

**Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da
Área Ambiental I – Porção Capixaba do Rio Doce e Região
Marinha e Costeira Adjacente**

RELATÓRIO ANUAL:

**Anexo 6 – Monitoramento de mamíferos, tartarugas e aves
marinhas associados à foz do Rio Doce, plataforma
continental e áreas protegidas adjacentes**

RT-23 RRDM/NOV19

Coordenação Geral

Adalto Bianchini

Alex Cardoso Bastos

Edmilson Costa Teixeira

Eustáquio Vinícius de Castro

Jorge Abdala Dergam dos Santos

Vitória,

Novembro de 2019

COORDENAÇÕES

Anexo 1

Adalto Bianchini (FURG)

Anexo 3

Edmilson Costa Teixeira (UFES)

Fabian Sá (UFES)

Jorge Dergam (UFV)

Subprojetos

Alessandra Delazari Barroso (FAESA)

Alex Cardoso Bastos (UFES)

Ana Cristina Teixeira Bonecker (UFRJ)

Anderson Geyson Alves de Araújo (UFES)

Björn Gücker (UFSJ)

Camilo Dias Júnior (UFES)

Daniel Rigo (UFES)

Eneida Maria Eskinazi Sant'Anna (UFOP)

Gilberto Amado Filho (IPJB) *in memoriam*

Gilberto Fonseca Barroso (UFES)

Iola Gonçalves Boechat (UFSJ)

Leila Lourdes Longo (UFRB)

Leonardo Tavares Salgado (IPJB)

Luís Fernando Loureiro (UFES)

Marco Aurélio Caiado (UFES)

Renato David Ghisolfi (UFES)

Renato Rodrigues Neto (UFES)

Rodrigo Leão de Moura (UFRJ)

Valéria da Silva Quaresma (UFES)

Valéria de Oliveira Fernandes (UFES)

Vanya Marcia Duarte Pasa (UFMG)

Anexo 4

Jacqueline Albino (UFES)

Subprojetos

Karla Costa (UFES)

Maria Tereza Carneiro (UFES)

Anexo 5

Diolina Moura Silva (UFES)

Mônica Tognella (UFES)

Anexo 6

Agnaldo Silva Martins (UFES)

Subprojetos

Ana Paula Cazerta Farro (UFES)

Artur Andriolo (UFJF)

Leandro Bugoni (FURG)

Sarah Vargas (UFES)

Anexo 7

Maurício Hostim (UFES)

Jorge Dergam (UFV)

Subprojetos

Carlos W. Hackradt (UFSB)

Fabiana Felix Hackradt (UFSB)

Jean-Christophe Joyeux (UFES)

Luis Fernando Duboc (UFV)

Anexo 8

Heitor Evangelista (UERJ)

Coordenação Técnica (CTEC)

Alex Cardoso Bastos

Lara Gabriela Magioni Santos

Laura Silveira Vieira Salles

Tarcila Franco Menandro

Coordenação Escritório de Projetos

Eustáquio Vinicius Ribeiro de Castro

Patrícia Bourguignon Soares

Paulo Roberto Filgueiras

Valdemar Lacerda Junior

Walter Luiz Alda Junior

Coordenação Núcleo de Atuação Integrada em Rede (NAIR)

Edmilson Costa Teixeira

Karla Libardi Gallina

Andressa Christiane Pereira

Anna Paula Lage Ribeiro

Caroline De Marchi Pignaton

Paulo Eduardo Marques

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	38
1.1	MONITORAMENTO DA MEGAFUNA	40
1.1.1	Dronemonitoramento	40
1.1.2	Sobrevoo tripulado	40
1.1.3	Associação com habitats bentônicos (ROV)	40
1.1.4	Bioacústica	41
1.2	MONITORAMENTO DE CETÁCEOS: GENÉTICA, SAÚDE, DIETA, REPRODUÇÃO, USO DO HABITAT, INTERAÇÃO COM PESCA	42
1.3	MONITORAMENTO DE AVES MARINHAS: DIVERSIDADE GENÉTICA, SAÚDE, CONTAMINANTES, ECOLOGIA TRÓFICA (ISÓTOPOS E DIETA), USO DE HABITATS E RASTREAMENTO, DEMOGRAFIA E REPRODUÇÃO, CONTAGENS NO MAR E NA COSTA	44
1.4	MONITORAMENTO DE TARTARUGAS MARINHAS: GENÉTICA E SAÚDE	46
2	METODOLOGIA	48
2.1	MONITORAMENTO DA MEGAFUNA	48
2.1.1	Dronemonitoramento	48
2.1.2	Sobrevoo tripulado	51
2.1.3	Associação com habitats bentônicos (ROV)	54
2.1.4	Bioacústica	57
2.2	MONITORAMENTO DE CETÁCEOS	65
2.2.1	Uso do habitat	65
2.2.2	Encalhes	67
2.2.3	Genética	68
2.2.4	Contaminantes	75
2.2.5	Histopatologia	80
2.2.6	Microbiologia	81
2.2.7	Ecologia Trófica (Isótopos Estáveis)	81
2.2.8	Idade e Reprodução	81

2.2.9	Interação com a pesca	81
2.3	MONITORAMENTO DE AVES MARINHAS	82
2.3.1	Diversidade genética	82
2.3.2	Saúde	82
2.3.3	Contaminantes	83
2.3.4	Ecologia trófica (isótopos e dieta)	84
2.3.5	Uso de habitats e rastreamento	84
2.3.6	Demografia e reprodução	86
2.3.7	Contagens no mar e na costa.....	87
2.4	MONITORAMENTO DE TARTARUGAS MARINHAS	91
2.4.1	Área de estudo e procedimentos de campo	91
2.4.2	Coleta do material biológico e procedimentos laboratoriais	93
2.4.3	Análises de dados e estatísticas.....	97
3	RESULTADOS	98
3.1	MONITORAMENTO DA MEGAFaUNA	98
3.1.1	Dronemonitoramento	98
3.1.2	Sobrevoo tripulado	104
3.1.3	Associação com habitats bentônicos (ROV)	125
3.1.4	Bioacústica de cetáceos	128
3.2	MONITORAMENTO DE CETÁCEOS	165
3.2.1	Uso do hábitat	165
3.2.2	Encalhes.....	172
3.2.3	Genética	187
	<i>Sotalia guianensis - Índices de diversidade genética e estruturação genética</i>	203
3.2.4	Contaminantes	203
3.2.5	Histopatologia	229
3.2.6	Microbiologia	242

3.2.7 Ecologia Trófica (Isótopos Estáveis)	244
3.2.8 Idade e Reprodução	246
3.2.9 Interação com a pesca	249
3.3 MONITORAMENTO DE AVES MARINHAS	258
3.3.1 Diversidade genética	258
3.3.2 Saúde	262
3.3.3 Contaminantes	265
3.3.4 Ecologia trófica (isótopos e dieta)	308
3.3.5 Uso de habitats e rastreamento	313
3.3.6 Demografia e reprodução	319
3.3.7 Contagens no mar e na costa	324
3.4 MONITORAMENTO DE TARTARUGAS MARINHAS	363
3.4.1 Diversidade genética (marcadores microsatélites e DNAm)	363
3.4.2 Saúde	379
4 DISCUSSÃO INTEGRADA	399
4.1 DRONEMONITORAMENTO	399
4.2 SOBREVOO TRIPULADO	401
4.3 ROV	402
4.4 BIOACÚSTICA	402
4.5 CETÁCEOS	403
4.5.1 Uso do hábitat	403
4.5.2 Encalhes	404
4.5.3 Genética	408
4.5.4 Contaminantes	409
4.5.5 Histopatologia	414
4.5.6 Microbiologia	418
4.5.7 Ecologia Trófica (Isótopos Estáveis)	419

