresentaram maiores medianas para o PBDE 28, 2-MeO-BDE 47, 2-MeO-BDE 68 e para o  $\Sigma$ MeO-BDE. Aplicando o teste U de Mann-Whitney, constatou-se que essa diferença só foi significativa para o PBDE 47 (U=8; p=0,04) (Figura 17).

Figura 17 – Mediana e valores mínimos e máximos das concentrações do PBDE 47 no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza da Baía de Sepetiba - RJ (Machos imaturos, n=9; Fêmeas imaturas, n =5)



Por fim, os machos maduros apresentaram concentrações medianas superiores às das fêmeas maduras para os seguintes compostos: PBDE 47, PBDE 99, PBDE 100, PBDE 153, PBDE 154,  $\Sigma$  PBDE, 2-MeO-BDE 68, 6-MeO-BDE 47 e  $\Sigma$  MeO-BDE. Essas diferenças foram significativas para o PBDE 100 (U=25; p=0,03), PBDE 99 (U=26; p=0,04) e para o  $\Sigma$  PBDE (U=26; p=0,04) (Figuras 18, 19 e 20)



Figura 18 – Mediana e valores mínimos e máximos das concentração do PBDE 99 no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza da Baía de Sepetiba - RJ (Machos maduros, n=10; Fêmeas maduras, n =11)

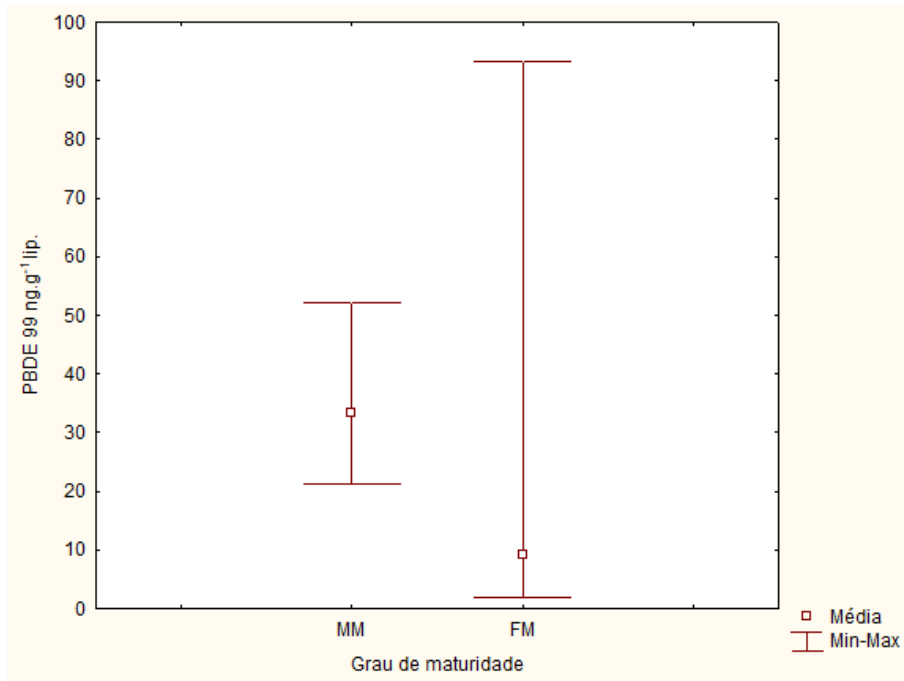


Figura 19 – Mediana e valores mínimos e máximos das concentração do PBDE 100 no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza da Baía de Sepetiba - RJ (Machos maduros, n=10; Fêmeas maduras, n =11)

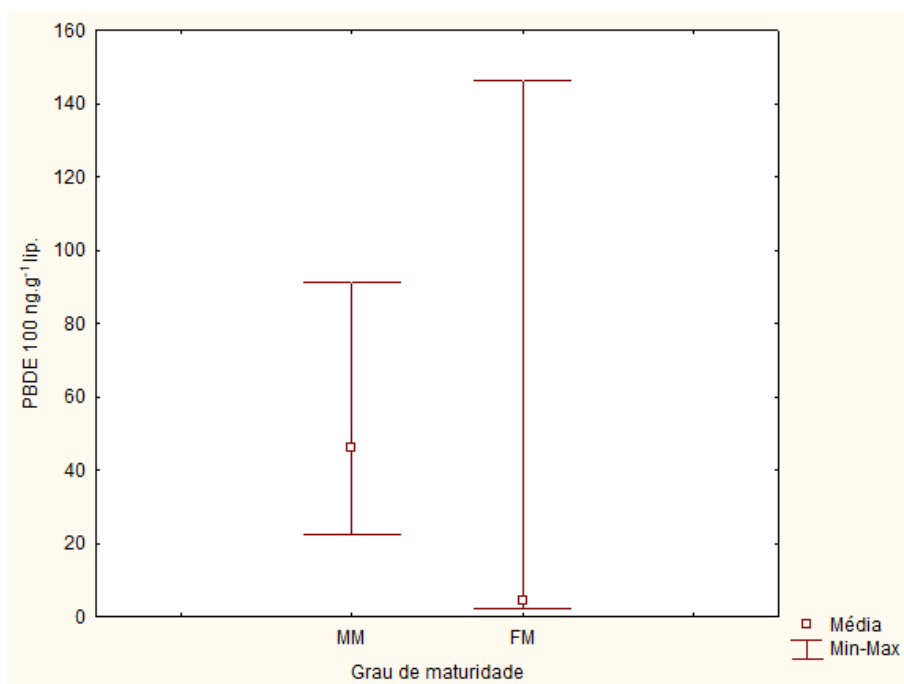
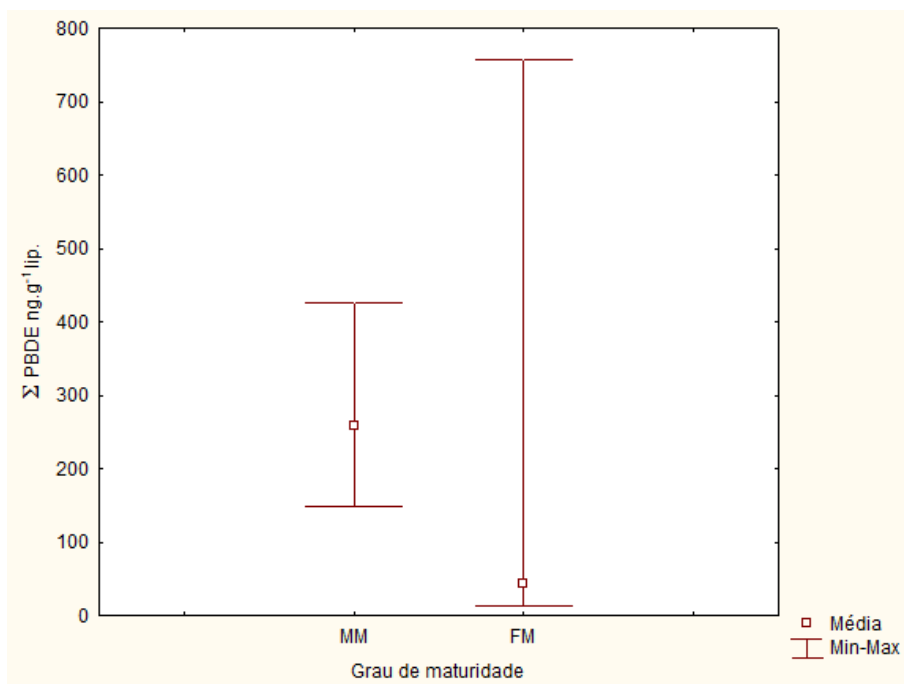


Figura 20 – Mediana e valores mínimos e máximos das concentração do  $\Sigma$  PBDE no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza da Baía de Sepetiba - RJ (Machos maduros, n=10; Fêmeas maduras, n =11)



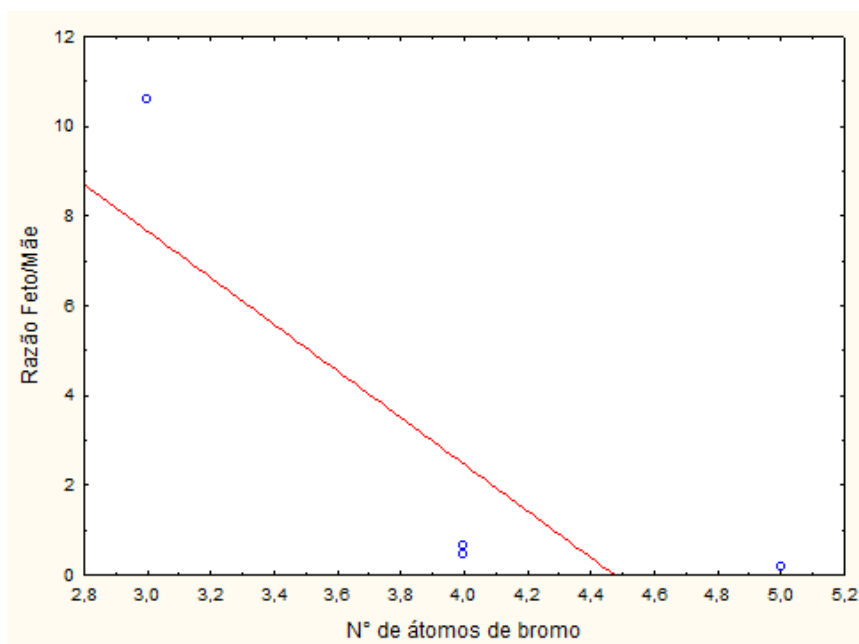
### 3.3.3 Transferência placentária de compostos organobromados

A fim de aferir a transferência placentária dos diferentes congêneres de PBDEs e MeO-BDEs, foram calculadas as razões feto/mãe em quatro pares de fêmeas com fetos (Tabela 14). A maior média das razões foi observada para o PBDE 28 (10,58) e a menor para o PBDE 99 (0,18). Houve correlação negativa entre as médias das razões e o número de átomos de bromo dos congêneres ( $R = -0,89$ ;  $p = 0,04$ ) (Figura 21).

Tabela 14 – Identificação da amostra (Feto/Mãe), idade da mãe, em anos, comprimento total do feto (CT), em cm, idade gestacional, em meses, e razões de transferência Feto/Mãe de PBDEs e MeO-BDEs, com os respectivos números de átomos de bromo, em botos-cinza da Baía de Sepetiba – RJ.

Feto/Mãe	Idade da mãe (anos)	CE feto (cm)	Tempo de gestação (meses)	PBDE 28 (3Br)	PBDE 47 (3Br)	6-MeO-BDE 47 (4Br)	2-MeO-BDE 68 (4Br)	PBDE 100 (5Br)	PBDE 99 (5Br)
31.1/31	13	62	6,8	0,46	0,64	1,01	0,53	-	0,24
28.1/28	10	58	6,38	20,7	1,13	0,38	0,50	0,55	-
34.1/34	-	60	6,60	-	0,44	0,36	0,58	-	-
33.1/33	15	87	9,58	-	0,36	0,08	0,21	-	0,12
<b>Média</b>				10,58	0,64	0,46	0,45	-	0,18

Figura 21 – Variação das médias das razões Feto/Mãe de botos da Baía de Sepetiba - RJ pelo número de átomos de bromo dos compostos organobromados de origem antrópica e natural



### 3.3.4 Influência da idade no padrão de acumulação de éteres difenílicos polibromados de origem antrópica e natural

As fêmeas sexualmente maduras, assim como os fetos, foram excluídas dessa análise devido ao processo de transferência dos compostos organobromados pela placenta/amamentação (AGUILAR et al., 1999). Considerando apenas os machos, ou agrupando os machos com as fêmeas imaturas, não foram encontradas correlações entre os compostos organobromados e a idade ( $p > 0,05$ ).

A fim de esclarecer se ausência de correlações entre os PBDEs e a idade está relacionada com a metabolização desses compostos foi utilizado o PCB 153 como marcador trófico. Isso porque esse composto organohalogenado é notoriamente recalcitrante e tende a acumular com a idade (WEIJS et al., 2008).

Considerando apenas os machos, não foram encontradas correlações entre a idade e o PCB 153 (Figura 22). Ao adicionar as fêmeas imaturas ao conjunto de dados, foi encontrada uma fraca correlação positiva ( $n=25$ ;  $R=0,4$ ;  $p=0,04$ ) (Figura 23).

Figura 22 – Variação das concentrações do PCB 153 no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza machos da Baía de Sepetiba - RJ em relação à idade

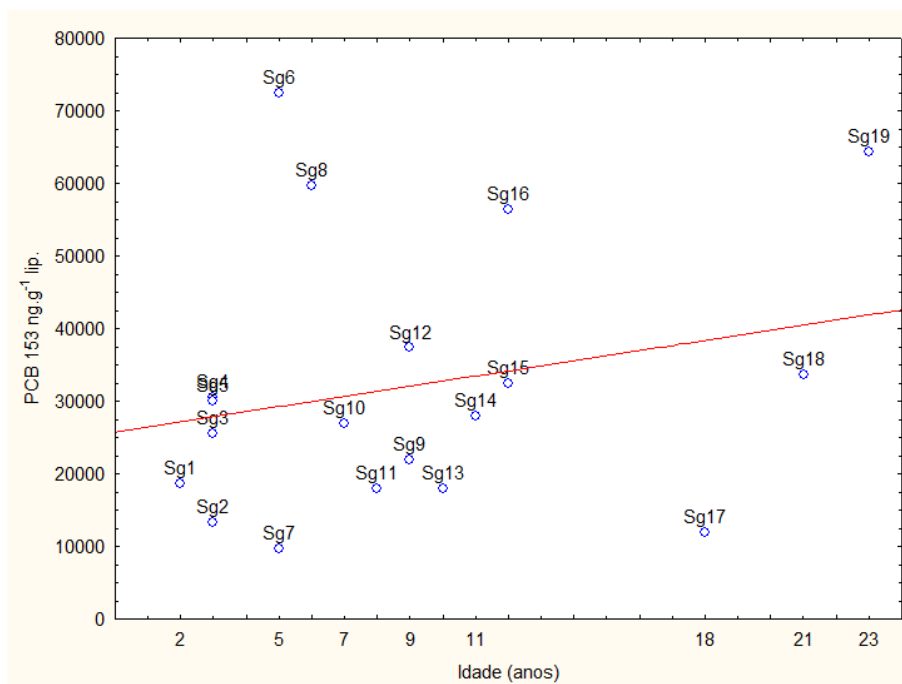
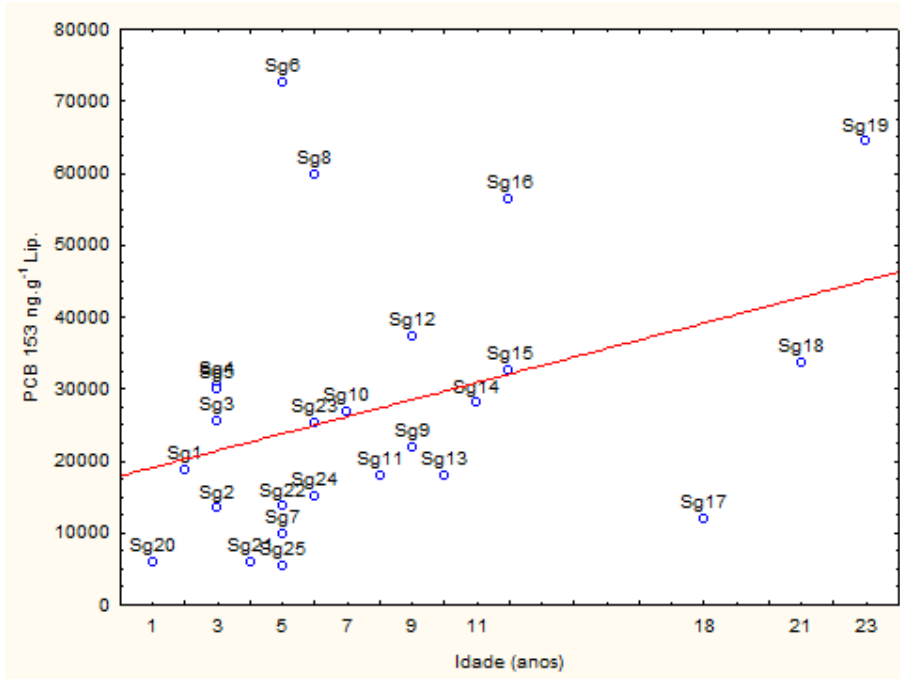


Figura 23 – Variação das concentrações do PCB 153 no tecido adiposo subcutâneo de boto-cinza machos (maturos e imaturos) e fêmeas (imaturas) da Baía de Sepetiba - RJ em relação à idade



### 3.3.5 Influências do peso e do comprimento total no padrão de acumulação de éteres difenílicos polibromados de origem antrópica e natural

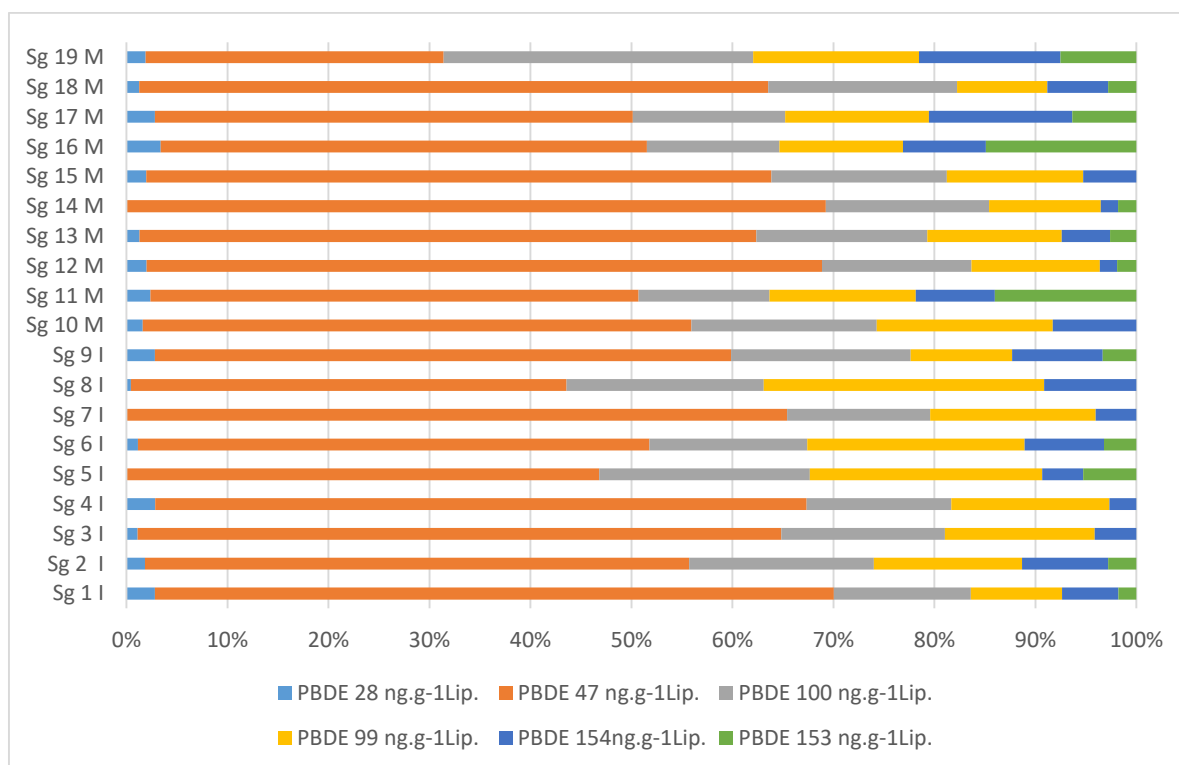
Assim como realizado na avaliação da influência da idade no padrão de acumulação de PBDEs, as fêmeas sexualmente maduras e os fetos foram excluídos dessas análises. Não foram encontradas correlações entre os PBDEs/MeOBDEs e o peso ( $p > 0,05$ ), nem sequer entre os PBDEs/MeOBDEs e o comprimento total ( $p > 0,05$ ).

### 3.3.6 Perfis de contaminação

### 3.3.6.1 Contribuição percentual de cada congêneres de PBDE para o somatório total dos botos-cinza

O congêneres predominante no somatório de PBDEs da maioria dos machos maturos e imaturos foi o PBDE 47. Em apenas um macho maturo (Sg 19 M), o PBDE 100 foi o congêneres mais abundante (Figura 24).

Figura 24 – Contribuição percentual dos congêneres para o somatório de PBDE no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza machos da Baía de Sepetiba - RJ



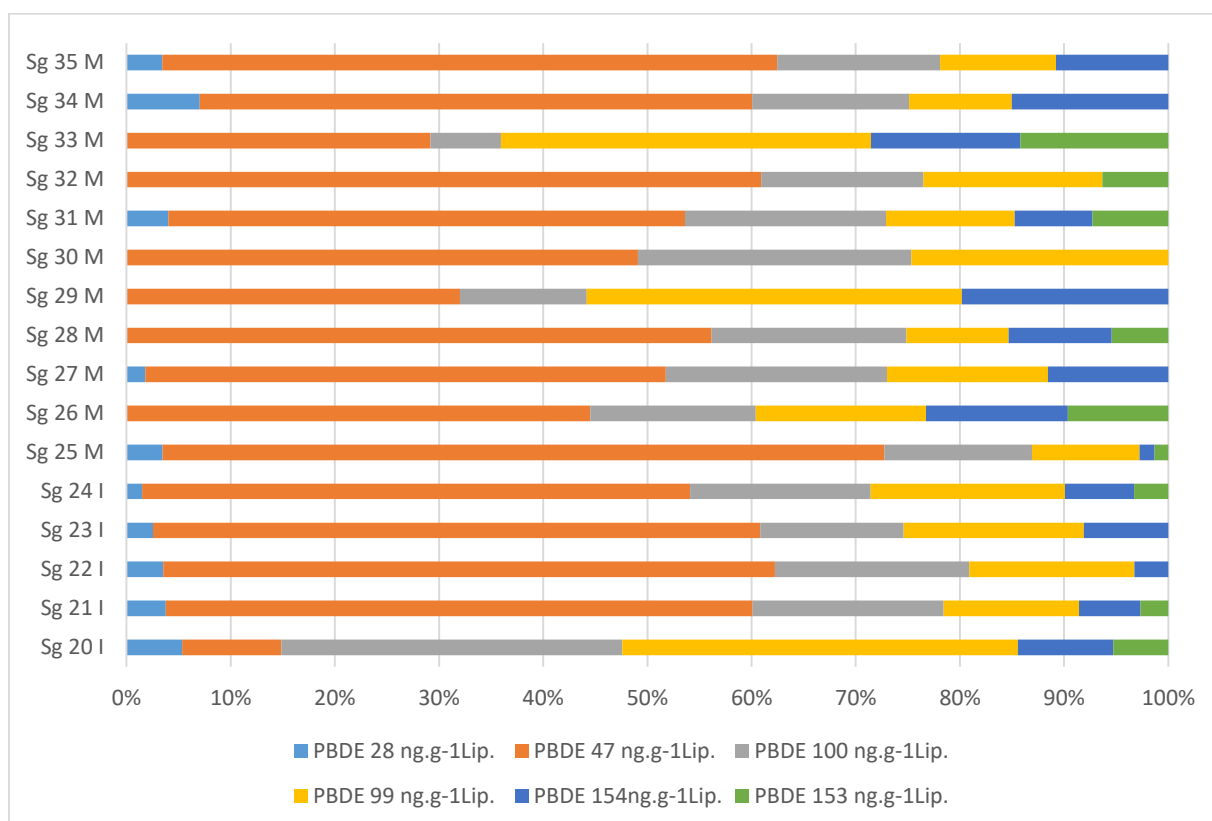
Em relação ao segundo composto que mais contribuiu para o somatório de PBDEs, houve variação, principalmente, entre os PBDEs 99 e 100. Na maioria dos machos imaturos (55%), o PBDE 99 foi o segundo congêneres mais abundante, enquanto que, em 80% dos machos maturos, o PBDE 100 foi mais representativo. Dois machos maturos apresentaram perfis únicos

em relação ao segundo congênere dominante: o Sg 16, com o PBDE 153; e o Sg 19, com o PBDE 47.

Os demais congêneres (PBDE 28, 153 e 154) foram encontrados em menores proporções na maioria das amostras. O PBDE 153 foi detectado em todos os machos analisados, enquanto que os PBDEs 28 e 154 não foram detectados em alguns indivíduos. O PBDE 28 não foi detectado em 22% dos machos imaturos e em 10% dos imaturos. Já o PBDE 154 não foi detectado em 45% dos machos imaturos e em 20% dos machos maduros.

Assim como nos botos-cinza machos, na maioria das fêmeas imaturas e maduras o PBDE 47 foi o composto predominante no somatório de PBDE. Em apenas uma fêmea imatura (Sg 20) e em duas maduras (Sg 29 e 33), o PBDE 99 foi o congênere mais abundante (Figura 25).

Figura 25 – Contribuição percentual dos congêneres para o somatório de PBDE no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza fêmeas da Baía de Sepetiba - RJ



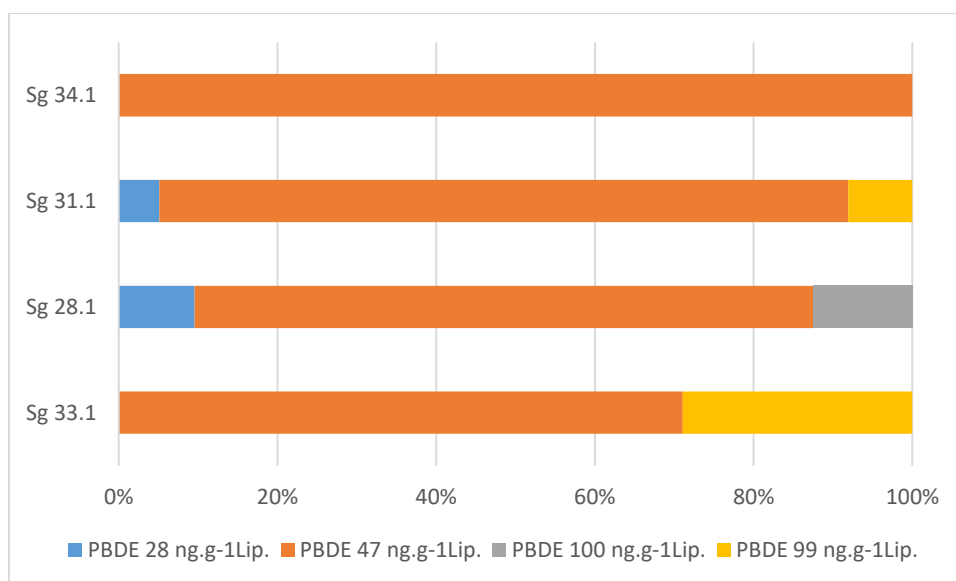
O segundo composto predominante no perfil de contaminação das fêmeas variou, principalmente, entre os PBDEs 100 e 99, assim como foi observado para os machos. Em 60%

das fêmeas imaturas e em 63% das maduras o PBDE 100 ocupou essa posição. Em somente uma fêmea madura (Sg 29), o PBDE 47 foi o segundo congênere mais abundante.

Os PBDEs 28, 153 e 154 contribuíram em menores proporções para o somatório de PBDEs. Nas fêmeas imaturas, o único composto não detectado foi PBDE 153, o qual não esteve presente em 40% dos indivíduos desse grupo. Considerando os compostos que não foram detectados nas fêmeas maduras, o PBDE 28, 153 e 154 apresentaram valores abaixo do limite de detecção em, respectivamente, 54%, 45% e 19% dos indivíduos.

O PBDE 47 foi o congênere predominante no somatório de PBDE dos fetos, seguido pelo PBDE 99 nos Sgs 31.1 e 33.1 e pelo PBDE 100 no Sg 28.1. O PBDE 28 foi detectado em dois indivíduos (Sg 28.1 e Sg 31.1). Os demais compostos não foram detectados nos fetos (Figura 26).

Figura 26 – Contribuição percentual dos congêneres para o somatório de PBDE no tecido adiposo subcutâneo de fetos de boto-cinza da Baía de Sepetiba - RJ



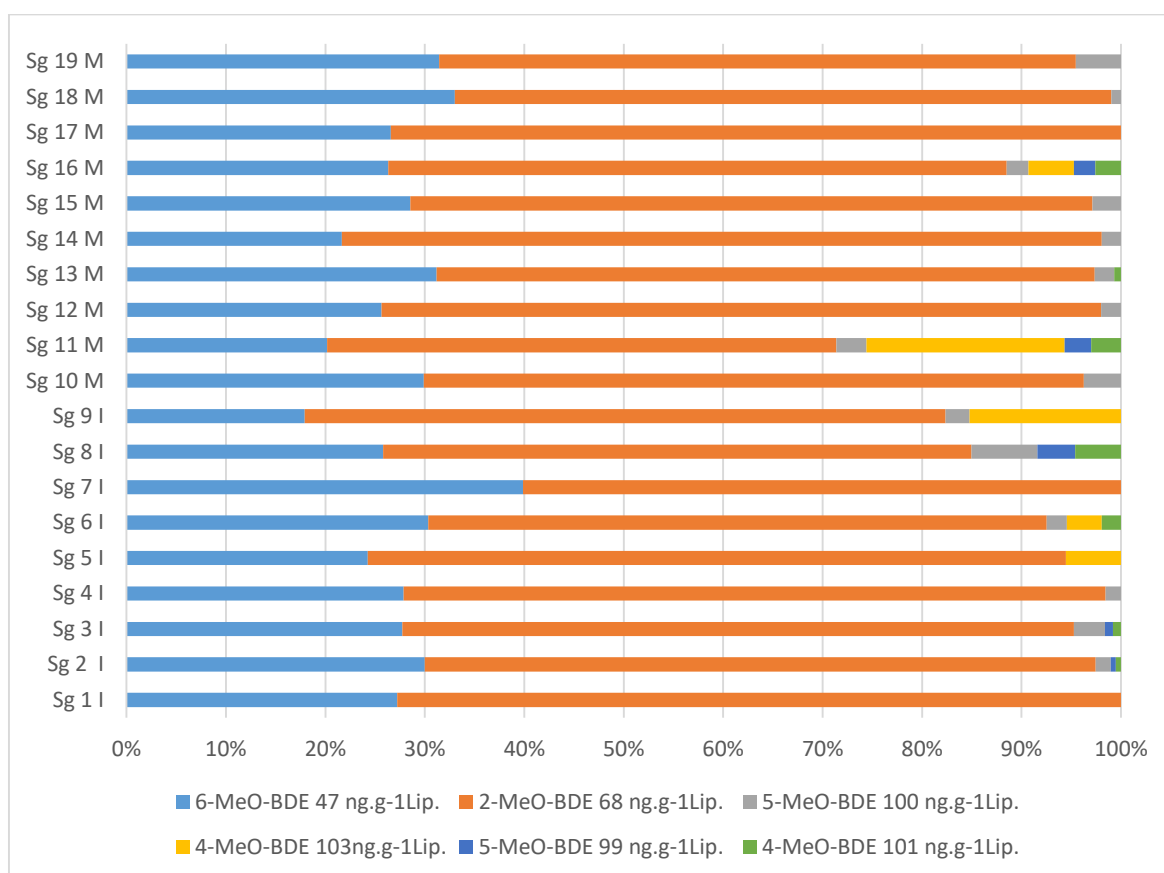
O PBDE 183 não foi detectado em nenhuma das amostras de tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza da Baía de Sepetiba.