4.5.8	Idade e Reprodução.....	420
4.5.9	Interação com a pesca	421
4.6	AVES MARINHAS	421
4.6.1	Saúde	421
4.6.2	Estimativa de tamanho populacional, fenologia reprodutiva, e sucesso reprodutivo	422
4.6.3	Genética populacional de aves marinhas	423
4.6.4	Distribuição espacial de aves marinhas.....	424
4.6.5	Contaminantes	424
4.6.6	Ecologia trófica	427
4.6.7	Encalhes de aves marinhas nas adjacências da Foz do Rio Doce	427
4.6.8	Censos embarcados.....	427
4.6.9	Censos de aves de praia	428
4.7	TARTARUGAS MARINHAS	429
4.8	DISCUSSÃO INTEGRADA GERAL DO ANEXO 6	430
5	RESUMO DO ANEXO	431
5.1	ROV E DRONEMONITORAMENTO, SOBREVOOS E BIOACÚSTICA.....	431
5.2	CETÁCEOS.....	432
5.3	AVES.....	433
5.4	TARTARUGAS.....	434
6	REFERÊNCIAS	435
7	APÊNDICE.....	471

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Mapa da área de estudo e pontos de coleta	48
Figura 2: Desenho amostral do dronemonitoramento da megafauna marinha.	49
Figura 3: Área de estudo e transectos realizados durante as campanhas de verão e inverno no subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. Em destaque a APA Costa das Algas e o REVIS Santa Cruz.....	52
Figura 4: Pesquisadores do Grupo de Estudos de Mamíferos Aquáticos do Rio Grande do Sul trabalhando durante as campanhas de verão e inverno nos sobrevoos do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. Destaca-se A) observador registrando dados em esforço de observação, B) observador trabalhando na janela bolha, C) imagem interna de um observador em esforço de observação e D) observador realizando registro fotográfico durante sobrevoos.....	53
Figura 5: Mapa esquemático indicando os cinco estratos em que a área foi dividida para o cálculo da Taxa de Encontro (TE) e posterior comparação das variações temporal e espacial nos padrões de distribuição dos grupos registrados, durante as campanhas de verão e inverno dos sobrevoos do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”.	54
Figura 6: Pontos amostrados no monitoramento com ROV.	56
Figura 7: Mapa da área de estudo, destacando os transectos amostrados durante as campanhas realizadas entre fevereiro e maio de 2019 pelo Anexo 6 - Projeto Megafauna/Bioacústica.	57
Figura 8: Imagem representativa do processo de análise conduzido utilizando <i>Long Term Spectrogram Average – LTSA</i>	61
Figura 9: Mapa da área de estudo com os pontos fixos de Aracruz (A= foz do rio Piraque-Açú, B= praia da Sauna) e de Regência (A= foz do rio Doce, B= praia de Regência), e com o transecto previsto para os monitoramentos embarcados.....	66
Figura 10: Localização geográfica das amostras das quatro espécies de cetáceos analisadas geneticamente durante o primeiro ano do PMBA	69
Figura 11: Localização geográfica das amostras de <i>Sotalia guianensis</i> utilizadas no teste de estruturação genético 1, no qual o litoral foi dividido em cinco regiões.....	73
Figura 12: Localização geográfica das amostras de <i>Sotalia guianensis</i> utilizadas no teste de estruturação genético 2, no qual o litoral foi dividido em três regiões. Gráficos de pizzas representam os haplótipos encontrados por região e por período.	74
Figura 13: Aparelho de GPS fixado às penas centrais da cauda de <i>P. aethereus</i> no arquipélago dos Abrolhos	86

Figura 14. Geolocalizador fixado a uma anilha no tarso da <i>P. arminjoniana</i> na ilha da Trindade	86
Figura 15: Tartarugas marinhas monitoradas na área de estudo. (A) <i>Caretta caretta</i> ; (B) <i>Chelonia mydas</i> ; (C) <i>Dermochelys coriacea</i>	92
Figura 16: Coleta e armazenamento de amostras de tartarugas marinhas na foz do rio Doce (ES) e adjacências. (A) <i>Punch</i> de biópsia de 6mm para coleta de tecido; (B) Procedimento de coleta de tecido com <i>punch</i> em fêmea de <i>Caretta caretta</i> e (C) em juvenil de <i>Chelonia mydas</i> ; (D) Amostra biológica identificada e armazenada em tubo de 1,5 ml contendo álcool absoluto.	94
Figura 17: Resultado do dronemonitoramento para espécie de cetáceo <i>Sotalia guianensis</i> . Os gráficos em barra referem-se à média trimestral da densidade de indivíduos registrada, com o respectivo desvio padrão. A cor preta no gráfico de barras refere-se ao percentual de comportamento alimentar entre os grupos registrados. O gráfico em pizza representa o percentual de grupos com filhotes ou juvenis registrados. A interpolação do total de indivíduos por km ² está representada em cores, conforme a legenda do mapa, para todo o período monitorado. Dois asteriscos representam diferença significativa ($p < 0.05$).	101
Figura 18: Resultado do dronemonitoramento para espécie de cetáceo <i>Pontoporia blainvillei</i> . Os gráficos em barra referem-se à média trimestral da densidade de indivíduos registrada, com o respectivo desvio padrão. A cor preta no gráfico de barras refere-se ao percentual de comportamento alimentar entre os grupos registrados. O gráfico em pizza representa o percentual de grupos com filhotes ou juvenis registrados. A interpolação do total de indivíduos por km ² está representada em cores, conforme a legenda do mapa, para todo o período monitorado.	102
Figura 19: Resultado do dronemonitoramento para o grupo das aves. Os gráficos em barra referem-se à média trimestral da densidade de indivíduos registrada, com o respectivo desvio padrão. A cor preta no gráfico de barras refere-se ao percentual de comportamento alimentar entre os grupos registrados. O gráfico em pizza representa o percentual de grupos com filhotes ou juvenis registrados. A interpolação do total de indivíduos por km ² está representada em cores, conforme a legenda do mapa, para todo o período monitorado. Dois asteriscos (**) representam diferenças significativas.	103
Figura 20: Resultado do dronemonitoramento para o grupo dos quelônios. Os gráficos em barra referem-se à média trimestral da densidade de indivíduos registrada, com o respectivo desvio padrão. A cor preta no gráfico de barras refere-se ao percentual de comportamento alimentar entre os grupos registrados. O gráfico em pizza representa o percentual de grupos com filhotes ou juvenis registrados. A interpolação do total de indivíduos por km ² está representada em cores, conforme a legenda do mapa, para todo o período monitorado. Dois asteriscos (**) representam diferenças significativas.	104
Figura 21: Mapa da área de estudo com os registros de toninha, <i>Pontoporia blainvillei</i> , realizados durante as estações de verão (vermelho) e inverno (azul) de 2019 como parte do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. As áreas coloridas no mapa indicam a APA Costa das Algas e o REVIS Santa Cruz.	107

- Figura 22: Mapa da área de estudo com grids de 5x5km indicando o número de grupos avistados de toninha, *Pontoporia blainvillei*, durante as estações de verão (vermelho) e inverno (azul) de 2019 como parte do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. 108
- Figura 23: Taxa de encontro (TE) de toninha, *Pontoporia blainvillei*, em cada um dos estratos, durante as estações de verão e inverno. 108
- Figura 24: Mapa da área de estudo com os registros de boto-cinza, *Sotalia guianensis*, realizados durante as estações de verão (vermelho) e inverno (azul) de 2019 como parte do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. As áreas coloridas no mapa indicam a APA Costa das Algas e o REVIS Santa Cruz. 109
- Figura 25: Mapa da área de estudo com grids de 5x5km indicando o número de indivíduos de boto-cinza, *Sotalia guianensis*, durante as estações de verão (vermelho) e inverno (azul) de 2019 como parte do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. 110
- Figura 26: Taxa de encontro (TE) de boto-cinza, *Sotalia guianensis*, em cada um dos estratos, durante as estações de verão e inverno. 110
- Figura 27: Mapa da área de estudo com os registros de golfinho-nariz-de-garrafa, *Tursiops truncatus*, realizados durante as estações de verão (vermelho) e inverno (azul) de 2019 como parte do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. As áreas coloridas no mapa indicam a APA Costa das Algas e o REVIS Santa Cruz. 111
- Figura 28: Mapa da área de estudo com grids de 5x5km indicando o número de grupos do golfinho-nariz-de-garrafa, *Tursiops truncatus*, durante as estações de verão (vermelho) e inverno (azul) de 2019 como parte do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. 112
- Figura 29: Taxa de encontro (TE) do golfinho-nariz-de-garrafa, *Tursiops truncatus*, em cada um dos estratos, durante as estações de verão e inverno. 112
- Figura 30: Mapa da área de estudo com os registros de baleia jubarte, *Megaptera novaeangliae*, realizados durante a campanha de inverno de 2019 como parte do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. As áreas coloridas no mapa indicam a APA Costa das Algas e o REVIS Santa Cruz..... 114
- Figura 31: Mapa da área de estudo com grids de 5x5km indicando o número de grupos de baleia jubarte, *Megaptera novaeangliae*, registrados durante a campanha de inverno de 2019 como parte do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. 115
- Figura 32: Taxa de encontro (TE) da baleia jubarte, *Megaptera novaeangliae*, em cada um dos estratos, durante a estação de inverno..... 116
- Figura 33: Mapa da área de estudo com os registros de tartarugas marinhas pertencentes a família Cheloniidae, realizados durante as estações de verão (vermelho) e inverno (azul) de 2019 como parte

do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. As áreas coloridas no mapa indicam a APA Costa das Algas e o REVIS Santa Cruz.	117
Figura 34: Mapa da área de estudo com grids de 5x5km indicando o número de indivíduos de tartarugas marinhas pertencentes a família Cheloniidae, durante as estações de verão (vermelho) e inverno (azul) de 2019 como parte do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”.	118
Figura 35: Taxa de encontro (TE) de tartarugas marinhas pertencentes a família Cheloniidae, em cada um dos estratos, durante as estações de verão e inverno.	118
Figura 36: Mapa da área de estudo com os registros de Elasmobrânquios, Raias, realizados durante as estações de verão (vermelho) e inverno (azul) de 2019 como parte do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. As áreas coloridas no mapa indicam a APA Costa das Algas e o REVIS Santa Cruz.....	119
Figura 37: Mapa da área de estudo com os registros de Elasmobrânquios, Tubarões, realizados durante as estações de verão (vermelho) e inverno (azul) de 2019 como parte do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. As áreas coloridas no mapa indicam a APA Costa das Algas e o REVIS Santa Cruz.....	120
Figura 38: Taxa de encontro (TE) de Elasmobrânquios, Raias, em cada um dos estratos, durante as estações de verão e inverno.	120
Figura 39: Taxa de encontro (TE) de Elasmobrânquios, Tubarões, em cada um dos estratos, durante as estações de verão e inverno.	121
Figura 40: Mapa da área de estudo com os registros do atobá-marrom, Sula leucogaster, realizados durante as estações de verão (vermelho) e inverno (azul) de 2019 como parte do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. As áreas coloridas no mapa indicam a APA Costa das Algas e o REVIS Santa Cruz.	122
Figura 41: Mapa da área de estudo com grids de 5x5km indicando o número de indivíduos de aves marinhas pertencentes a família Sternidae, durante as estações de verão (vermelho) e inverno (azul) de 2019 como parte do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”.	122
Figura 42: Taxa de encontro (TE) do atobá-marrom, Sula leucogaster, em cada um dos estratos, durante as estações de verão e inverno.	123
Figura 43: Taxa de encontro (TE) de aves marinhas pertencentes a família Sternidae, em cada um dos estratos, durante as estações de verão e inverno.	124

Figura 44: Número de grupos e distância da costa de cada grupo avistado (pontos cinza), sumarizados por estação amostrada. A mediana para cada grupo em cada estação é representada pela linha dentro dos limites do boxplot.....	125
Figura 45: Análise de agrupamento dos pontos de monitoramento com ROV em relação à composição de macrobentos identificados em filós (Chlorophyta, Chordata, Cnidaria, Ectoprocta, Mollusca, Porifera, Rhodophyta e Stramenopiles). A – representa ausência de macrobentos nos vídeos. B – briozoários, esponjas e algas. C – predomínio de esponjas. D – predomínio de algas. E – algas e moluscos. ...	126
Figura 46: Agrupamento dos pontos de monitoramento com ROV em relação à composição dos filós predominantes. O mapa dos tipos de fundo foi obtido de Vieira et al. (2019).....	127
Figura 47: Mapa das avistagens, blocos de detecção acústica de cetáceos e eventos acústicos localizados.....	128
Figura 48: Foto das espécies <i>Tursiops truncatus</i> e <i>Sotalia guianensis</i> , respectivamente, registradas durante a etapa de campo do Anexo 6 - Projeto Megafauna/Bioacústica.....	129
Figura 49: Representação espectral dos diferentes tipos de sinais acústicos produzidos por odontocetos: A) Sons pulsados explosivos; B) Cliques de ecolocalização; C) Assobios.....	140
Figura 50: Espaço multivariado gerado pela Análise de Função Discriminante entre: ni = chamados não identificados; <i>Orcinus orca</i> _ES = chamado de orca confirmado pela discriminante; <i>Orcinus orca</i> = chamados de orca provenientes do banco de dados do LABEC/UFJF.	141
Figura 51: Mapa da localização da embarcação no momento em que os chamados de orca (<i>Orcinus orca</i>) e de espécie não identificada (ni) foram registrados pelo Anexo 6 - Projeto Megafauna/Bioacústica.	142
Figura 52: Árvore geral de classificação de cliques de <i>Sotalia guianensis</i> (Sg), <i>Tursiops truncatus</i> (Tt) e espécie não identificada (ni) por avistagem. A - Ramos iniciais; B, C, D, E - Detalhamentos dos nódulos 3, 28, 32 e 35, respectivamente.	144
Figura 53: Árvore de classificação de assobios de <i>Sotalia guianensis</i> (Sg), <i>Tursiops truncatus</i> (Tt) e espécie não identificada (ni) por avistagem.	146
Figura 54: Árvore de classificação integrada (cliques+assobios) de <i>Sotalia guianensis</i> (Sg), <i>Tursiops truncatus</i> (Tt) e espécie não identificada (ni) por avistagem.	148
Figura 55: Distribuição das espécies em relação à variável ambiental salinidade.....	151
Figura 56: Distribuição das espécies em relação à variável ambiental oxigênio dissolvido.....	152
Figura 57: Distribuição das espécies em relação à variável ambiental temperatura aparente	152
Figura 58: Distribuição das espécies em relação à variável ambiental turbidez.	153