3.3.6.2 Contribuição percentual de cada congênere de MeO-BDE para o somatório total por indivíduo



Houve o predomínio do congênere 2-MeO-BDE 68, seguido do 6-MeO-BDE 47, no somatório de MeO-BDE de todos os machos analisados (Figura 27).

Figura 27 – Contribuição percentual dos congêneres para o somatório de MeO-BDE no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza machos da Baía de Sepetiba - RJ

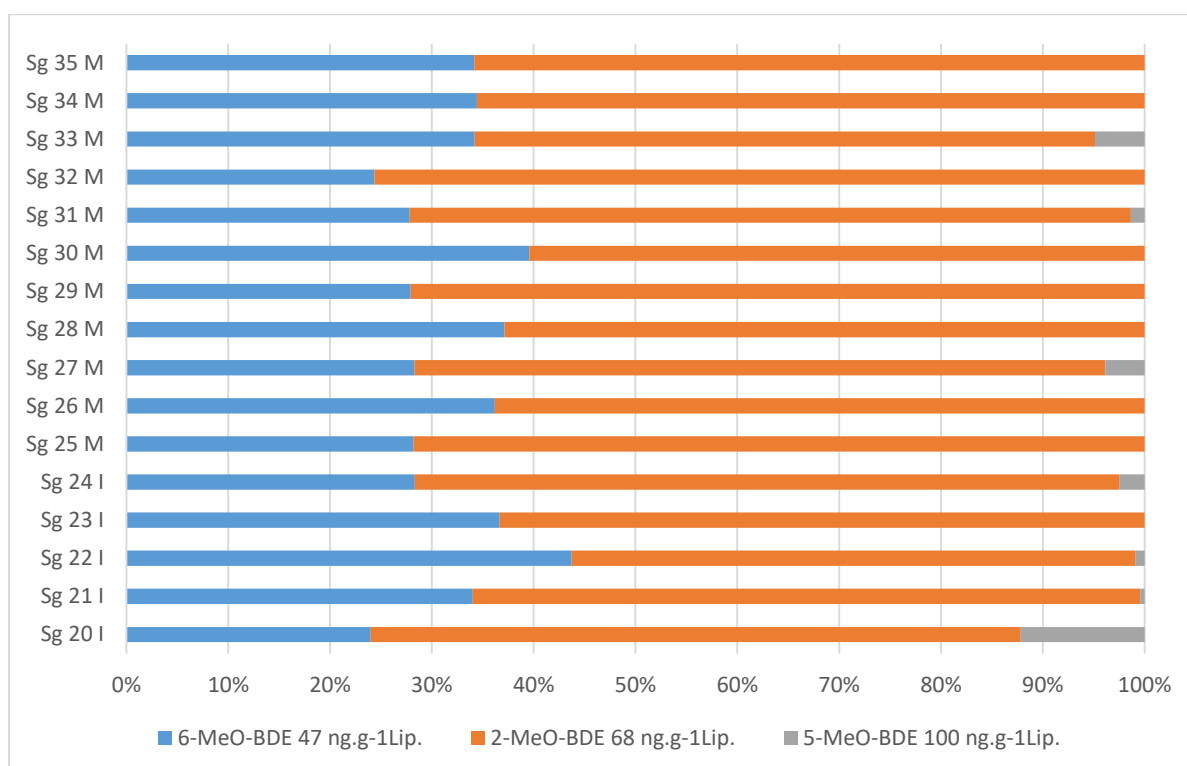


Os demais compostos metoxilados apresentaram uma menor contribuição e não foram detectados em todos os indivíduos. Dentre esses compostos, o 5-MeO-BDE 100 foi o mais detectado, sendo observado em 67% dos machos imaturos e 90% dos maduros. O 4-MeO-BDE 101 foi observado em 44% dos machos imaturos e 30% dos machos maduros. Os congêneres 4-MeO-BDE- 103 e 5-MeO-BDE 99 foram detectados em 33% dos machos imaturos e 20% dos machos maduros.

Vale salientar que, apesar do 4-MeO-BDE- 103 ter sido detectado em um menor número de amostras quando comparado ao 5-MeO-BDE 100, nos indivíduos em que esteve presente, foi o terceiro congênere mais abundante.

Assim como observado nos machos, houve o predomínio do 2-MeO-BDE 68, seguido do 6-MeO-BDE 47 no perfil de contaminação dos botos-cinza fêmeas (Figura 28).

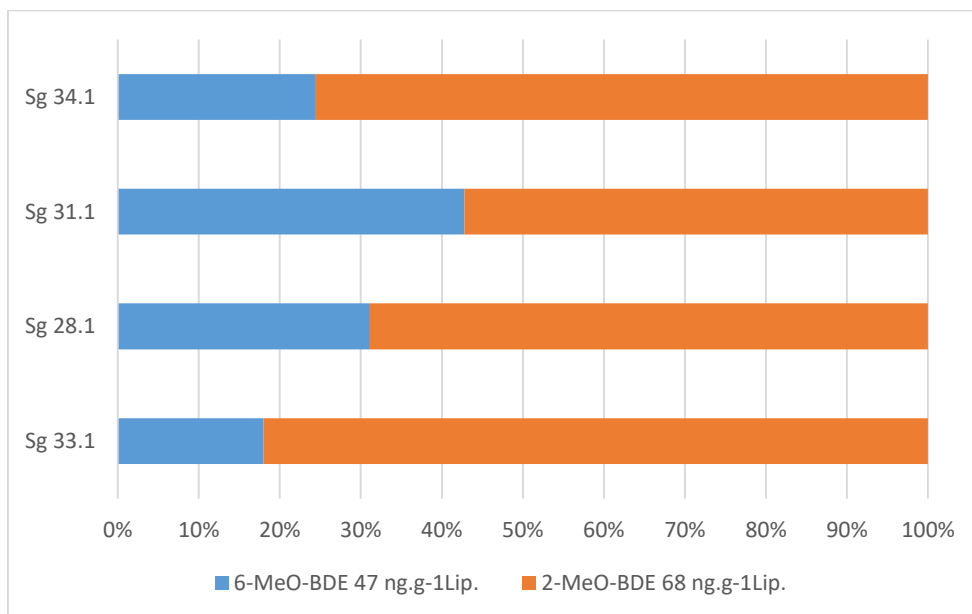
Figura 28 – Contribuição percentual dos congêneres para o somatório de MeO-BDE no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza fêmeas da Baía de Sepetiba - RJ



Considerando os demais compostos metoxilados, apenas o 5-MeO-BDE 100 foi detectado. Esse esteve presente em 80% das fêmeas imaturas e 27% das fêmeas maduras.

O 2-MeO-BDE 68 também foi o congênere predominante no somatório de compostos metoxilados dos fetos, seguido do 6-MeO-BDE 47. Os demais compostos não foram detectados (Figura 29).

Figura 29 – Contribuição percentual dos congêneres para o somatório de MeO-BDE no tecido adiposo subcutâneo de fetos de boto-cinza da Baía de Sepetiba – RJ



### 3.3.6.3 Contribuição dos somatórios de PBDE e MeO-PBDE para o somatório total de compostos organobromados

Essa relação é utilizada para aferir se há maior contribuição de compostos de origem antrópica (PBDE) ou natural (MeO-BDE) para o somatório total de compostos organobromados.

Os compostos de origem antrópica foram predominantes em 55% dos machos imaturos. Nos botos-cinza maduros a proporção entre os compostos de origem antrópica e natural foi igual: 50% dos indivíduos apresentaram maior contribuição de compostos de origem antrópica e 50% de origem natural (Figura 30).

A maioria das fêmeas imaturas (60%) e maduras (73%) possuem uma maior contribuição de compostos de origem natural no total de compostos organobromados (Figura 31).

Na maioria dos fetos, houve predomínio de MeO-PBDE no total de compostos organobromados. Apenas o Sg 33.1 apresentou maior contribuição de PBDEs (Figura 32).

Figura 30 – Contribuição percentual de PBDEs e MeO-BDEs para o somatório de compostos organobromados no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza machos da Baía de Sepetiba - RJ

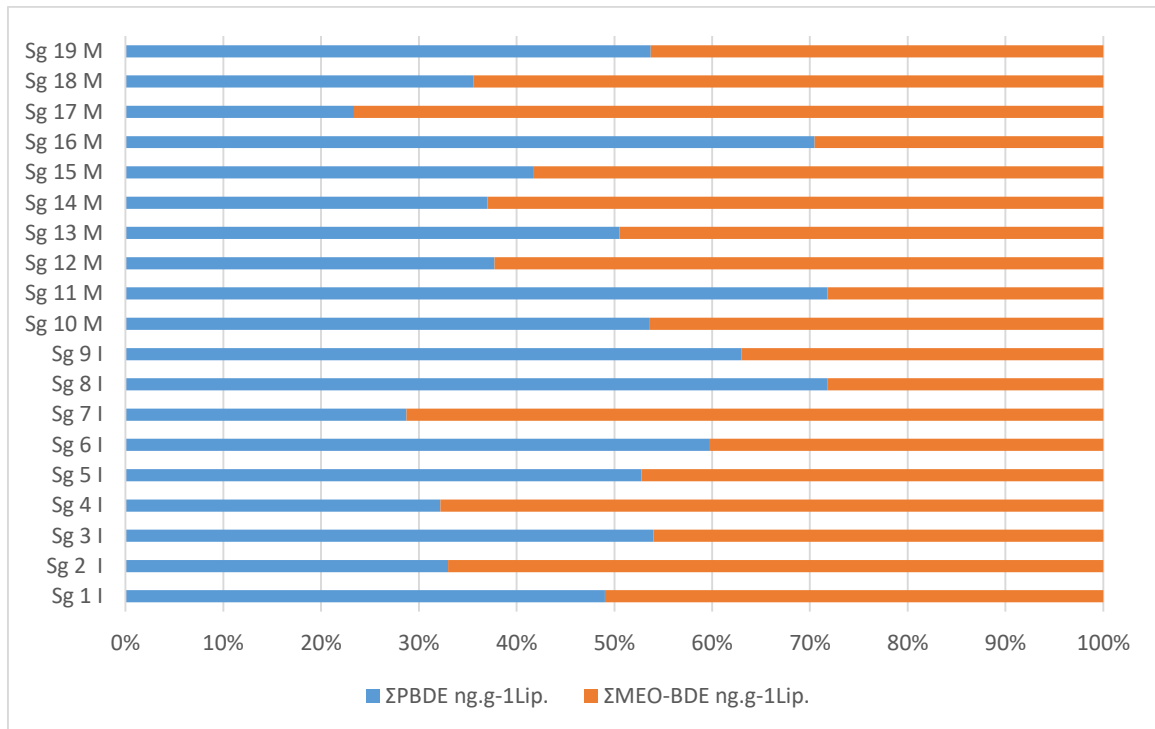


Figura 31 – Contribuição percentual de PBDEs e MeO-BDEs para o somatório de compostos organobromados no tecido adiposo subcutâneo de botos-cinza fêmeas da Baía de Sepetiba - RJ

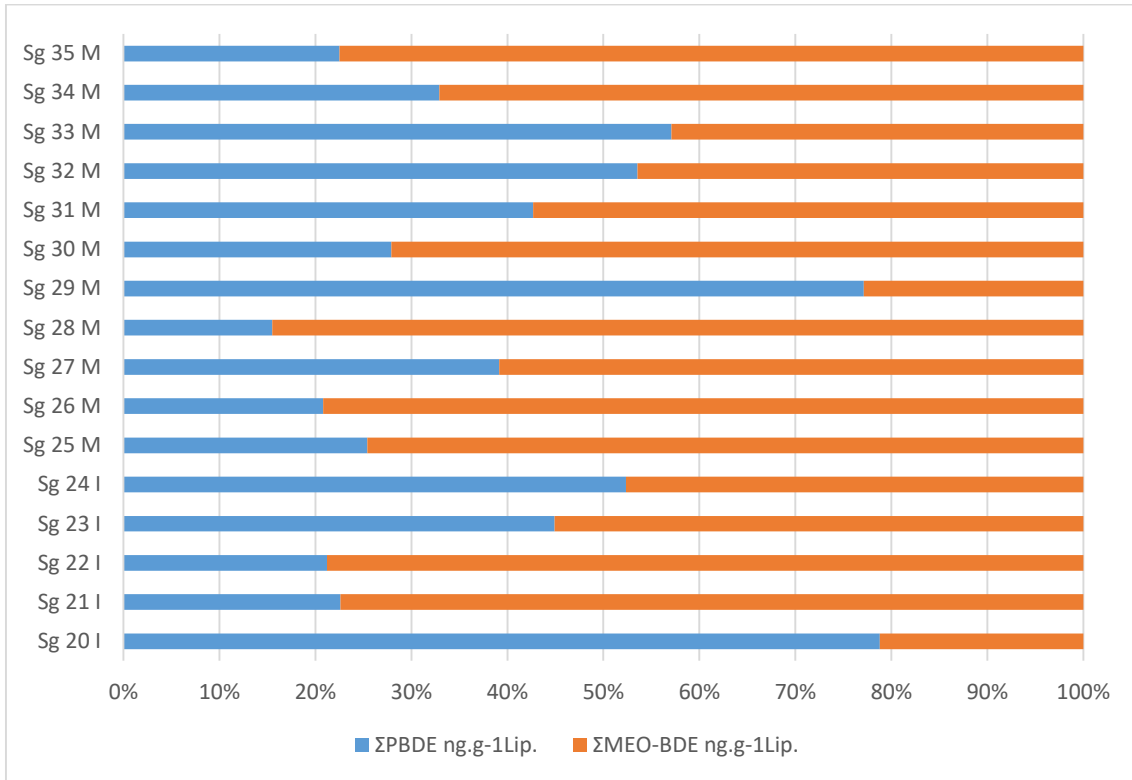
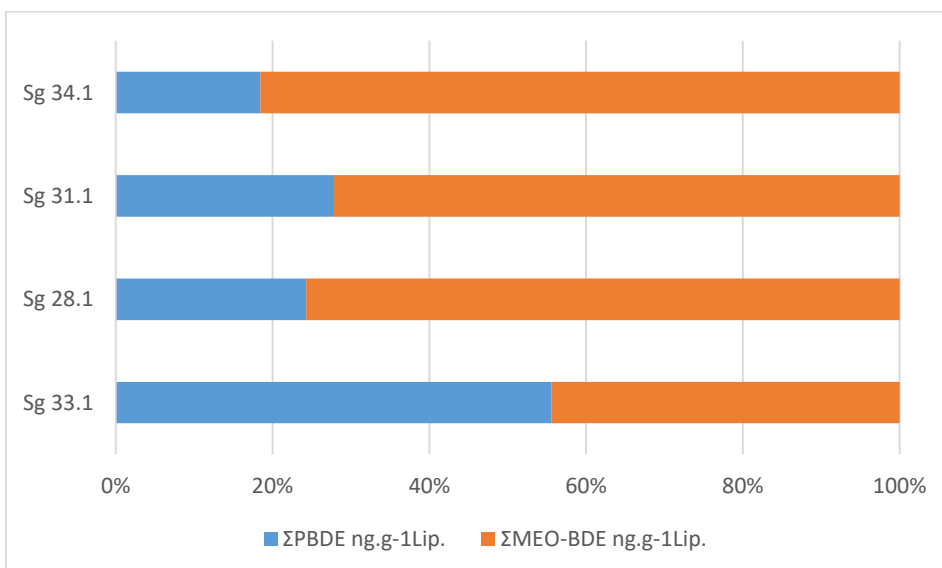


Figura 32 – Contribuição percentual de PBDEs e MeO-BDEs para o somatório de compostos organobromados no tecido adiposo subcutâneo de fetos de boto-cinza da Baía de Sepetiba - RJ



### 3.3.6.4 Análise de função discriminante

Foram encontradas diferenças significativas entre os perfis de machos, fêmeas e fetos (Wilks Lambda = 0,40;  $F(18,56) = 1,83$ ;  $p = 0,04$ ). As nove variáveis inseridas no modelo foram aceitas. Os compostos que mais forçaram a separação dos grupos no eixo 1 foram: positivamente – BDEs 47 e 100; e negativamente – BDE 28 e BDE 99. Já para o eixo 2 foram: positivamente – BDE 100 e 2-MeO-BDE 68; e negativamente – BDEs 47 e 28.