Figura 59: Gráfico quantil-quantil com envelope simulado, indicando um bom ajuste para (a) <i>S. guianensis</i> (distância) (b) <i>T. truncatus</i> (batimetria), (c) <i>P. blainvillei</i> (distância); e (d) espécie não identificada (salinidade como única variável significativamente explicativa, além de batimetria e temperatura).....	154
Figura 60 : Registro da ocorrência da espuma e de sedimentos na região da APA Costa das Algas: A) e B) Visão superficial da espuma (destaque para a interface entre água mais turva e limpa); C) Vista subaquática da espuma (destaque para a interface entre água mais turva e limpa); D) Registro de <i>T. truncatus</i> na área de ocorrência da espuma.....	163
Figura 61: Espacialização das detecções acústicas de peixes, camarões e os eventos acústicos de golfinhos localizados.	164
Figura 62: Representação espectral dos diferentes tipos de sinais acústicos produzidos por A) camarões e B) peixes.....	165
Figura 63: Avistagens de cetáceos por ponto fixo e embarque na área estudada. Pontos por ponto fixo: Aracruz (EAMPF_PA: ponto A - foz do Rio Piraque-Açú; EAMPF_PB: ponto B - praia da Sauna); e Regência (EAMPF_RA: ponto A - foz do Rio Doce; EAMPF_RB: ponto B - praia de Regência)	167
Figura 64: Comparativo de medianas e quartis o número de avistagens de <i>Sotalia guianensis</i> entre outubro de 2018 e setembro de 2019 nos pontos amostrados. A = nos pontos A (rio) e B (praia) em Aracruz; B= nos pontos A (rio) e B (praia) em Regência.....	168
Figura 65: Comparativo de medianas e quartis da distribuição dos grupos de <i>Sotalia guianensis</i> avistados entre outubro de 2018 e setembro de 2019 nos pontos amostrados. A = nos pontos A (rio) e B (praia) em Aracruz; B= nos pontos A (rio) e B (praia) em Regência. Teste não paramétrico de <i>Mann-Whitney</i> ($p < 0,05$)	169
Figura 66: Comparativo de medianas e quartis do número de avistagens e do número de grupos registrados em Aracruz nos períodos seco e chuvoso entre outubro de 2018 e setembro de 2019. A = número avistagens no período chuvoso em Aracruz; B= número de grupos no período chuvoso em Aracruz. Teste não paramétrico de <i>Mann-Whitney</i> ($p < 0,05$)	170
Figura 67: Comparativo de medianas e quartis do número juvenis nas áreas amostrais de Aracruz e Regência, entre outubro de 2018 e setembro de 2019. Teste não paramétrico de <i>Mann-Whitney</i> ($p < 0,05$)	171
Figura 68: Registro dos encalhes de cetáceos no litoral do ES, durante o monitoramento	176
Figura 69: Distribuição temporal dos encalhes de cetáceos e curva acumulativa de ocorrências no período de monitoramento (01/10/2018 até 30/09/2019)	177
Figura 70: Comparação da taxa de encalhes de cetáceos por dia nos diferentes meses considerando a área de monitoramento como um todo	178

Figura 71: Distribuição de encalhes de cetáceos por estações climáticas (A) e regime de chuvas (B)	178
Figura 72: Distribuição da quantidade de encalhes de cetáceos por município no Espírito Santo (A) e Taxa de encalhe de cetáceos por km de costa (B) ao longo do período de estudo.....	179
Figura 73: Frequência de espécies de cetáceos encalhados durante o período de monitoramento .	180
Figura 74: Proporção sexual das espécies de cetáceos que mais encalharam no período de monitoramento.....	180
Figura 75: Percentual da faixa etária das espécies de cetáceos que mais encalharam	181
Figura 76: Frequência das fases de decomposição dos cetáceos atendidos	184
Figura 77: Causas de mortalidade sugestivas e concluídas dos cetáceos atendidos no período do estudo.....	185
Figura 78: Comparativo das taxas de encalhes anuais de toninhas (A) e botos-cinzas (B) da compilação de dados históricos do Instituto ORCA, IBJ e PMP/BC	186
Figura 79: Comparativo entre taxas de encalhes por dia de toninhas e botos-cinzas: em relação às três fases relacionadas com o acidente de Mariana, pretérita, pós-acidente e posterior ao monitoramento (A) e (B) em relação entre antes e depois do desastre de Mariana, considerando ambas as fases posteriores ao acidente em conjunto	187
Figura 80: Número de amostras por espécie de cetáceos recebidas no LGCA do CEUNES para as análises genéticas.....	193
Figura 81: Haplótipos identificados para a espécie <i>Sotalia guianensis</i> (a) e para a espécie <i>Megaptera novaeangliae</i> (b) para o marcador D-loop	195
Figura 82: Rede de haplótipos baseada na análise de Median-Joining da região controle do DNA mitocondrial (D-loop) da espécie <i>Sotalia guianensis</i> nos diferentes períodos avaliados. Cada círculo corresponde a um haplótipo e seu tamanho é proporcional à sua frequência na população. Cores diferentes representam os diferentes períodos avaliados. 1 SNP (<i>Single Nucleotide Polymorphism</i>) significa um passo mutacional entre os haplótipos.....	200
Figura 83: Rede de haplótipos baseada na análise de Median-Joining da região controle do DNA mitocondrial (D-loop) da espécie <i>Sotalia guianensis</i> nas três regiões avaliadas. Cada círculo corresponde a um haplótipo e seu tamanho é proporcional à sua frequência na população. Cores diferentes representam os diferentes períodos avaliados. 1 SNP (<i>Single Nucleotide Polymorphism</i>) significa um passo mutacional entre os haplótipos.....	202
Figura 84: Divisão das amostras de cetáceos coletados no Espírito Santo com base na foz dos principais rios do estado.....	205

Figura 85: Concentrações de HgT ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) no fígado de <i>Sotalia guianensis</i> coletados nas diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES)	208
Figura 86: Concentrações de As ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) no fígado de <i>Sotalia guianensis</i> coletados nas diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES)	211
Figura 87: Concentrações de Cd ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) no rim de <i>Sotalia guianensis</i> coletados nas diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES).....	212
Figura 88: Concentrações de Cu ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) no fígado de <i>Sotalia guianensis</i> coletados nas diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES)	212
Figura 89: Concentrações de Fe ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) no fígado de <i>Sotalia guianensis</i> coletados nas diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES)	213
Figura 90: Concentrações de Mn ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) no fígado de <i>Sotalia guianensis</i> coletados nas diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES)	213
Figura 91: Concentrações de Zn ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) no fígado de <i>Sotalia guianensis</i> coletados nas diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES)	214
Figura 92: Concentração do somatório de PCB no tecido adiposo subcutâneo de <i>Sotalia guianensis</i> coletados nas cinco regiões no estado do Espírito Santo, Brasil	218
Figura 93: Concentração do somatório de DDT no tecido adiposo subcutâneo de <i>Sotalia guianensis</i> coletados nas cinco regiões no estado do Espírito Santo, Brasil	218
Figura 94: Concentração de Mirex no tecido adiposo subcutâneo de <i>Sotalia guianensis</i> coletados nas cinco regiões no estado do Espírito Santo, Brasil.....	219
Figura 95: Perfil de contaminação por compostos organoclorados no tecido adiposo subcutâneo de <i>Sotalia guianensis</i> por região do estado do Espírito Santo, Brasil	219
Figura 96: Perfil do grau de cloração no ΣPCB em tecido adiposo subcutâneo de <i>Sotalia guianensis</i> coletados nas cinco regiões do estado do Espírito Santo, Brasil	220
Figura 97: Perfil de isômeros no ΣDDT em tecido adiposo subcutâneo de <i>Sotalia guianensis</i> coletados nas cinco regiões do estado do Espírito Santo, Brasil.....	220

Figura 98: Concentração do somatório dos compostos organobromados metoxilados no tecido adiposo subcutâneo de <i>Sotalia guianensis</i> coletados nas cinco regiões no estado do Espírito Santo, Brasil	222
Figura 99: Concentração do somatório dos compostos organobromados antrópicos (PBDEs) no tecido adiposo subcutâneo de <i>Sotalia guianensis</i> coletados nas cinco regiões no estado do Espírito Santo, Brasil.....	222
Figura 100: Perfil de compostos organobromados no tecido adiposo subcutâneo de <i>Sotalia guianensis</i> por região do estado do Espírito Santo, Brasil.....	224
Figura 101: Perfil dos congêneres de origem natural predominantes, 6-MeO-BDE-47 e 2-MeO-BDE-68, por região, em <i>Sotalia guianensis</i> coletados no estado do Espírito Santo, Brasil.....	224
Figura 102: Perfil dos congêneres de origem antrópica analisados em <i>Sotalia guianensis</i> coletados no estado do Espírito Santo, Brasil.....	225
Figura 103: Mediana do somatório dos compostos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos Σ HPAs _{TOTAIS} no tecido hepático de <i>Sotalia guianensis</i> , expressas em $\mu\text{g.g}^{-1}$ de peso lipídico, coletados nas cinco regiões no estado do Espírito Santo, Brasil.....	226
Figura 104: Mediana do somatório dos compostos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos e Σ HPAs _{USEPA} no tecido hepático de <i>Sotalia guianensis</i> , expressas em $\mu\text{g.g}^{-1}$ de peso lipídico, coletados nas cinco regiões no estado do Espírito Santo, Brasil.....	227
Figura 105: Perfil de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos no tecido hepático de <i>Sotalia guianensis</i> por região do estado do Espírito Santo, Brasil.....	229
Figura 106: Número de espécimes, espécies e grau de conservação das carcaças avaliadas (COD de 2 a 5) dos cetáceos encontrados encalhados no ES.....	230
Figura 107: Número amostral e órgãos analisados dos cetáceos encontrados encalhados no ES. .	231
Figura 108: Achados histopatológicos em amostras de pulmão dos cetáceos encontrados encalhados no ES.....	231
Figura 109: Pulmão: presença de mineralização (flecha preta), resquício de células inflamatórias (flecha branca), edema (seta preta), enfisema (seta branca), atelectasia (asterisco), <i>Sotalia guianensis</i> , EAE_S24. Coloração: HEAumento: 4X.....	232
Figura 110: Pulmão: processo inflamatório (asterisco), capsula de tecido conjuntivo (seta preta), parasito (seta branca), <i>Sotalia guianensis</i> , EAE_S27. Coloração: HE. Aumento: 20X.....	233
Figura 111: Pulmão: mineralização (seta preta), mineralização de cartilagem hialina (seta branca), <i>Sotalia guianensis</i> , EAE_S27. Coloração: HE. Aumento: 10X.....	233
Figura 112: Achados histopatológicos em amostras de rins dos cetáceos encontrados encalhados no ES.....	234

Figura 113: Achados histopatológicos em amostras de fígado dos cetáceos encontrados encalhados no ES.....	235
Figura 114: Achados histopatológicos em amostras de pele dos cetáceos encontrados encalhados no ES.....	235
Figura 115: Pele: Epiderme com início de processo autolítico (asterisco), processo inflamatório na derme (seta preta), <i>Sotalia guianensis</i> , EAE_S7. Coloração: HE. Aumento 4X	236
Figura 116: Pele: Processo inflamatório na região dérmica, mononucleares (asterisco), proliferação de tecido conjuntivo circundante (seta preta), <i>Sotalia guianensis</i> , EAE_S7. Coloração: HE. Aumento: 10X.	236
Figura 117: Pele: Processo inflamatório leve em região de papila dérmica, <i>Sotalia guianensis</i> , EAE_S22. Coloração: HE. Aumento 4X	237
Figura 118: Escápula com fratura e remodelamento ósseo (seta preta) de <i>Sotalia guianensis</i> , macho, filhote, três anos (EAE_N5).....	239
Figura 119: Costela com fratura e remodelamento (calo) ósseo (asterisco) de <i>Pontoporia blainvillei</i> , fêmea, filhote (EAE_N10).....	240
Figura 120: Protusão discal de <i>Sotalia guianensis</i> , macho, adulto, cinco anos (EAE_N22).....	240
Figura 121: Abertura do arco neural de <i>Steno bredanensis</i> , macho, adulto (EAE_S4)	240
Figura 122: Espondilose em vértebra de <i>Pontoporia blainvillei</i> , juvenil (EAE_N32)	241
Figura 123: Espondilite anquilosante de <i>Sotalia guianensis</i> , macho, juvenil, quatro anos (EAE_N16)	241
Figura 124: Crescimento ósseo anormal em escápula de <i>Sotalia guianensis</i> , fêmea, adulta, 21 anos (EAE_N36)	242
Figura 125: Em (A) <i>Sotalia guianensis</i> (EAE_S6) que foi detectado morbilivírus apresentando lesões hipocrômicas na comissura bucal (crédito: ORCA). Em (B) e (C) outro <i>Sotalia guianensis</i> (EAE_N5) que apresentou lesões epiteliais hipocrômicas na comissura bucal e no pedúnculo caudal com resultado de PCR positivo para morbillivírus	244
Figura 126: Valores da razão isotópica de carbono ($\delta^{13}\text{C}$, ‰) e de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$; ‰) em juvenis e adultos de <i>Sotalia guianensis</i> (Sg) de cada região amostral e do <i>Steno bredanensis</i> (Sb).....	245
Figura 127: Valores médios (\pm EP) de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ em <i>Sotalia guianensis</i> nas regiões 1 (Sg_Rg 1) e 2 (Sg_Rg 2) e nas presas coletadas nos rios São Mateus (SM), Doce (DO) e Ipiranga (IP).....	246
Figura 128: Frequência de idade, em anos, de indivíduos de <i>Sotalia guianensis</i> coletados no Espírito Santo	247