As maiores distância de *Mahalanobis* foram entre os machos e os fetos ( $D^2 = 7,61$ ) e entre os machos e as fêmeas ( $D^2 = 3,96$ ) (Tabela 15). Considerando todos os grupos, o percentual correto de classificação foi 77%. O maior valor por grupo foi 87,5% para as fêmeas, e o menor foi 25% para os fetos (Tabela 16).

Os botos-cinza machos que apresentaram perfil de acumulação semelhantes aos das fêmeas foram os Sgs 1, 4, 12 e 17. E, as fêmeas que apresentaram perfis semelhantes aos dos machos foram os Sgs 24 e 27. Em relação aos fetos, os indivíduos Sg33.1, Sg28.1 e Sg34.1 apresentaram perfis semelhantes aos das fêmeas (Figura 33).

Tabela 15 – Valor de F e distância de *Mahalanobis* ( $D^2$ ) entre machos, fêmeas e fetos de botos-cinza da Baía de Sepetiba - RJ

<b>Perfil x Perfil</b>	<b>Valor de F</b>	<b>Distância de <i>Mahalanobis</i> (<math>D^2</math>)</b>	<b>Valor de p</b>
<b>Machos x Fêmeas</b>	2,97	3,96	0,013
<b>Machos x Fetos</b>	2,17	7,61	0,05
<b>Fêmeas x Fetos</b>	1,03	3,73	0,43

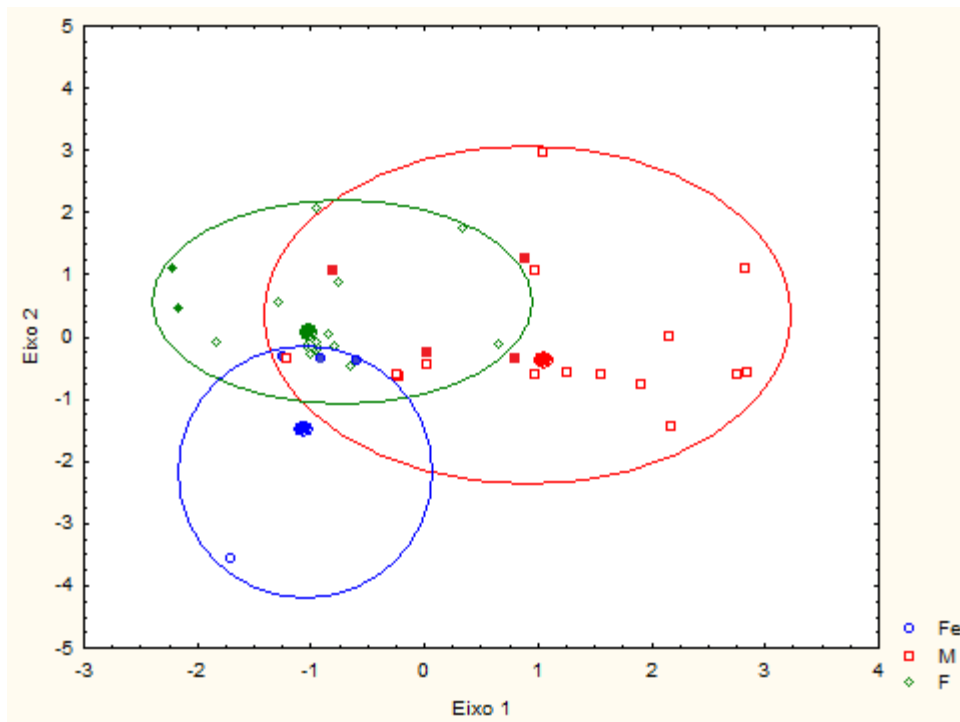
Tabela 16 – Percentual de classificação entre os grupos (machos, fêmeas e fetos) de botos-cinza da Baía de Sepetiba – RJ. (continua)

<b>Perfil</b>	<b>Percentual correto</b>	<b>Macho</b>	<b>Fêmea</b>	<b>Feto</b>
<b>Macho</b>	79	15	4	0
<b>Fêmea</b>	87,5	2	14	0
<b>Feto</b>	25	0	3	1

Tabela 16 – Percentual de classificação entre os grupos (machos, fêmeas e fetos) de botos-cinza da Baía de Sepetiba – RJ. (conclusão)

<b>Total</b>	77	17	21	1
--------------	----	----	----	---

Figura 33 – Representação gráfica das variáveis canônicas para machos (M), fêmeas (F) e fetos (Fe) de botos-cinza da Baía de Sepetiba - RJ. Os círculos sólidos representam os valores médios das variáveis canônicas para cada grupo.



**Legenda:** Os símbolos sólidos dentro de cada grupo representam os indivíduos que divergiram em relação à classificação

### 3.4 Discussão

#### 3.4.1 Concentração de compostos organobromados em cetáceos na costa do Brasil

A fim de comparar os resultados obtidos no presente estudo, foram compiladas as concentrações de PBDEs e MeO-BDEs em botos-cinza de diferentes regiões do Brasil (Tabela 17). Para facilitar a comparação com os dados apresentados por Vidal (2015) e Lavandrier *et al.* (2015), as concentrações dos compostos organobromados dos machos e das fêmeas também foram apresentadas de forma agrupada.

Tabela 17 – Concentrações de PBDEs e MeO-BDEs, em ng.g lip. <sup>-1</sup>, em botos-cinza ao longo da costa brasileira. (continua)

<b>Autor</b>	<b>N</b>	<b>Sexo</b>	<b>Ano</b>	<b>Local</b>	<b>Tecido</b>	<b>PBDE</b>	<b>MeO-PBDE</b>
<b>Presente Estudo</b>	<b>19</b>	<b>M</b>	<b>2014-2016</b>	<b>SEP/Rio de Janeiro</b>	<b>Adiposo</b>	<b>313<sup>#</sup>/256<sup>*</sup></b>	<b>333<sup>#</sup>/294<sup>*</sup></b>
<b>Presente Estudo</b>	<b>16</b>	<b>F</b>	<b>2011-2015</b>	<b>SEP/ Rio de Janeiro</b>	<b>Adiposo</b>	<b>175<sup>#</sup>/89<sup>*</sup></b>	<b>349<sup>#</sup>/168<sup>*</sup></b>
<b>Presente Estudo</b>	<b>35</b>	<b>M/F</b>	<b>2011-2016</b>	<b>SEP/ Rio de Janeiro</b>	<b>Adiposo</b>	<b>250<sup>#</sup>/221<sup>*</sup></b>	<b>341<sup>#</sup>/283<sup>*</sup></b>
Dorneles et al. (2010)	13	M	1994-2006	GUA/Rio de Janeiro	Hepático	670 <sup>#</sup>	150 <sup>#</sup>
Dorneles et al. (2010)	6	F	1994 - 2006	GUA/Rio de Janeiro	Hepático	160 <sup>#</sup>	75 <sup>#</sup>
Yogui et al. (2011)	5	M	1996 - 2003	São Paulo	Adiposo	59,5 <sup>#</sup>	-
Yogui et al. (2011)	4	F	1996 - 2003	São Paulo	Adiposo	73,2 <sup>#</sup>	-
Lavandier et al. (2015)	8	M/F	2003-2012	Norte do Rio de Janeiro	Muscular	74 <sup>#</sup>	-
Lavandier et al. (2015)	8	M/F	2003-2012	Norte do Rio de Janeiro	Hepático	150 <sup>#</sup>	-
Vidal (2015)	4	ND	2002-2010	Ceara	Adiposo	16 <sup>*</sup>	2388 <sup>*</sup>
Vidal (2015)	4	ND	2002-2010	Rio Grande do Norte	Adiposo	68 <sup>*</sup>	3935 <sup>*</sup>
Vidal (2015)	6	M/F	2002-2010	Bahia	Adiposo	63 <sup>*</sup>	6306 <sup>*</sup>
Vidal (2015)	4	M/F	2002-2010	Espirito Santo	Adiposo	16 <sup>*</sup>	1766 <sup>*</sup>
Vidal (2015)	9	M/F	2002-2010	GUA/Rio de Janeiro	Adiposo	86 <sup>*</sup>	24 <sup>*</sup>
Vidal (2015)	11	M/F	2002-2010	SEP/Rio de Janeiro	Adiposo	56 <sup>*</sup>	47 <sup>*</sup>
Vidal (2015)	2	F	2002-2010	BIG/Rio de Janeiro	Adiposo	65 <sup>*</sup>	211 <sup>*</sup>
Vidal (2015)	5	M/F	2002-2010	Paraná	Adiposo	26 <sup>*</sup>	242 <sup>*</sup>



Tabela 17 – Concentrações de PBDEs e MeO-BDEs, em ng.g lip. <sup>-1</sup>, em botos-cinza ao longo da costa brasileira. (conclusão)

Vidal (2015)	6	M/F	2002-2010	Santa Catarina	Adiposo	509*	320*
--------------	---	-----	-----------	----------------	---------	------	------

Legenda: #Média;\*Mediana; GUA- Baía da Guanabara; SEP- Baía de Sepetiba; BIG – Baía de Ilha Grande

As concentrações médias de PBDEs no tecido adiposo dos botos-cinza machos, no presente estudo, foram cinco vezes superiores às reportadas em machos da mesma espécie no litoral do Paraná (YOGUI et al., 2011) e duas vezes inferiores às registradas na baía da Guanabara no Rio de Janeiro (DORNELES et al., 2010). Em relação às fêmeas, as concentrações do tecido adiposo subcutâneo de indivíduos da Baía de Sepetiba são cerca de duas vezes superiores às reportadas para o litoral de São Paulo (YOGUI et al., 2011) e similares às da baía da Guanabara (DORNELES et al., 2010). Vale ressaltar que os estudos realizados por Yogui et al. (2011) e Dorneles et al. (2010) utilizaram o tecido hepático como matriz. Considerando o agrupamento de machos e fêmeas, as concentrações médias de PBDEs observadas no presente estudo foram superiores às reportadas para os tecidos hepático e muscular de botos-cinza da região norte do Rio de Janeiro.

A comparação entre concentrações de compostos organobromados em diferentes tecidos deve ser vista com cautela, mesmo quando as mesmas forem corrigidas pelo teor lipídico da amostra (YORDY et al., 2010). Isso porque os compostos organohalogenados são lipofílicos e tendem a acumular, preferencialmente, nos tecidos com maior teor lipídico (ISOBE et al., 2009; ATDSR, 2017). Segundo Yordy et al. (2010), as concentrações de compostos organobromados em cetáceos são superiores no tecido adiposo subcutâneo quando comparadas aos tecidos hepático e muscular.

Dentre os trabalhos que determinaram compostos organobromados em botos-cinza, apenas Vidal (2015) utilizou o tecido adiposo subcutâneo como matriz, assim como foi feito no presente estudo. A maioria das medianas das concentrações obtidas pela referida autora para diferentes regiões do Brasil, inclusive para a Baía de Sepetiba, foram inferiores àquelas aqui reportadas. Apenas os botos-cinza da Baía da Babitonga - SC apresentaram valores medianos superiores aos do presente estudo.

Esse resultado corrobora com os achados de Vidal (2015) e Alonso et al. (2012) para cetáceos com hábitos estuarinos. Em ambos os estudos, as maiores concentrações de PBDEs, na costa do Brasil, foram registradas em indivíduos que habitam a Baía da Babitonga - SC.

Segundo Alonso et al. (2012) e Vidal (2015), isso, provavelmente, está relacionado ao grande aporte de PBDEs oriundos da bacia de drenagem da Baía da Babitonga - SC, a qual recebe efluentes industriais provenientes dos setores de galvanoplastia, têxtil, farmacêutico e metal mecânico.

As medianas das concentrações reportadas por Vidal (2015) para os botos-cinza da Baía de Sepetiba foram cerca de cinco vezes inferiores às registradas no presente estudo. Uma possibilidade é que essa diferença esteja relacionada ao desenho amostral utilizado em cada trabalho. É notório que a acumulação de compostos organohalogenados é influenciada por fatores fisiológicos inerentes ao sexo, maturidade sexual e idade (AGUILAR; BORREL; PASTOR, 1999). No estudo de Vidal (2015) não há informações sobre a idade ou maturidade sexual dos animais. Contudo, com base nos comprimentos corpóreos totais, foi possível verificar que o conjunto de dados da referida autora possui uma maior proporção de fêmeas maduras (75%) quando comparado ao presente estudo (69%). Um maior número de fêmeas maduras no conjunto de dados pode contribuir para valores mais baixos de concentrações de compostos organobromados, uma vez que, as fêmeas sexualmente maduras podem reduzir sua carga de compostos através da transferência placentária e/ou pela amamentação (DEFORGES; ROSS; LOSETO, 2012; TANABE; TATSUKAWA; MARUYAMA, 1982; ROSS et al., 2012; KAJIWARA et al., 2008).

No entanto, apenas uma diferença de 6% no número de fêmeas maduras entre os estudos não seria suficiente para justificar uma disparidade tão grande entre as concentrações. Então, o uso de indivíduos de diferentes classes etárias aparenta ser uma explicação mais plausível. Porém, como Vidal (2015) não forneceu essa informação, não é possível aprofundar tal hipótese.

Outra possibilidade para o aumento das concentrações de PBDEs nos botos-cinza da Baía de Sepetiba, seria o maior aporte de PBDEs no ambiente, uma vez que Vidal (2015) utilizou botos-cinza coletados do ano de 2003 a 2008, enquanto o presente estudo utilizou animais coletados entre os anos de 2011 e 2016. Esse maior aporte de PBDEs no ambiente pode estar relacionado ao uso industrial - uma vez que, no Brasil, não há legislação que restrinja ou proíba a utilização desses compostos (PIERRONE; LEONEL; FILLMANN, 2016) – ou ao descarte inadequado de produtos que contém PBDEs, com posterior lixiviação desses compostos para o ambiente (ALAE et al., 2003; DE WIT et al., 2003).

Além disso, a remobilização desses compostos associados ao sedimento, decorrente das constantes dragagens para manutenção do canal de navegação que dá acesso ao Porto de Sepetiba, também deve ser considerada (CICERO et al., 1999; PESANHA; ARAUJO, 2003; CONNOR et al., 2007). Para uma melhor compreensão desse processo, seria necessário determinar as concentrações dos compostos organobromados no sedimento da região de atuação da draga, bem como aplicar técnicas para o entendimento da biodisponibilidade de compostos a partir da dispersão da pluma de sedimentos (p.ex. monitoramento com animais filtradores).

Em relação às concentrações de compostos metoxilados, o presente estudo apresentou concentrações superiores às reportadas por Dorneles et al. (2010), em tecido hepático de botos-cinza da baía da Guanabara, e por Vidal (2015), em tecido adiposo de botos-cinza das baías da Guanabara e Sepetiba. As concentrações aqui reportadas foram similares às encontradas por Vidal (2015) em botos-cinza da baía da Ilha Grande - RJ, Santa Catarina e Paraná. Por fim, os níveis de MeO-BDEs em botos-cinza da Baía de Sepetiba foram inferiores aos reportados por Vidal (2015) para indivíduos do Espírito Santo, Bahia, Ceará e Rio Grande do Norte.

Assim como encontrado para os compostos de origem antrópica, foram observadas maiores concentrações de MeO-BDEs no presente trabalho quando comparadas ao estudo de Vidal (2015) para a mesma localidade. Essas diferenças podem estar associadas ao desenho amostral utilizado em cada trabalho ou à maior biossíntese/biodisponibilidade desses compostos no ambiente como anteriormente discutido.

As concentrações observadas em indivíduos da Baía de Sepetiba foram uma ordem de grandeza inferiores às reportadas por Vidal (2015) para os botos-cinza do Espírito Santo e da região nordeste do Brasil. Esse achado corrobora com a referida autora e deve estar associado a uma maior biossíntese de compostos metoxilados nessas regiões, em virtude da maior ocorrência de formações coralíneas, esponjas e bancos de algas calcárias quando comparada ao litoral do Rio de Janeiro (LOPES et al., 2013). Isso deve-se ao fato dos compostos metoxilados serem sintetizados por esponjas e/ou organismos associados, cianobactérias e algas (FAN et al., 2014; MALMVÄRN et al., 2005; VETTER et al., 2002).

As concentrações de PBDEs e MeO-BDEs do presente trabalho para os botos-cinza da Baía de Sepetiba, que é uma espécie estuarina, foram comparadas com concentrações de espécies de cetáceos que ocupam a plataforma continental - golfinho-pintado-atlântico (*Stenella frontalis*); golfinho-de-dentes-rugosos (*Steno bredanensis*); golfinho-nariz-de-garrafa

(*Tursiops truncatus*); falsa-orca (*Pseudorca crassidens*); golfinho-comun (*Delphinus delphis*) - e a região oceânica golfinho-pintado-pantropical (*Stenella attenuata*); golfinho-rotador (*Stenella longirostris*); golfinho-listrado (*Stenella coeruleoalba*); golfinho-de-Fraser (*Lagenodelphis hosei*) do sul e sudeste da costa brasileira (Tabela 18). Os botos-cinza apresentaram concentrações de PBDEs inferiores à maioria das espécies que ocupam a plataforma continental. Em relação às espécies com hábitos oceânicos apenas o *Stenella attenuata* apresentou concentrações superiores às dos botos-cinza.

Tabela 18 – Concentrações de PBDEs e MeO-BDEs, em ng.g lip. <sup>-1</sup>, em delfínídeos ao longo da costa brasileira. (continua)

<b>Autor</b>	<b>Espécie</b>	<b>N</b>	<b>Sexo</b>	<b>Ano de coleta</b>	<b>Local de coleta</b>	<b>Tecido</b>	<b>PBD E</b>	<b>MeO-PBDE</b>
Dorneles <i>et al.</i> (2010)	<i>Stenela frontalis</i>	6	M	1994-2006	Rio de Janeiro	Hepático	1150	19200
Dorneles <i>et al.</i> (2010)	<i>Stenela frontalis</i>	1	F	1994-2006	Rio de Janeiro	Hepático	96	3100
Yogui <i>et al.</i> (2011)	<i>Stenela frontalis</i>	2	M	1996 – 2003	São Paulo	Adiposo	770	-
Dorneles <i>et al.</i> (2010)	<i>Steno bredanensis</i>	1	M	1994-2006	Rio de Janeiro	Hepático	360	3900
Dorneles <i>et al.</i> (2010)	<i>Steno bredanensis</i>	2	F	1994-2006	Rio de Janeiro	Hepático	1150	15200
Yogui <i>et al.</i> (2011)	<i>Steno bredanensis</i>	1	M	1996 – 2003	São Paulo	Adiposo	475	-
Lavandier <i>et al.</i> (2015)	<i>Steno bredanensis</i>	5	M/F	2003-2012	Norte do Rio de Janeiro	Hepático	600	-
Lavandier <i>et al.</i> (2015)	<i>Steno bredanensis</i>	5	M/F	2003-2012	Norte do Rio de Janeiro	Muscular	310	-
Dorneles <i>et al.</i> (2010)	<i>Tursiops truncatus</i>	3	M	1994-2006	Rio de Janeiro	Hepático	960	19900
Yogui <i>et al.</i> (2011)	<i>Tursiops truncatus</i>	1	M	1996 – 2003	São Paulo	Adiposo	64,2	-
Dorneles <i>et al.</i> (2010)	<i>Pseudorca crassidens</i>	2	ND	1994-2006	Rio de Janeiro	Hepático	3600	148700

Tabela 18 – Concentrações de PBDEs e MeO-BDEs, em ng.g lip. <sup>-1</sup>, em delfínídeos ao longo da costa brasileira. (conclusão)

Dorneles <i>et al.</i> (2010)	<i>Delphinus delphis</i>	1	M	1994-2006	Rio de Janeiro	Hepático	240	3700
Dorneles <i>et al.</i> (2010)	<i>Delphinus delphis</i>	1	F	1994-2006	Rio de Janeiro	Hepático	125	2900
Dorneles <i>et al.</i> (2010)	<i>Stenella attenuata</i>	1	M	1994-2006	Rio de Janeiro	Hepático	1215	88200
Dorneles <i>et al.</i> (2010)	<i>Stenella longirostris</i>	1	F	1994-2006	Rio de Janeiro	Hepático	150	38000
Dorneles <i>et al.</i> (2010)	<i>Stenella coeruleoalba</i>	1	ND	1994-2006	Rio de Janeiro	Hepático	210	6900
Dorneles <i>et al.</i> (2010)	<i>Lagenodelphis hosei</i>	2	M	1994-2006	Rio de Janeiro	Hepático	22	2310
Dorneles <i>et al.</i> (2010)	<i>Lagenodelphis hosei</i>	7	F	1994-2006	Rio de Janeiro	Hepático	7	1000

As concentrações de MeO-BDEs nos botos-cinza da Baía de Sepetiba apresentaram médias inferiores às registradas para as espécies que ocupam a plataforma continental e a região oceânica do sul e sudeste da costa brasileira. Segundo Dorneles *et al.* (2010), uma explicação para esse achado seria o grande aporte de compostos naturais biossintetizados na região costeira para as teias oceânicas através da advecção decorrente da ressurgência. Esse fenômeno tem uma grande influência na região em que a maioria dos indivíduos que representam as espécies da plataforma continental e a região oceânica foram coletados (DORNELES *et al.*, 2010).

Assim como já discutido anteriormente para as comparações entre os botos-cinza de diferentes regiões do Brasil, deve-se ter cautela ao comparar concentrações provenientes de matrizes distintas (YORDY *et al.*, 2010). Além desse fator, as diferenças entre as concentrações de PBDEs e MeO-BDEs dos botos cinza e as espécies que ocupam a plataforma continental e a região oceânica podem ser decorrentes da posição trófica que cada espécie ocupa em sua teia alimentar (BISI *et al.*, 2013), uma vez que esses compostos estão sujeitos a biomagnificação (QUINETE *et al.*, 2011; KELLY *et al.* 2008; WEIJS *et al.*, 2009). Outro fator que também deve ser considerado é a área de vida dessas espécies, visto que espécies que ocupam a plataforma

continental e a região oceânica possuem áreas de vida extensas e, com isso, podem englobar a contaminação de diferentes regiões da costa (LAILSON-BRITO et al., 2012).

### 3.4.2 Influência do sexo, idade, peso e comprimento corpóreo no padrão de acumulação de compostos organobromados

O fato dos machos apresentarem concentrações significativamente maiores para compostos de origem antrópica em relação às fêmeas é um achado esperado quando se trata de compostos organohalogenados (AGUILAR; BORREL; PASTOR, 1999; SHAW; KANNAN, 2009; Leonel et al., 2014; WEIJS et al., 2013). Isso ocorre devido à transferência dos compostos halogenados das fêmeas para suas crias durante a gestação e, posteriormente, na amamentação. Com isso, a carga de compostos organohalogenados tende a reduzir nas fêmeas após a primeira cria (KAJIWARA et al., 2008; DEFORGES; ROSS; LOSETO, 2012; VANDEN BERGHE et al., 2012).

No que tange aos compostos de origem natural, outros trabalhos relataram a ausência de diferenças entre machos e fêmeas (DORNELES et al., 2010; WEIJS et al., 2013). Segundo Dorneles et al. (2010), os compostos metoxilados possuem uma menor taxa de transferência placentária quando comparados com os compostos antrópicos de mesmo grau de bromação. Em função disso, a transferência maternal não seria capaz de reduzir a carga de compostos metoxilados da fêmea ao ponto de ocorrerem diferenças significativas nas concentrações entre machos e fêmeas. Tal hipótese, de uma menor eficiência na transferência de MeO-BDEs das mães para as crias, também foi sugerida por Vanden Berghe (2012) em focas-cinzentas (*Halichoerus grypus*) durante a lactação. O referido autor avaliou a transferência de compostos parentais e metoxilados durante a lactação em focas-cinzentas e obteve como resultado que as concentrações de compostos metoxilados no leite são significativamente inferiores às observadas no tecido adiposo subcutâneo da mãe, sugerindo, assim, que a transferência maternal de compostos metoxilados através da lactação seja pequena em relação à transferência de PBDEs. Apesar dos achados de Dorneles et al. (2010) e Vanden Berghe et al. (2012) corroborarem com essa hipótese, é importante salientar que os cetáceos e o pinípedes possuem

histórias evolutivas, estratégias reprodutivas, dieta e capacidade de metabolização de compostos organohalogenados diferenciadas (BERTA; SUMICH; KOVACS, 2006). Tais fatores contribuem para que os pinípedes apresentem concentrações de compostos metoxilados inferiores aos cetáceos (WEIJS et al., 2008). Portanto, para confirmação dessa hipótese em cetáceos é necessário avaliar a transferência materna desses compostos através da lactação nessa infraordem, uma vez que a redução da carga de compostos organohalogenados das fêmeas através da lactação pode chegar a 80% (KAJIWARA et al., 2008; TANABE; TATSUKAWA; MARUYAMA, 1982; DEFORGES; ROSS; LOSETO, 2012; ROSS et al., 2012).

Outra suposição para a ausência de diferenças entre machos e fêmeas seria que o aporte de MeO-BDEs através da dieta, para as fêmeas, é superior à capacidade de transferência desse composto para as crias. No presente trabalho, apenas as fêmeas apresentaram concentrações para o somatório de compostos metoxilados superiores a 1000 ng.g<sup>-1</sup> lipídios. Adicionalmente, houve uma maior contribuição de MeO-BDEs para o somatório total de compostos organobromados no perfil de contaminação das fêmeas quando comparado com os machos. Tais fatos podem indicar que a dieta das fêmeas possui uma maior concentração de compostos metoxilados. Diferenças entre os itens das dietas de botos-cinza machos e fêmeas já foram observadas na Baía de Sepetiba (ARAUJO, 2012).

A falta de correlação entre a idade e as concentrações de PBDEs em odontocetos já foi reportada em outros estudos (DORNELES et al., 2010; WEIJS et al., 2013; SHAW; KANNAN et al., 2009). Os autores relacionaram esse achado com a capacidade de metabolização desses compostos nas espécies analisadas (WEIJS et al., 2008) ou com o contínuo aporte de PBDEs no ambiente, fato que poderia mascarar a existência dessa correlação (KELLY et al., 2008; DORNELES et al., 2010).

Visando elucidar se a falta de correlação entre os compostos organobromados e a idade está apenas relacionada com questões metabólicas foi utilizado o PCB 153 como marcador trófico. Esse composto é recalcitrante e tende a acumular com a idade em cetáceos (WEIJS et al., 2014). Devido à ausência de correlação entre a idade e as concentrações do PCB 153 em machos e da fraca correlação encontrada ao adicionar as fêmeas imaturas à análise, outros fatores, além da metabolização, devem estar influenciando o padrão de acumulação de PBDEs nos botos-cinza da Baía de Sepetiba.

A via alimentar é a principal fonte de contaminação de compostos organohalogenados em cetáceos. Portanto, a dieta é uma importante ferramenta para a interpretação dos padrões de

acumulação de compostos organobromados (AGUILAR; BORREL; PASTOR, 1999). Diante disso, uma hipótese que deve ser considerada para esse achado é o uso espacial diferenciado entre os botos-cinza que ocorrem na Baía de Sepetiba (ARAUJO, 2012; BISI et al., 2012; FLACH, 2015). Como será discutido posteriormente.

### 3.4.3 Transferência placentária

A transferência placentária de compostos organobromados foi reportada previamente em botos-cinza (DORNELES et al., 2010) e em outras espécies de cetáceos (KAJIWARA et al., 2008; DEFORGES; ROSS; LOSETO, 2012). A redução na carga de contaminantes organohalogenados da fêmea pode atingir 96% através da amamentação e 6% pela gestação (REIJNDERS, 2002). Apesar da transferência placentária ser menos efetiva do que a transferência pela lactação, ela expõe o animal a compostos potencialmente deletérios durante uma fase extremamente sensível da vida (DEFORGES; ROSS; LOSETO, 2012; WISEMAN et al., 2011).

Os resultados do presente estudo corroboram com os achados de Dorneles et al. (2010), Kajiwara et al. (2008) e Deforges, Ross e Loseto (2012), os quais também observaram uma maior razão de transferência placentária em odontocetos para os compostos de menor grau de bromação. Segundo Tanabe, Tatsukawa e Maruyama (1982), a transferência maternal de compostos organohalogenados em odontocetos é regida, principalmente, pelo equilíbrio entre as concentrações desses compostos no tecido adiposo subcutâneo e no sangue. Devido às suas características físico-químicas, os compostos organobromados tendem a acumular em tecidos ricos em lipídios apolares, como o tecido adiposo subcutâneo (TANABE; TATSUKAWA; MARUYAMA, 1982). Durante a remobilização de lipídeos para suprir o gasto energético das fêmeas na gestação e posteriormente, na lactação, também há liberação de compostos organohalogenados que estavam associados a esses lipídios (VANDEN BHERGER et al., 2012). O transporte dos lipídios e dos contaminantes através do corpo é realizado pelo sangue, o qual possui uma maior proporção de lipídio de maior polaridade (TANABE; TATSUKAWA; MARUYAMA, 1982). Sendo assim, os compostos com menor grau de bromação e,



consequentemente, menor coeficiente de partição octano-água são transportados preferencialmente. Os compostos com maior número de átomos de bromo e maior coeficiente de partição octanol-água, por sua vez, tendem a permanecer no tecido adiposo subcutâneo (KAJIWARA et al., 2008; DEFORGES; ROSS; LOSETO, 2012).