Figura 129: Frequência de machos e fêmeas de <i>Sotalia guianensis</i> por estágio de maturidade gonadal	248
Figura 130: Percentual de entrevistas com pescadores por localidade no litoral norte do ES – Novembro/2018 – Setembro/2019.	250
Figura 131: Espécies registradas pelos pescadores durante suas pescarias apontadas pelos pescadores no litoral norte do Espírito Santo	251
Figura 132: Interações com cetáceos registradas pelos pescadores no litoral norte do Espírito Santo.	253
Figura 133: Percentual das espécies de cetáceos que se aproximaram das embarcações no litoral norte do Espírito Santo	254
Figura 134: Tamanho da frota ativa por localidade atualizada no mês de dezembro de 2018 e valores mínimo e máximo observados entre julho de 2017 e dezembro de 2018. (BAN=Barra Nova; BAR=Barra do Riacho; CON=Conceição da Barra; GUR=Guriri; REG=Regência; SAN=Santa Cruz)	256
Figura 135: Distribuição de frequência por classe de esforço de pesca (em dias de mar) por desembarque para o conjunto de localidades do projeto de monitoramento de capturas incidentais de toninhas no litoral norte do Espírito Santo, no período entre julho de 2017 e dezembro de 2018.....	257
Figura 136: Distribuição percentual (relativa ao peso em kg) dos principais recursos pesqueiros desembarcados para cada uma das cinco localidades monitoradas no norte do Espírito Santo. Dados dos desembarques amostrados entre julho de 2017 e dezembro de 2018. (BAN=Barra Nova; BAR=Barra do Riacho; COM=Conceição da Barra; REG=Regência; SAN=Santa Cruz)	258
Figura 137: Análise de Coordenadas Principais (PCoA) comparando a distância genética entre as populações analisadas antes do Rompimento da Barragem de Mariana (Pré RBM) e depois Rompimento da Barragem de Mariana (Pós RBM). (A) <i>S. leucogaster</i> (Arquipélago de Abrolhos); (B) <i>P. aethereus</i> (Arquipélago de Abrolhos) e (C) <i>P. arminjoniana</i> (Ilha da Trindade).....	261
Figura 138: Colônias de <i>Escherichia coli</i> (rosa escuro) em meio MacConkey	263
Figura 139: Concentração (mg/kg peso seco) dos elementos traço essenciais cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), e zinco (Zn) no sangue e nas penas de contorno e em crescimento de <i>Thalassarche chlororhynchos</i> , no período anterior ao rompimento da barragem de Fundão.....	268
Figura 140: Concentração (mg/kg peso seco) dos elementos traço não essenciais arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb) no sangue e nas penas de contorno e em crescimento de <i>Thalassarche chlororhynchos</i> no período anterior ao rompimento da barragem de Fundão.....	269
Figura 141: Concentrações (mg/kg peso seco) dos elementos traço essenciais cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn) no sangue de <i>Sula leucogaster</i> nos períodos antes e depois do rompimento da barragem de fundão	270

- Figura 142: Concentrações (mg/kg peso seco) dos elementos traço essenciais cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn) no sangue nos períodos anterior (antes) e posterior (depois) ao rompimento da barragem de Fundão em *Pterodroma arminjoniana* 273
- Figura 143: Concentrações (mg/kg peso seco) dos elementos traço essenciais cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn) referentes aos períodos antes e depois do rompimento da barragem de Fundão em *Phaethon aethereus*. 274
- Figura 144: Concentrações (mg/kg peso seco) dos elementos traço não essenciais arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb) medidos no sangue de *Sula leucogaster* nos períodos antes e depois do rompimento da barragem de Fundão..... 277
- Figura 145: Concentrações (mg/kg peso seco) dos elementos traço não essenciais arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb) no sangue nos períodos anterior (antes) e posterior (depois) ao rompimento da barragem de Fundão em *Pterodroma arminjoniana*. 278
- Figura 146: Concentrações (mg/kg peso seco) dos elementos traço não essenciais arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb) no sangue nos períodos anterior (antes) e posterior (depois) ao rompimento da barragem de Fundão em *Phaethon aethereus*..... 279
- Figura 147: Concentrações (mg/kg peso seco) dos elementos traço essenciais cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn) nas penas em crescimento (antes do rompimento da barragem de Fundão) e de contorno (depois do rompimento) de *Sula leucogaster*..... 282
- Figura 148: Concentrações (mg/kg peso seco) dos elementos traço essenciais cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn) nas penas primárias no período anterior (antes) e nas penas de contorno no período posterior (depois) ao rompimento da barragem de Fundão em *Pterodroma arminjoniana*..... 283
- Figura 149: Concentrações (mg/kg peso seco) dos elementos traço essenciais cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn) nas penas em crescimento, referentes ao período de antes do rompimento da barragem de Fundão, e das penas de contorno, referentes à depois do rompimento, em *Phaethon aethereus*..... 284
- Figura 150: Concentrações (mg/kg peso seco) dos elementos traço não essenciais arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb) nas penas em crescimento (antes do rompimento da barragem de Fundão) e de contorno (depois do rompimento) de *Sula leucogaster*..... 285
- Figura 151: Concentrações (mg/kg peso seco) dos elementos traço não essenciais arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb) nas penas primárias antes do rompimento da barragem de Fundão e das penas de contorno depois do rompimento em *Pterodroma arminjoniana*. 286
- Figura 152: Concentrações (mg/kg peso seco) dos elementos traço não essenciais arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb) nas penas em crescimento do período antes do rompimento da

barragem de Fundão e das penas de contorno do período depois do rompimento em <i>Phaethon aethereus</i>	287
Figura 153: Dieta de <i>Pterodroma arminjoniana</i> antes e depois do rompimento da barragem. A análise evidencia a não alteração da dieta entre os períodos avaliados.	310
Figura 154: Avaliação do nicho isotópico de <i>P. arminjoniana</i> durante todo o período reprodutivo e apenas durante o período pré-incubatório. Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ são dados em ‰.	310
Figura 155: Evidência gráfica da diminuição dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ em sangue de <i>P. arminjoniana</i> durante o período pós-rompimento. Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ são dados em ‰.	310
Figura 156: Inferência da dieta de <i>Phaethon aethereus</i> através de modelos de mistura Bayesiano, nos períodos pré-rompimento (A) e pós-rompimento (B).	311
Figura 157: Nicho isotópico de <i>P. aethereus</i> evidenciando a diminuição do nicho no período pós-rompimento.....	311
Figura 158: Dieta de <i>Sula leucogaster</i> nos períodos pré-rompimento (A) e pós-rompimento (B).	311
Figura 159: Nicho isotópico de <i>Sula leucogaster</i> evidenciando o achatamento do nicho e a diminuição dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ no período pós-rompimento.	312
Figura 160: Dieta de <i>Thalassarche chlororhynchos</i> durante o período pré-rompimento	312
Figura 161: Áreas de forrageio de <i>Phaethon aethereus</i> nos períodos pré (esquerda) e pós-rompimento (direita), sobrepostos às imagens com dados de temperatura superficial do mar (acima) e clorofila <i>a</i> (abaixo).....	314
Figura 162: Áreas de forrageio de <i>P. aethereus</i> no arquipélago dos Abrolhos em 2012. À esquerda, mapa demonstrando áreas de alimentação identificadas pelo modelo de Markov (em vermelho) e pelo sensor de pressão (círculos pretos). À direita, áreas de alimentação estimados pelo método de Kernel a partir de dados do modelo de Markov (vermelho) e do sensor de pressão (vermelho)	315
Figura 163: Áreas de forrageio de <i>S. leucogaster</i> nos períodos pré (esquerda) e pós-rompimento (direita), sobrepostos às imagens com dados de temperatura superficial do mar (acima) e clorofila <i>a</i> (abaixo).....	317
Figura 164: Rastreamento de <i>Pterodroma arminjoniana</i> nos períodos pré (esquerda) e pós (direita) rompimento.....	318
Figura 165: <i>Thalassarche chlororhynchos</i> rastreados nos períodos pré (pontos pretos e vermelhos) e pós (polígono verde e pontos azuis) rompimento da barragem.	319
Figura 166: Tamanhos populacionais de <i>Sula leucogaster</i> nidificantes em Abrolhos, estimados ao longo dos anos por contagem de ninhos ativos, provenientes de dados pretéritos (barra preta) e dados atuais (barra cinza).	320