As variações das razões de transferência observadas entre os pares (feto/mãe) para cada composto já foram reportadas para contaminantes orgânicos em cetáceos e pode estar relacionada com o período da gestação e/ou com o número de crias anteriores da fêmea (DORNELES et al., 2010; ALONSO et al., 2015). Sendo assim, as razões de transferência seriam maiores em fêmeas com um menor número de crias. Esse fato também foi observado no presente trabalho para os compostos de origem antrópica, visto que as maiores razões de transferência foram encontradas no par com a fêmea mais nova (10 anos), enquanto, as menores, no par com a fêmea mais velha (15 anos).

#### 3.4.4 Perfis de contaminação

O predomínio do PBDE 47, seguido do PBDE 100 ou do PBDE 99, no perfil de contaminação de éteres difenilicos polibromados, corrobora com os trabalhos desenvolvidos em cetáceos na costa do Brasil (LANVANDRIER et al., 2015; DORNELES et al., 2010; VIDAL, 2015; ALONSO et al., 2012; LEONEL et al., 2014). Tal achado, provavelmente, está relacionado com a maior utilização da formulação Penta-BDE como retardante de chamas no Brasil, pois essa formulação possui uma maior proporção de tetra- e penta-BDEs em sua composição quando comparada às formulações Octa-BDE e Deca-BDE (ATDSR, 2017).

O único composto antrópico que não foi detectado em nenhum indivíduo foi o PBDE 183. Esse fato também foi reportado por Dorneles et al. (2010) e Vidal (2015), e pode estar relacionado ao processo de desbrominação (ZHOU et al., 2016). Com isso, o PBDE 183 perderia átomos de bromo através reações fotolíticas, químicas ou biológicas (SÖDERSTRÖM et al., 2004; ZHANG et al., 2011; SIDDIQI; LAESSIG; REED, 2003), dando origem a congêneres com menor grau de bromação no ambiente, como o PBDE 154 (STAPLETON et al., 2004).

Os compostos metoxilados 2 MeO-BDE 68 e 6-MeO-BDE 47 foram detectados em todos os indivíduos analisados e predominaram no perfil de acumulação de compostos organobromados naturais. Esse achado corrobora com o observado para mamíferos marinhos de diferentes regiões do globo (ALONSO et al., 2014; WEIJS et al., 2013). Em relação à detecção do 5-MeO-BDE-100, 4-MeO-BDE 101, 4-MeO-BDE- 103 e 5-MeO-BDE 99, houve variação entre machos e fêmeas, bem como entre indivíduos do mesmo sexo. O fato de indivíduos de mesmo sexo e faixa etária apresentarem perfis de acumulação distintos demonstra, provavelmente, que essas diferenças não estão relacionadas apenas com questões metabólicas inerentes ao sexo e idade dos indivíduos. Além disso, vale ressaltar que as diferenças observadas entre os perfis de acumulação de botos-cinza machos e fêmeas foram significativas na análise de função discriminante. Diante disso, assim como sugerido para a falta de correlação entre a idade e o PCB 153, a utilização de áreas de forrageamento diferenciadas pelos botos-cinza da Baía de Sepetiba, provavelmente, exerce um papel fundamental para esses achados.

A utilização de áreas de forrageamento distintas por botos-cinza que habitam a Baía de Sepetiba foi sugerida por Araujo (2012) e Bisi et al. (2012). Segundo Flach (2015), a distribuição espacial dos botos-cinza na Baía de Sepetiba não ocorre de forma aleatória: há indivíduos que utilizam, preferencialmente, a entrada da Baía, enquanto outros preferem o interior da baía.

Através da análise de conteúdo estomacal, Araujo (2012) encontrou diferenças significativas em relação a riqueza, abundância e frequência de presas entre botos-cinza juvenis e adultos. Essa variação na dieta dos indivíduos da Baía de Sepetiba também foi sugerida por Bisi et al. (2012) através da análise de isótopos estáveis de carbono. Segundo os autores, devido à variação nos valores do delta carbono 13, os botos-cinza analisados utilizam fontes distintas de alimento. Essa variação sugere que alguns indivíduos utilizam a região costeira próxima à Baía de Sepetiba para forragear, enquanto outros se alimentam no interior da baía. Essa hipótese também foi levantada por Araujo (2012). Outra hipótese levantada por Araujo (2012) para explicar as diferenças encontradas na dieta dos botos-cinza da Baía de Sepetiba está relacionada com a capacidade de mergulho diferenciada das fêmeas com filhotes e juvenis em relação aos machos. Com isso, mesmo que explorem recursos em comum, estariam consumindo presas em diferentes proporções e tamanhos.

Em relação ao uso de áreas adjacentes à Baía de Sepetiba, Nery et al. (2008) sugerem que os botos-cinza da Baía de Sepetiba, além de utilizarem a região costeira, também utilizam

a baía da Ilha Grande de forma rotineira. Porém, essa hipótese deve ser vista com cautela, pois indivíduos da Baía de Sepetiba e Ilha grande possuem diferenças significativas em características evolutivas e ecológicas, tais como a estrutura genética (HOLLATZ et al., 2011; SANTOS, 2015), a assinatura de isótopos de carbono (BISI et al., 2012) e nos padrões de emissão sonora (ANDRADE et al., 2015). Além disso, em estudo realizado por Quintana (2016) comparando os catálogos de foto-identificação das três baías costeiras do Rio de Janeiro (Guanabara/Sepetiba/Ilha grande), foi observada pouca movimentação entre os indivíduos das três baías. Por isso, é mais plausível que os botos-cinza da Baía de Sepetiba utilizem de forma mais corriqueira a plataforma continental adjacente à Baía de Sepetiba. O fato de nenhum outro composto metoxilado, além do 5-MeO-BDE-100, ter sido detectado em botos-cinza fêmeas pode indicar que principalmente os machos utilizam de forma mais rotineira as regiões adjacentes à Baía de Sepetiba. Esse achado corrobora com Cunha (2007), que reportou uma maior fidelidade de sítio para as fêmeas de botos-cinza.

Os perfis de acumulação de PBDEs e MeO-BDEs dos fetos foram semelhantes aos das suas mães. Esse achado foi reportado para outras espécies de cetáceos (WEIJS et al., 2013) (KAJIWARA et al., 2008) e está relacionado à transferência desses compostos das mães para os fetos através da placenta (DEFORGES; ROSS; LOSETO, 2012; DORNELES et al., 2010).

### 3.5 Conclusão

Com base nos resultados obtidos, pode-se concluir que o padrão de acumulação de PBDEs dos botos-cinza da Baía de Sepetiba é influenciado pelo sexo e pela maturidade sexual, não tendo sido observada influência da idade, do comprimento total e do peso. O padrão de acumulação MeO-BDEs não foi influenciado pelos parâmetros de história natural. Os PBDEs e MeO-BDEs são transferidos através da placenta das fêmeas para os fetos de botos-cinza da Baía de Sepetiba e essa transferência é influenciada pelo número de átomos de bromo do composto. Os perfis de acumulação de PBDEs e MeO-BDEs em botos-cinza machos e fêmeas são diferentes.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

O grande número amostral utilizado no presente trabalho, para a determinação dos parâmetros de história de vida da população de botos-cinza que habitam a Baía de Sepetiba, é resultado da crescente mortalidade de botos-cinza nessa baía nos últimos anos. Essa mortalidade acomete, principalmente, indivíduos sexualmente maduros ou que estão entrando na puberdade, comprometendo, assim, a viabilidade dessa população à longo prazo (FLACH, 2015). Um grande número de óbitos por causas não naturais em população de cetáceos pode modificar os parâmetros de história natural, a exemplo da redução da idade e do comprimento em que os animais atingem a maturidade sexual (MURPHY et al., 2009). No entanto, essa resposta não é linear e, em vista disso, dependendo do número de óbitos, a antecipação da maturidade sexual não será suficiente para garantir a manutenção da população (WADE, 2009). Diante desse cenário, é esperado que os parâmetros de história de vida sofram modificações nos próximos anos, sendo, portanto, recomendado o monitoramento contínuo desses parâmetros.

Apesar da inexistência de estudos publicados sobre as causas de mortalidade dos botos-cinza da Baía de Sepetiba, há evidências morfológicas (FLACH, 2015) e histopatológicas (MAQUA dados não publicados) de que grande parte desses óbitos estão, de alguma forma, relacionados com a atividade pesqueira. O aumento das interações acidentais com a pesca nos últimos anos é, provavelmente, reflexo da crescente ocupação desordenada, urbana e industrial, da região costeira da Baía de Sepetiba (FILHO;MAGRINI, 2016). Tais fatos contribuem para a redução da qualidade ambiental e o aumento do assoreamento da Baía de Sepetiba (LACERDA; MOLISANI, 2006; FILHO;MAGRINI, 2016), o que pode acarretar na redução da disponibilidade de pescado, levando os pescadores a intensificarem a atividade de pesca ou aumentarem o tamanho dos petrechos. Além disso, outro fator que deve ser considerado refere-se ao aumento das áreas de exclusão de pesca, devido a restrições impostas pelos empreendimentos que utilizam o espelho d'água da Baía de Sepetiba, favorecendo a sobreposição de áreas de pesca entre botos-cinza e pescadores. Nesse contexto, é necessário intensificar os estudos que se referem à causa da mortalidade dessa população a fim de aferir qual é a real contribuição das capturas acidentais na mortalidade de botos-cinza da Baía de

Sepetiba, auxiliando os órgãos competentes na tomada de decisões que visem a conservação dessa população.

As concentrações de PBDEs encontradas no tecido adiposo subcutâneo dos botos-cinza da Baía de Sepetiba e o possível aumento dessas concentrações na última década demonstram a baixa qualidade ambiental desse corpo d'água (VIDAL, 2015). Deve-se ter em mente que, além dos PBDEs, esses animais estão expostos a outros poluentes orgânicos e inorgânicos, os quais foram reportados anteriormente em botos-cinza da Baía de Sepetiba por Lailson-Brito (2010) e Bisi et al. (2012). Ainda que o efeito sinérgico desses compostos e elementos seja pouco conhecido, é extremamente preocupante, uma vez que, individualmente, esses poluentes podem causar efeitos deletérios no sistema imune, nervoso e reprodutivo (ATDRS, 2017; KURIYAMA et al., 2005; MARSILI et al., 2008). Vale ressaltar que, como demonstrado no presente trabalho, os botos-cinza são expostos aos PBDEs e, provavelmente, aos demais poluentes orgânicos ainda na vida uterina, através da transferência placentária, o que aumenta a probabilidade do aparecimento de efeitos deletérios oriundos da poluição crônica por esses poluentes. Nesse diapasão, faz-se necessário a avaliação temporal das concentrações de poluentes tóxicos persistentes no compartimento abiótico e biótico, a fim de verificar o possível aumento das concentrações de substâncias tóxicas persistentes na Baía de Sepetiba.

As diferenças encontradas entre os perfis de contaminação de PBDEs e MeO-BDEs de botos-cinza machos e fêmeas reforçam o uso de área diferenciada entre os indivíduos da Baía de Sepetiba, com a possível utilização de áreas adjacentes à baía (BISI et al. 2012; ARAUJO, 2012; FLACH, 2015). Esse ponto merece atenção em pesquisas futuras, pois, a delimitação da área de vida dessa população é essencial para orientar os órgãos competentes na tomada de medidas em prol da conservação dessa população.

A falta de influência do sexo no padrão de acumulação de MeO-BDEs chama a atenção, uma vez que, foram observadas para esses compostos razões de transferência placentária similares ou superiores às de PBDEs, as quais foram influenciadas pelo sexo. Para uma melhor compreensão desse achado, faz-se necessário investigar a transferência de MeO-BDEs através da lactação, uma vez que, essa é a principal via de transferência desses compostos, sendo responsável pela redução de até 80% da carga de contaminantes maternos em mamíferos marinhos.

## REFERÊNCIAS

- AGUILAR, A.; BORREL, A.; PASTOR, T. Biological factors affecting variability of persistent pollutant levels in cetaceans. In: REIJNDERS, P.J.H.; AGUILAR, A.; DONOVAN, G.P. (Ed). *Chemical Pollutants and Cetaceans. Journal Cetacean Research Management (Special Issue 1)*, 1999. p. 83-116
- ALAEI, M. et al. An overview of commercially used brominated flame retardant, their applications, their use patterns in different countries/regions and possible modes of release. *Environment International*, v. 29, p. 683-689, 2003.
- ALONSO, M. B. et al. Anthropogenic (PBDE) and naturally-produced (MeO-PBDE) brominated compounds in cetaceans, a review. *Science of the Total Environment*, v. 481, p. 619-634, 2014.
- ALONSO, M. B. et al. Natural and anthropogenically-produced brominated compounds in endemic dolphins from Western South Atlantic: another risk to an endangered species. *Environment Pollution*, v. 170, p. 152-160, 2012.
- ANDRADE, L. G. et al. High-frequency whistles of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) in Guanabara Bay, southeastern Brazil. *The Journal of the Acoustical Society of America*, v. 137, n. 1, p. 15-19, 2015.
- ARAÚJO, A. N. P. *Dieta do boto-cinza (Sotalia guianensis Van Benédén, 1864) (Cetacea: Delphinidae) na Baía de Sepetiba (RJ)*. Dissertação de Mestrado (Pós-Graduação em Oceanografia). Universidade do Estado do Rio de Janeiro, RJ. 2012.
- ATKINS, S.; CLIFF, G.; PILLAY, N. Humpback dolphin bycatch in the shark nets in KwaZulu-Natal, South Africa. *Biological Conservation*, v. 159, p. 442-449, 2013.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). *Toxicological Profile for Polybrominated Biphenyls and Polybrominated Diphenyl Ethers (PBBs and PBDEs)*. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Atlanta, 2004.

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). *Toxicological profile for polybrominated diphenyl ethers (PBDEs)*. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Atlanta, 2017.

AZEVEDO, A. F. et al. The first confirmed decline of a delphinid population from Brazilian waters: 2000 - 2015 abundance of *Sotalia guianensis* in Guanabara Bay, South-eastern Brazil. *Ecological Indicators*, v. 79, p. 1-10, 2017.

AZEVEDO, A. F. et al. Habitat use by marine tucuxis (*Sotalia guianensis*) (Cetacea: Delphinidae) in Guanabara Bay, south-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, v. 87, n. 1, p. 201, 26 fev. 2007.

AZEVEDO, C. T. et al. Thoracic limb bone development in *Sotalia guianensis* (Van Beneden 1864) along the coastline of Espírito Santo, Brazil. *Journal of Mammalogy*, v. 96, n. 3, p. 541-551, 2015.

AZEVEDO, M. C. et al. Demersal fishes in a tropical bay in southeastern Brazil: Partitioning the spatial, temporal and environmental components of ecological variation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 75, n. 4, p. 468-480, 2007.

BARRETO, A.; ROSAS, F. Comparative growth analysis of two populations of *Pontoporia blainvillei* on the Brazilian coast. *Marine Mammal Science*, v. 22, n. 3, p. 644-653, 2006.

BEIRÃO, C. L. et al. Guiana dolphins form social modules in a large population with high ranging overlap and small demographic changes. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, v. 70, n. 11, p. 1821-1830, 2016.

BERTA, A.; SUMICH J.; KOVACS, K. *Marine Mammals: Evolutionary Biology*. 2 ed. Elsevier, Amsterdam, 2006. 547p.

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. 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, 2013.

BITTENCOURT, L. et al. Underwater noise in an impacted environment can affect Guiana

dolphin communication. *Marine Pollution Bulletin*, v. 114, n. 2, p. 1130-1134, 2017.

BORGHESI, N.; CORSOLINI, S.; FOCARDI, S. Levels of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and organochlorine pollutants in two species of Antarctic fish (*Chionodraco hamatus* and *Trematomus bernacchii*). *Chemosphere*, v. 73, n. 2, p. 155-160, 2008.

BOTARO, D.; TORRES, J. Difenil Éteres Polibromados (PBDES) – novos poluentes, antigos desafios. *Oecologia Brasiliensis*, v. 11, n. 2, p. 167-178, nov. 2007.

BOTTA, S. et al. Age and growth of franciscana dolphins, *Pontoporia blainvillei* (Cetacea: Pontoporiidae) incidentally caught off southern Brazil and northern Argentina. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, v. 1, n. 8, 2010.

BOWEN, D.; NORTHRIDGE, S. Morphometrics, age estimation and growth. In: BOYD, I.; BOWEN, D.; IVERSON, S. (Ed.). *Marine Mammal Ecology and Conservation: A handbook of techniques*. 1 ed. p. 98-118. Oxford University Press, 2010.

CALZADA, N. et al. Patterns of growth and physical maturity in the western Mediterranean striped dolphin, *Stenella coeruleoalba* (Cetacea: Odontoceti). *Canadian Journal of Zoology*, v. 75, n. 1977, p. 632–637, 1997.

CÉSAR, F.; ROSAS, W. Age and growth of the estuarine dolphin (*Sotalia guianensis*) (Cetacea, Delphinidae) on the Paraná coast, southern Brazil. p. 377-383, 2002.

CHIVERS, S. J. Cetacean life history. In: PERRIN, W. F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M. (Ed.). *Encyclopedia of marine mammals*. 2. ed. p. 215-220. Academic Press, Amsterdam, 2009.

CICERO, A. et al. Concentration and distribution of persistent organic pollutants (pops) in harbour dredging sediments: A pilot study using a statistical approach for a more. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 64, p. 607-616, 2000.

CONNOR, M. et al. The slow recovery of San Francisco Bay from the legacy of organochlorine pesticides. *Environmental Research*, v. 105, p. 87-100, 2007.

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



- CUNHA, H.; DA SILVA, V.; SOLÉ-CAVA, A. Molecular Ecology and Systematics of Sotalia Dolphins. *Biology, Evolution and Conservation of River Dolphins*, p. 1-24, Jan. 2010.
- DA SILVA, V. et al. Report of the working group on distribution, habitat characteristics and preferences, and group size. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, v. 8, p. 31-38, Dec. 2010.
- DESFORGES, J. W.; ROSS, P. S.; LOSETO, L. L. Transplacental transfer of polychlorinated biphenyls and Polybrominated diphenyl ethers in arctic beluga whales (*Delphinapterus leucas*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 31, n. 2, p. 296-300, 2012.
- DELLABIANCA, N.; HOHN, A.; GOODALL, R. Age estimation and growth layer patterns in teeth of Commerson's dolphins (*Cephalorhynchus c. commersonii*) in subantarctic Waters. *Marine Mammal Science*, 2011.
- DELLABIANCA, N. et al. Influence of climate oscillations on dentinal deposition in teeth of Commerson's dolphin. *Global Change Biology*, v. 18. p. 2477-2486, 2012.
- DEMASTER, P. Calculation of the average age of sexual maturity in marine mammals. *J. Fish. Res. Board Can.*, v. 35, p. 912-915, 1978.
- DE MOURA, J. et al. Marine tucuxi dolphin (*Sotalia guianensis*) and its interaction with passive gill-net fisheries along the northern coast of the Rio de Janeiro State, Brazil. *Marine Biodiversity Records*, v. 2, p. 82. 2009.
- DE WIT, C. A. et al. An overview of brominated flame retardants in the environment. *Chemosphere*, v. 46, p. 583-624, 2003.
- DIAS, L.; HERZING, D.; FLACH, L. Aggregations of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) in Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, south-eastern Brazil: distribution patterns and ecological characteristics. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, v. 89, n. 5, p. 967, 2009.
- DIRTU, A. et al. Contrasted accumulation patterns of persistent organic pollutants and mercury in sympatric tropical dolphins from the south-western Indian Ocean. *Environmental Research*, v. 146, p. 263-273, 2016.

DORNELES, P. R. Anthropogenic and naturally-produced organobrominated compounds in marine mammals from Brazil. *Environ. Int.*, v. 36, p. 60-6, 2010.

EPA (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). Technical Fact Sheet – *Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) and Polybrominated Biphenyls (PBBs)*. 2014. 7 p.

FAN, Y. et al. Major sources of MeO/OH-BDEs in the East China Sea elucidated from their records and phytoplankton biomarkers. *Environmental Pollution*, v. 192, p. 1-8. May. 2014.

FERREIRA, A. P. Levels of Organochlorines Contaminants on Fish Species from Coastal Area in the Southeastern Brazil. *International Journal of Marine Science*, v. 3, n. 26, p. 201-211, 2013a.

FERREIRA, A. P. Persistent organochlorine contaminants (PCDD, PCDF, and PCB) in fishsamples: Sepetiba bay, Rio de Janeiro, Brazil. *ARPJ Journal of Science & Technology*, v. 3, n. 1, p. 12-20, 2013b.

FILHO, L.; MAGRINI, A. Desenvolvimento econômico-industrial e o impacto sobre a zona costeira: o caso Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro / BRASIL. p. 93-105, [S.d.].

FLACH, L. *Estimativa de parâmetros populacionais, área de vida, mortalidade e interações da atividade pesqueira sobre a população de botos-cinza (Sotalia guianensis) (Van Bénéden, 1864) (Cetacea, Delphinidae) na Baía de Sepetiba (RJ)*. Tese de Doutorado (Pós-Graduação em Ecologia e Evolução). Universidade do Estado do Rio de Janeiro, RJ. 2015.

FLACH, L.; FLACH, P. A.; CHIARELLO, A. G. Aspects of behavioral ecology of *Sotalia guianensis* in Sepetiba Bay, southeast Brazil. *Marine Mammal Science*, v. 24, n. 3, p. 503-515, 2008.

FLORES, P. A. C.; SILVA, V. M. F. Tucuxi and Guiana dolphin - *Sotalia fluviatilis* and *S. guianensis*. In: PERRIN, W. F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M. (Ed). *Encyclopedia of marine mammals*. 2. ed. p. 1188–1192. Academic Press, Amsterdam, The Netherlands, 2009.

FOWLER, C. W. Density dependence in cetacean populations. *Report of the International Whaling Commission Special Issue*, v. 6. p. 373-9, 1984.

GALATIUS, A.; GOL'DIN, P. E. Geographic variation of skeletal ontogeny and skull shape in the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*). *Canadian Journal of Zoology*, v. 89, p. 869-

879, 2011.

GALVAO, P. et al. Distinct bioaccumulation profile of pesticides and dioxin-like compounds by mollusk bivalves reared in polluted and unpolluted tropical bays: Consumption risk and seasonal effect. *Food Chemistry*, v. 134, n. 4, p. 2040-2048, 2012.

GALVAO, P. et al. The brown mussel *Perna perna* (L., 1758) as a sentinel species for chlorinated pesticide and dioxin-like compounds. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 22, n. 17, p. 13522-13533, 2015.

GERACI, J. R.; LOUNSBURY, V. J. *Marine Mammals Ashore. A field Guide for Strandings*. Baltimore. National Aquarium in Baltimore, 2005.

HERMAN, D. et al. Age determination of humpback whales, *Megaptera novaeangliae*, through blubber fatty acid compositions of biopsy samples. *Marine ecology progress series*, v. 392. p. 277-293, 2009.

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

HOHN, A. A. et al. *Help Volumes Main Menu*. Oct. 1989.

HOHN, A. A. Reading between the lines: Analysis of age estimation in dolphins. In: REEVES, R.; LEATHERWOOD, S. (Ed.). *The bottlenose dolphin*. p. 575-586. Academic Press, 1990.

HOHN, A. A. Age estimation. In: PERRIN, W.F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M. (Ed.). *Encyclopedia of marine mammals*. 2. ed. p. 11-17. Academic Press, Amsterdam, 2009.

HOHN, A. A.; HAMMOND, P. Early postnatal growth of the spotted dolphin, *Stenella attenuata*, in the offshore eastern tropical Pacific. *Fishery Bulletin*, v. 83, p. 553-566, 1985.

HOHN A. A.; FERNANDEZ S. Biases in dolphin age structure due to age estimation technique. *Mar Mamm Sci.*, v. 15, p. 1124-1132, 1999.

HOLLATZ, C. et al. Microsatellite data reveal fine genetic structure in male Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) in two geographically close embayments at south-eastern coast of Brazil.

*Marine Biology*, v. 158, n. 4, p. 927-933, 2011.

ISOBE, T. et al. Organohalogen contaminants in striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) from Japan: Present contamination status, body distribution and temporal trends (1978-2003). *Marine Pollution Bulletin*, v. 58, n. 3, p. 396-401, 2009.

IUCN. The international union for conservation of nature (IUCN) red list of threatened species. 2011. Version 2011.1 [Online]. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org>>.

KAJIWARA, N. et al. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and organochlorines in melon-headed whales, *Peponocephala electra*, mass stranded along the Japanese coasts: Maternal transfer and temporal trend. *Environmental Pollution*, v. 156, n. 1, p. 106-114, 2008.

KASUYA, T. Age determination and growth of the Baird's beaked whale with a comment on the fetal growth rate. *Sci. Rep. Whales Res Inst.*, v. 29, p. 1-20, 1977.

KASUYA, T.; BROWNELL, R. L. Age determination, reproduction and growth of the franciscana dolphin, *Pontoporia blainvillei*. *Sci. Rep. Whales Res. Inst.*, v. 31, p. 43-67, Tokyo, 1979.

KELLY, B. C. et al. Bioaccumulation behaviour of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in a Canadian Arctic marine food web. *Science of the Total Environment*, v. 401, n. 1-3, p. 60-72, 2008.

KIMURA, M. Variability in techniques of counting dentinal growth layer groups in a tooth of a known-age dolphin, *Tursiops truncatus*. *Rep. Int. Whal. Commn: Special Issue 3*, 1980.

KLEVEZAL, G. A.; MYHICK, A. C. Marks in tooth dentine of female dolphins (genus *Stenella*) as indicators of parturition. *J. Mamm.* v. 65, n. 1, p. 103-110, 1984.

KLEVEZAL, G. A. *Recording structures of mammals: determination of age and reconstruction of life history*. Balkema Publish House, Rotterdam, 1996. 274p.

KURIYAMA, S. et al. Developmental exposure to low-dose PBDE-99: Effects on male fertility and neurobehavior in rat offspring. *Environ Health Perspect*, v. 113, p. 149-154, 2005.

LACERDA, L. D.; MOLISANI, M. M. Three decades of Cd and Zn contamination in

Sepetiba Bay, SE Brazil: Evidence from the mangrove oyster *Crassostraea rhizophorae*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 52, n. 8, p. 974-977, 2006.

LAILSON-BRITO, J. et al. High organochlorine accumulation in blubber of Guiana dolphin, *Sotalia guianensis*, from Brazilian coast and its use to establish geographical differences among populations. *Environ. Pollut.* v. 158, p. 1800-1808, 2010.

LAILSON-BRITO, J. et al. Organochlorine compound accumulation in delphinids from Rio de Janeiro State, Southeastern Brazilian coast. *Science of the Total Environment*, v. 433, p. 123-131, 2012.

LAVANDIER, R. et al. An assessment of PCB and PBDE contamination in two tropical dolphin species from the Southeastern Brazilian coast. *Marine Pollution Bulletin*, v. 101, n. 2, p. 947-953, 2015.

LAW, K. et al. Bioaccumulation and trophic transfer of some brominated flame retardants in a lake winnipeg (Canada) food web. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 25, n. 8, p. 2177-2186, 2006.

LEARMONTH, J. A. L. et al. Life history of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) in Scottish (UK) waters. *Marine Mammal Science*, 2014.

LEONEL, J. et al. PBDE levels in franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*): Temporal trend and geographical comparison. *Science of the Total Environment*, v. 493, n. June, p. 405-410, 2014.

LEONEL, J. et al. Chemosphere Contamination by chlorinated pesticides, PCBs and PBDEs in Atlantic spotted dolphin (*Stenella frontalis*) in western South Atlantic. *CHEMOSPHERE*, p. 1-6, 2011.

LETCHER, R. et al. Bioaccumulation and biotransformation of brominated and chlorinated contaminants and their metabolites in ringed seals (*Pusa hispida*) and polar bears (*Ursus maritimus*) from East Greenland. *Environment International*, v. 35, p. 1118-1124, 2009.

LI, L. et al. Quantitative structure-property relationships for octanol-water partition coefficients of polybrominated diphenyl ethers. *Chemosphere*, v. 72, n. 10, p. 1602-1606, 2008.

- LIMA, J. Y. et al. Variation of age and total length in *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae), on the coast of Espírito Santo state, Brazil. *Braz. J. Biol.*, v. 1, p. 1-7, 2017.
- LOCKYER, C., et al. Examination of teeth of Commerson's dolphin. *Journal of Zoology*, v. 195, p. 123-131, 1981.
- LOCKYER, C. A report on patterns of deposition of dentine and cement in teeth of pilot whales, genus *Globicephala*. *Reports of the International Whaling Commission Special Issue*, v. 14, p. 137-161, 1993.
- LOCKYER, C. et al. Age Determination in Belugas (*Delphinapterus leucas*): A Quest for Validation of Dentinal Layering. *Aquatic Mammals*, v. 33, p. 293-304, 2007.
- LOCKYER C, et al. Age, length and reproductive parameters of harbour porpoises *Phocoena phocoena* (L.) from West Greenland. *ICES J Mar Sci.*, v. 58, p. 154-162, 2001.
- LOPES, R. M.; CASTRO, B. M. Oceanography, ecology and management of Abrolhos Bank. *Continental Shelf Research*, v. 70, p. 1-2, 2013.
- LOSADA, S. et al. Biomagnification of anthropogenic and naturally-produced organobrominated compounds in a marine food web from Sydney Harbour, Australia. *Environment International*, v. 35, n. 8, p. 1142-1149, 2009.
- LUQUE, P. L. et al., Dentinal anomalies in teeth of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) from Scottish waters: are they linked to sexual maturation and environmental events? *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, v. 89, n. 5, p. 893-902, 2009.
- MANZANILLA, S. R. The 1982-1983 El niño event recorded in dentinal growth layers in teeth of Peruvian dusky dolphins (*Lagenorhynchus obscurus*). *Can. J. Zool.*, 67, 1989.
- MALMVARN, A. et al. Hydroxylated and methoxylated brominated diphenyl ethers in the red algae *Ceramium tenuicorne* and blue mussels from the Baltic Sea. *Environmental Science and Technology*, v. 39, p. 2990-2997, 2005.
- MARINS, R. V. et al. Environmental changes in Sepetiba Bay, SE Brazil. *Regional Environmental Change*, v. 4, n. 1, p. 17-27, 2004.