Figura 167: Tamanhos populacionais de <i>Phaethon aethereus</i> nidificantes em Abrolhos, estimados ao longo dos anos por dados de anilhamento. Dados pretéritos (barra preta), e dados atuais (barra cinza), obtidos através da contagem de ninhos ativos pela equipe.	320
Figura 168: Tamanhos populacionais estimados por anilhamento realizado pela Associação Vila-Velhense de Proteção Ambiental - AVIDEPA entre 1988 e 2006 em sete ilhas no estado do Espírito Santo. Figura retirada de MESTRE (2006).	321
Figura 169: Desenvolvimento de ovos e filhotes de <i>S. leucogaster</i> monitorados entre março e julho de 2019 na ilha Santa Bárbara, Arquipélago dos Abrolhos.	322
Figura 170: Desenvolvimento de ovos e filhotes de <i>P. aethereus</i> monitorados entre dezembro de 2018 e julho de 2019 na ilha Santa Bárbara, Arquipélago dos Abrolhos.	322
Figura 171: Número de aves, por espécie, registradas pelo PMP-BC/ES encalhadas nas praias na região de estudo, no período de outubro de 2018 a abril de 2019.	324
Figura 172: Mapa com a distribuição dos encalhes de <i>Sula leucogaster</i> monitorados pelo PMP BC/ES.	325
Figura 173: Mapa com a distribuição dos encalhes de <i>Puffinus puffinus</i> monitorados pelo PMP BC/ES.	326
Figura 174: Mapa com a distribuição dos encalhes de <i>Sterna hirundo</i> monitorados pelo PMP BC/ES.	326
Figura 175: Mapa com a distribuição dos encalhes de <i>Larus dominicanus</i> monitorados pelo PMP BC/ES.	327
Figura 176: Mapa com a distribuição dos encalhes de <i>Fregata magnificens</i> monitorados pelo PMP BC/ES.	327
Figura 177: Número de registros de aves no período de outubro de 2018 a junho de 2019, registrados pelo PMP-BC/ES.	329
Figura 178: Observadores de bordo durante esforço de observação de aves marinhas na embarcação Mar de Abrolhos.	331
Figura 179: Representação do esforço amostral realizado sobre as transecções entre outubro de 2018 e setembro de 2019. O esforço amostral está representado em uma malha com 4 x 4 km ² de resolução, na qual a escala de cores indica o somatório de km ² percorridos durante os meses de primavera (outubro, novembro e dezembro), verão (janeiro, fevereiro e março) e outono (abril, maio e junho) e inverno (julho, agosto e setembro). Unidades de Conservação estão representadas: Refúgio da Vida Silvestre de Santa Cruz (RVS Santa Cruz), Área de Proteção Ambiental Costa das Algas (APA Costa das Algas) e Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (PARNA Abrolhos).	332

- Figura 180: Representação espacial dos registros de aves marinhas coletados durante a primavera de 2018. Unidades de Conservação estão representadas: Refúgio da Vida Silvestre de Santa Cruz (RVS Santa Cruz), Área de Proteção Ambiental Costa das Algas (APA Costa das Algas) e Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (PARNA Abrolhos). Abreviação: Ave N.I., Ave não identificada..... 338
- Figura 181: Representação espacial dos registros de aves marinhas coletados durante o verão de 2019. Unidades de Conservação estão representadas: Refúgio da Vida Silvestre de Santa Cruz (RVS Santa Cruz), Área de Proteção Ambiental Costa das Algas (APA Costa das Algas) e Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (PARNA Abrolhos). Abreviação: Ave N.I., Ave não identificada..... 339
- Figura 182: Representação espacial dos registros de aves marinhas coletados durante o outono de 2019. Unidades de Conservação estão representadas: Refúgio da Vida Silvestre de Santa Cruz (RVS Santa Cruz), Área de Proteção Ambiental Costa das Algas (APA Costa das Algas) e Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (PARNA Abrolhos). Abreviação: Ave N.I., Ave não identificada..... 340
- Figura 183: Representação espacial dos registros de aves marinhas coletados durante o inverno de 2019. Unidades de Conservação estão representadas: Refúgio da Vida Silvestre de Santa Cruz (RVS Santa Cruz), Área de Proteção Ambiental Costa das Algas (APA Costa das Algas) e Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (PARNA Abrolhos). Abreviação: Ave N.I., Ave não identificada..... 341
- Figura 184: Representação da densidade total (Nº de indivíduos registrados em censos contínuos ou instantâneo por km² em esforço) na Foz do Rio Doce e águas adjacentes. A densidade está representada em uma em uma malha com 4 x 4 km² de resolução e escala 346
- Figura 185: Representação da densidade de indivíduos da família Procellariidae (Nº de indivíduos registrados em censos contínuos ou instantâneo por km² em esforço) na Foz do Rio Doce e águas adjacentes. A densidade está representada em uma em uma malha com 4 x 4 km² de resolução e escala de cores indica o somatório da densidade de aves da família na respectiva célula. O Rio Doce está representado em azul..... 347
- Figura 186: Representação da densidade de indivíduos da família Sternidae (Nº de indivíduos registrados em censos contínuos ou instantâneo por km² em esforço) na Foz do Rio Doce e águas adjacentes. A densidade está representada em uma em uma malha com 4 x 4 km² de resolução e escala de cores indica o somatório da densidade de aves da família na respectiva célula. O Rio Doce está representado em azul..... 348
- Figura 187: Representação da densidade de indivíduos da família Sulidae (Nº de indivíduos registrados em censos contínuos ou instantâneo por km² em esforço) na Foz do Rio Doce e águas adjacentes. A densidade está representada em uma em uma malha com 4 x 4 km² de resolução e escala de cores indica o somatório da densidade de aves da família na respectiva célula. O Rio Doce está representado em azul. 349
- Figura 188: Representação da densidade de indivíduos da família Diomedidae (Nº de indivíduos registrados em censos contínuos ou instantâneo por km² em esforço) na Foz do Rio Doce e águas

adjacentes. A densidade está representada em uma em uma malha com 4 x 4 km² de resolução e escala de cores indica o somatório da densidade de aves da família na respectiva célula. O Rio Doce está representado em azul..... 350

Figura 189: Representação de dados pretéritos compilados a partir de estudos prévios, listas de aves do Brasil, bibliografia e bancos de dados públicos na região da Foz do Rio Doce e águas adjacentes, incluindo Rio de Janeiro e Bahia. Alguns registros ocorrem em terra, provavelmente por constar a localidade mais próxima da avistagem 352

Figura 190: Número de aves aquáticas contados na foz do Rio Doce e costa adjacente: Mapa amostral dos setores de praia com monitoramento da assembleia de aves aquáticas. Em destaque os registros do número de indivíduos de aves aquáticas na Transecção de Pontal do Ipiranga e foz Barra Seca, Transecção de Povoação e Pontal Norte do Rio Doce, Transecção de Regência e Pontal Sul do Rio Doce e setor de Piraquê-açu, o qual compreende 23 pontos fixos de amostragem. Campanhas realizadas mensalmente, de outubro de 2018 a setembro de 2019..... 353

Figura 191 Curva de coletor das aves aquáticas para a área amostral na foz do Rio Doce e costa adjacente entre outubro de 2018 e setembro de 2019. Sobs= Riqueza observada. 359