- MARSILI, L. et al. Use of immunofluorescence technique in cultured fibroblasts from Mediterranean cetaceans as new “in vitro” tool to investigate effects of environmental contaminants. *Marine environmental research*, v. 66, n. 1, p. 151-3, 2008.
- MCFEE, W. et al. Age Distribution and Growth of Two Bottlenose Dolphin (*Tursiops truncatus*) Populations from Capture-Release Studies in the Southeastern United States. *Aquatic Mammals*, v. 38, n.1, p. 17-30, 2012.
- MEIRELLES, A. et al. Cetacean strandings on the coast of Ceará, north-eastern Brazil (1992–2005). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, v. 89, n. 5, p. 1083, 2009.
- MYRICK, A. C. Examination of Layered Tissues of Odontocetes for Age Determination Using Polarized Light Microscopy. *Reports of the International Whaling Commission Special Issue*, v. 3, p. 105-112, 1980.
- MMA/ICMBio, Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção, 2014. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biodiversidade/especies-ameacadas-de-extincao/fauna-ameacada#>> .
- MOLINA, D. M.; OPORTO, J. A. Comparative study of dentine staining techniques to estimate age in the Chilean Dolphin, *Cephalorhynchus eutropia* (Gray, 1846). *Aquat. Mamm.*, v. 19, n. 1, p. 45-48, 1993.
- MOLISANI, M. et al. Environmental Changes in Sepetiba Bay, SE, Brazil. *Region. Environ. Change*, v. 4, p. 17-27, 2004.
- MOLISANI, M. M. et al. Water discharge and sediment load to Sepetiba Bay from an anthropogenically-altered drainage basin, SE Brazil. *Journal of Hydrology*, v. 331, n. 3-4, p. 425-433, 2006.
- MURPHY, S. et al. Importance of biological parameters in assessing the status of *Delphinus delphis*. *Marine Ecology Progress Series*, v. 388, p. 273–291, 2009.
- MURPHY, S.; PINN, E. H.; JEPSON, P. D. The short –beaked common dolphin (*Delphinus delphis*) in the northeast Atlantic: distribution, ecology, management and conservation status. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, v. 51, p.193-280, 2013.

- NEGRI, M. F., et al. Biological parameters of franciscana dolphins, *Pontoporia blainvillei*, by-caught in artisanal fisheries off southern Buenos Aires, Argentina. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, p. 1-9, 2014.
- NERY, M.; ESPÉCIE, M.; SIMÃO, S. Site fidelity of *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) in Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 25, n. 2, p. 182–187, 2008.
- NISHIWAKI, M.; YAGI, T. On the age and the growth of teeth in a dolphin (*Prodelphinus caeruleo-albus*). *The Scientific Reports of the Whales Research institute*, v. 8, p. 133-146, 1953.
- NORRIS, K. S. Standardized methods for measuring and recording data on the smaller cetaceans. *Journal of Mammalogy*, v. 42, p. 471-476, 1961.
- OCHIAI, M. et al. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and their hydroxylated and methoxylated analogues in the blood of harbor, Dall's and finless porpoises from the Japanese coastal waters. *Marine Environmental Research*, n. December, 2016.
- PERRIN, W. F.; MYRICK, A. C. Age determination of toothed whales and sirenians. *Reports of the International Whaling Commission Special Issue*, v. 3, 1980.
- PERRIN, W.; REILLY, S. Reproductive Parameters of Dolphins and Small Whales of the Family Deiphinidae. *Reports of the International Whaling Commission*, v. Special Is, n. 6, p. 97-133, 1984.
- PESSANHA, A. L M; ARAÚJO, F. Spatial, temporal and diel variations of fish assemblages at two sandy beaches in the Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 57, n. 5-6, p. 817-828, 2003.
- PIERONI, M.; LEONEL, J.; FILLMANN, G. Retardantes de chama bromados: uma revisão. *Quimica Nova*, n. September, 2016.
- PINEDO, M. C.; HOHN, A. A. Growth layer patterns in teeth from the franciscana, *Pontoporia blainvillei*: developing a model for precision in age estimation. *Marine Mammal Science*, v.16, p. 1-27, 2000.
- QUINETE, N. et al. Specific profiles of polybrominated diphenylethers (PBDEs) and



polychlorinated biphenyls (PCBs) in fish and tucuxi dolphins from the estuary of Paraíba do Sul River, Southeastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, v. 62, n. 2, p. 440-446, 2011.

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

RAMOS, R. et al. Morphology of the Guiana dolphin (*Sotalia guianensis*) off southeastern Brazil: growth and geographic variation. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, v. 8, p. 137-149, 2010.

READ, A. J. et al. Patterns of growth in wild bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*. *J. Zool., Lond.*, v. 231, p. 107-123, 1993.

REEVES, R. R. et al. Dolphins, whales and porpoises: 2002–2010 conservation action plan for the world's cetaceans. IUCN/SSC Cetacean Specialist Group, IUCN,. *Oryx*, v. 37, n. 3, set. 2003. 139 p.

REIJNDERS, P. J. H.; AGUILAR, A. Pollution and Marine mammals. In: PERRIN, W. F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M. (Ed.). *Encyclopedia of marine mammals*. Academic Press, San Diego, 2002.

RICKLEFS, R. E. The economy of nature: A textbook in basic ecology. Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil (in Portuguese), 1996. 470 p.

RONCARATI, H.; CARELLI, S. G. Considerações sobre o estado da arte dos processos geológicos cenozoicos atuantes na Baía de Sepetiba. In: RODRIGUES, M. A. C.; PEREIRA, S. D.; SANTOS, S. B. (Eds.). *Baía de Sepetiba: Estado da Arte*. Rio de Janeiro, Corbã, p. 13-36, 2012.

ROSSI-SANTOS, M.; WEDEKIN, L; MONTEIRO-FILHO, E. Residence and site fidelity of *Sotalia guianensis* in the Caravelas River Estuary, eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, v. 87, n. 1, p. 207, 2007.

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

ROSS, P. et al. Declining concentrations of persistent PCBs, PBDEs, PCDEs, and PCNs in harbor seals from the Salish Sea. *Prog. Oceanogr*, 2012.

ROTANDER, A. et al. Methoxylated polybrominated diphenyl ethers (MeO-PBDEs) are major contributors to the persistent organobromine load in sub-Arctic and Arctic marine mammals, 1986–2009. *Science of the Total Environment*, v. 416, p. 482-489, 2012.

ROWLES, T. K.; VAN DOLAH, F.; HOHN, A. A. Gross necropsy and specimen collection protocols. In: DIERAUF, L. A.; GULLAND, F. M. (Eds.). *CRC Handbook of Marine Mammal Medicine*, 2. ed. p. 449-470. CRC Press, New York, 2001.

SANTOS, F. C. Estruturação populacional e diversidade genética de *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864) (Cetartiodactyla: Delphinidae) no litoral centro-sul do Estado do Rio de Janeiro. p. 105, 2015.

SANTOS, M. C. et al. Age estimation of marine tucuxi dolphins (*Sotalia fluviatilis*) in southeastern Brazil. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, v, 83, p. 233-236, 2003.

SANTOS-NETO, E. et al. Organochlorine concentrations (PCBs, DDTs, HCHs, HCB and Mirex) in delphinids stranded at the northeastern Brazil. *Sci. of the Tot. Env.*, v. 472, p. 194-203, 2014.

SCHEFFER, V. B.; MYRICK, A. C. A review of studies to 1970 of growth layers in the teeth of marine mammals. *Reportsof the International Whaling Commission Special Issue*, v. 3, p. 51-61, 1980.

SCHMIEGELOW, J. *Estudo sobre Cetáceos Odontocetes Encontrados em Praias na Região entre Iguape (SP) e Baía de Paranaguá (PR) (24° 42'S - 25° 28'S) com especial referência a Sotalia fluviatilis (Gervais, 1853) (Delphinidae)*. [S.l: s.n.]. , 1990

SCHNUTE, J. A. Versatile Growth Model with Statistically Stable Parameters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, v. 38 p. 1128-1140, 1981.

SCOTT, M. D.; WELLS, J. C. Sweeney and A. B. Irvine. Growth layers in teeth from known-age, free-ranging bottlenose dolphins. *Marine Mammal Science* 5:15-342, 1989.

SEMADS, Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. *Bacias Hidrográficas e Recursos Hídricos da Macrorregião 2 - Bacia da Baía de Sepetiba*. p.79., 2001.

SERGEANT, D. E. Age determination of odontocete whales from dentinal growth layers. *Norwegian Whaling Gaz.* 6: 273-288, 1959.

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

SIDDIQI, M.; LAESSIG, W.; REED, W. Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs): New Pollutants–Old Diseases. *Clinical Medicine & Research*, v. 1, n. 4, p. 281-290, 2003.

SÖDERSTRÖM, G. et al. Photolytic debromination of decabromodiphenyl ether (BDE 209). *Environ Sci Technol*, v. 38, p. 127-32, 2004.

SHAW, S. et al. Tissue-specific accumulation of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) including Deca-BDE and hexabromocyclododecanes (HBCDs) in harbor seals from the northwest Atlantic. *Environment International* 44, p.1-6, 2012.

SHAW, S.; KANNAN, D. Kurunthachalam. Polybrominated diphenyl ethers in marine ecosystems of the American continents: foresight from current knowledge. *Reviews on environmental health*, v. 24, n. 3, p. 157-229, 2009.

SLOOTEN, E.; DAWSON, S.M. Sustainable Levels of Human Impact for Hector's Dolphin. *The Open Conservation Biology Journal* 2:37-43, 2008.

STOLEN, M.; ODELL, D.; BARROS, N. Growth of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from the Indian River Lagoon system, Florida, U.S.A. *Marine Mammal Science*, v. 18, p. 348-357, 2002.

STAPLETON, H. M.; LETCHER, R. J.; BAKER, J. E. Debromination of Polybrominated Diphenyl Ether Congeners BDE 99 and BDE 183 in the Intestinal Tract of the Common Carp (*Cyprinus carpio*). *Environmental Science & Technology*, v. 38, n. 4, p. 1054–1061, 2004.

TANABE, S.; TATSUKAWA, R.; MARUYAMA, K. Transplacental Transfer of PCBsand Chlorinated Hydrocarbon Pesticides from the Pregnant Striped Dolphin (*Stenella*

*coeruleoalba*) to Her Fetus P and and HCB (Hexachloroben- governed. v. 46, n. 5, p. 1249–1254, 1982.

TAYLOR, B L; DEMASTER, D P. Implications of non-linear density dependence. *Mar. Mammal Sci.*, v. 9, n. 4, p. 360–371, 1993.

TEUTEN, E.L.; XU, L.; REDDY, C.M. Two abundant bioaccumulated halogenated compounds are natural products. *Science*, v. 307, p. 917–920, 2005.

UNEP, 2009. The new POPs under the Stockholm Convention. In: Programme, U.N.E. (Ed.), Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants.

UNEP, Stockholm Conention. Decabromodiphenyl ether proposal 2013. v. 2, p. 1–20, 2013

VAN BRESSEM, M. et al. A preliminary overview of skin and skeletal diseases and traumata in small cetaceans from South American waters. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, v.6, p.7–42, 2007.

VANDEN BERGHE, M. *et al.* Selective transfer of persistent organic pollutants and their metabolites in grey seals during lactation. *Environment International*, v. 46, n. May 2012, p. 6–15, 2012.

VETTER, W. Sponge halogenated natural products found at parts-per-million levels in marine mammals. *Environ. Toxicol. Chem.* 21:2014–9, 2002.

VETTER, W.; JANUSSEN, D. Halogenated natural products in five species of antarctic sponges: Compounds with POP-like properties? *Environmental Science and Technology*, v. 39, n. 11, p. 3889–3895, 2005.

VETTER, W. Marine halogenated natural products of environmental relevance. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, v.188, p. 1-57, 2006

VIDAL, L. G. *O uso do boto-cinza (Sotalia guianensis) como sentinela da poluição ambiental por compostos organoclorados (DDT, PCB, HCH, HCB e Mirex) em baías costeiras do Estado do Rio de Janeiro.* Dissertação de Mestrado (Pós-Graduação da Faculdade de Oceanografia). Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, 2010

VIDAL, L. G. Contaminantes orgânicos em boto-cinza (*Sotalia guianensis*, Cetartiodactyla: Delphinidae) da costa do Brasil. Tese de Doutorado (Pós-Graduação em Ciências Biológicas). Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2015. 160 p.

VILLENA, H. et al. Índícios da Variação do Nível do Mar na Baía de Sepetiba. In: RODRIGUES, M. A. C.; PEREIRA, S. D.; SANTOS, S. B. (Eds.). *Baía de Sepetiba: Estado da Arte*. Rio de Janeiro, Corbã, p. 39-82, 2012.

WADE, P. Population Dynamics. In: PERRIN, W. F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M. (Ed.). *Encyclopedia of marine mammals*. 2. ed. p. 913-918. Academic Press, Amsterdam, 2009.

WADE, P. R. et al. Killer Whales and Marine Mammal Trends in the North Pacific a Re-Examination of Evidence for Sequential Megafauna Collapse and the Prey-Switching Hypothesis. *Marine Mammal Science*, v. 23, n. 4, p. 766-802, out. 2007.

WARD, J.; MOHAPATRA, S. P.; MITCHELL, A. An overview of policies for managing polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in the Great Lakes basin. *Environment International*, v. 34, n. 8, p. 1148-1156, 2008.

WEIJS, L. et al. Lifetime PCB 153 bioaccumulation and pharmacokinetics in pilot whales: Bayesian population PBPK modeling and Markov chain Monte Carlo simulations. *Chemosphere*, v. 94, p. 91-96, 2014.

WEIJS, L. et al. Assessing levels of halogenated organic compounds in mass-stranded long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) from Australia. *Science of the Total Environment* 461-462, p. 117-125, 2013.

WEIJS, L. et al. Biomagnification of naturally-produced methoxylated polybrominated diphenyl ethers (MeO-BDEs) in harbour seals and harbour porpoises from the Southern North Sea. *Environmental International*, v. 35, p. 893-899, 2009.

WEIJS, L. et al. Inter-species differences for polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in marine top predators from the Southern North Sea: Part 1. Accumulation patterns in harbour seals and harbour porpoises *Environ. Pollut.* 2008.

WISEMAN, S. B. Polybrominated diphenyl ethers and their hydroxylated/methoxylated analogs: Environmental sources, metabolic relationships, and relative toxicities. *Marine Pollution Bulletin*, v. 63, p.179–188, 2011.

YLITALO, G. M. et al. High levels of persistent organic pollutants measured in blubber of island-associated false killer whales (*Pseudorca crassidens*) around the main Hawaiian Islands. *Marine Pollution Bulletin*, 2009.

YOGUI, G.T. et al. PBDEs in the blubber of marine mammals from coastal areas of São Paulo, Brazil, southwestern Atlantic. *Mar. Pollut. Bull.*;62:266–70, 2011.

YORDY, J. E. et al. Tissue-specific distribution and whole-body burden estimates of persistent organic pollutants in the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*). *Environmental toxicology and chemistry / SETAC*, v. 29, n. 6, p. 1263–73, jun. 2010.

ZHANG, X. et al Bioaccumulation of Several Brominated Flame Retardants and Dechlorane Plus in Waterbirds from an E-Waste Recycling Region in South China: Associated with Trophic Level and Diet Sources. *Environ. Sci. Technol.* 45, 400–405, 2011.

ZHOU, Y. et al. Occurrence and trophic magnification of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and their methoxylated derivatives in freshwater fish from Dianshan Lake, Shanghai, China. *Environmental Pollution*, v. 219, p. 932–938, 2016.