Figura 192: Número de indivíduos de aves aquáticas registrados na foz do Rio Doce e áreas adjacentes durante o período de outubro de 2018 a setembro de 2019. Na porção superior das colunas está o número de indivíduos junto a foz dos rios de cada setor: Barra Seca em Pontal do Ipiranga, Pontal Norte do Rio Doce em Povoação, Pontal Sul do Rio Doce em Regência e Rio Piraquê-açu no transecto de Piraquê-açu. 360

Figura 193: Variação mensal no número de indivíduos de aves aquáticas nos quatro setores de costa de áreas adjacentes a foz do Rio Doce no período de outubro de 2018 a setembro de 2019. 361

Figura 194: Variação mensal no número de indivíduos das duas espécies de aves costeiras mais abundantes da foz do Rio Doce e costa adjacente: *Sterna hirundo* e *Thalasseus acutiflavidus* no período de outubro de 2018 a setembro de 2019. 361

Figura 195: Parte de um bando misto de *Sterna hirundo* e *Thalasseus acutiflavidus* posicionando-se para repousar em um banco de areia na margem Norte da foz do Rio Doce, em dezembro de 2018. 362

Figura 196: Variação mensal no número de indivíduos das espécies de aves costeiras ameaçadas de extinção na foz do Rio Doce e costa adjacente entre outubro de 2018 a setembro de 2019: *Thalasseus maximus* (EN - Em Perigo) e *Sterna hirundinacea* (VU – Vulnerável)..... 363

Figura 197: (A) Probabilidade média de diferentes números de agrupamentos (K=3) estimado pelo método de PRITCHARD et al. (2010) e (B) variação da probabilidade média entre números sucessivos de agrupamentos (K=3). Os parâmetros foram estimados pelo método de EVANNO et al. (2005), para a população de *Caretta caretta*. 365

Figura 198: Probabilidade de indivíduos de <i>Caretta caretta</i> pertencerem ao agrupamento K=3 estimado pelo método de PRITCHARD et al. (2010), apresentando três prováveis populações na área amostrada.	366
Figura 199: Rede dos quatro haplótipos (867 pb) da região controle do DNA mitocondrial de <i>C. caretta</i> em área de desova do Espírito Santo, sendo os haplótipos encontrados antes (azul) e após o rompimento da barragem (laranja).....	367
Figura 200: (A) Probabilidade média de diferentes números de agrupamentos (K) estimado pelo método de PRITCHARD et al. (2010) e (B) variação da probabilidade média entre números sucessivos de agrupamentos (K) estimada pelo método de EVANNO et al. (2005), para a população de <i>Chelonia mydas</i>	369
Figura 201: Probabilidade de indivíduos de <i>Chelonia mydas</i> pertencerem ao agrupamento (K=2) estimado pelo método de PRITCHARD et al. (2010), apresentando duas prováveis populações na área amostrada.....	370
Figura 202: Rede dos dez haplótipos da região controle do DNA mitocondrial de <i>C. mydas</i> em área de alimentação do Espírito Santo, sendo os haplótipos encontrados antes (azul – NARO-MACIEL et al., 2012) e após o rompimento da barragem (laranja).....	372
Figura 203: (A) Probabilidade média de diferentes números de agrupamentos (K) estimado pelo método de PRITCHARD et al. (2010) e (B) variação da probabilidade média entre números sucessivos de agrupamentos (K) estimada pelo método de EVANNO et al. (2005) para população de <i>Dermochelys coriacea</i>	375
Figura 204: Probabilidade de indivíduos de <i>Dermochelys coriacea</i> pertencerem ao agrupamento (K=2) estimado pelo método de PRITCHARD et al. (2010), apresentando duas prováveis populações na área amostrada.....	375
Figura 205: Rede dos três haplótipos da região controle do DNA mitocondrial de <i>D. coriacea</i> em área de desova do Espírito Santo, sendo os haplótipos encontrados antes (azul – VARGAS et al., 2019 e presente relatório) e após o rompimento da barragem (laranja).	377
Figura 206: Prevalência de fibropapilomatose em <i>Chelonia mydas</i> juvenis na área controle (Coroa Vermelha, BA) e na área afetada pela pluma primária de rejeitos de mineração (foz do rio Piraquê-Açú, APA Costa das Algas, Aracruz, ES) de 2016 a 2019.	382
Figura 207: Blefarconjuntivite severa em <i>Caretta caretta</i> na Praia de povoação, Linhares, ES, na temporada reprodutiva 2018-2019.....	387
Figura 208: Ceratoconjuntivite em <i>Caretta caretta</i> na Praia de Povoação, Linhares, ES, na temporada reprodutiva 2018-2019.	388

Figura 209: Análise de componentes principais dos parâmetros hematológicos e metais pesados plasmáticos de *Caretta caretta* de Povoação (ES) e Praia do Forte (BA) obtidos na temporada reprodutiva 2018-2019. 396

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Descrição das estações amostrais do dronemonitoramento da megafauna marinha.....	50
Tabela 2: Esforço amostral realizado entre fevereiro a maio de 2019, destacando os trechos percorridos em cada campanha (Anexo 6 - Projeto Megafauna/ Bioacústica).....	58
Tabela 3: Especificações técnicas dos sistemas de aquisição acústica utilizados na etapa de campo do Anexo 6 - Projeto Megafauna/Bioacústica.	60
Tabela 4: Limites de quantificação para PCBs, expressos em $\mu\text{g.g}^{-1}$	77
Tabela 5: Limites de quantificação de pesticidas, expressos em $\mu\text{g.g}^{-1}$	77
Tabela 6: Limites de quantificação para PBDEs, HBBZ e PBEB expressos em $\mu\text{g.g}^{-1}$	78
Tabela 7: Limites de quantificação para os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) expressos em $\mu\text{g.g}^{-1}$	80
Tabela 8: Relação de dados obtidos pré e pós-rompimento da barragem, o número de indivíduos e o ano de rastreamento remoto para cada espécie analisada.	85
Tabela 9: Descrição de cada transecção percorrida para contagem de aves no mar	87
Tabela 10: Lista de taxa registrados no dronemonitoramento da megafauna marinha.	99
Tabela 11: Sumário das campanhas de verão e inverno dos sobrevoos realizados no subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”.	105
Tabela 12: Número de grupos e número de indivíduos de cada grupo taxonômico registrados durante os sobrevoos das campanhas de verão e inverno no subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”.	106
Tabela 13: Estatística descritiva da composição de grupo referente ao registro visual de cetáceos. Média \pm desvio padrão; (mínimo - máximo); e coeficiente de variação.....	129
Tabela 14: Quantificação dos estados comportamentais observados durante o monitoramento visual de cetáceos. Número de eventos comportamentais (porcentagem).	130
Tabela 15: Taxa de encontro acústico de cetáceos por campanha, (transecção em milhas náuticas/número de registro acústico por transecto).	130
Tabela 16: Quantificação dos tipos de sons de cetáceos registrados, identificados estruturalmente após inspeção aurál e visual no programa <i>Raven</i>	136
Tabela 17: Estatística descritiva dos parâmetros acústicos dos cliques emitidos pelos cetáceos. Média \pm desvio padrão; (mínimo - máximo); e coeficiente de variação.....	137

Tabela 18: Estatística descritiva dos parâmetros acústicos dos sons pulsados explosivos emitidos pelos cetáceos. Média \pm desvio padrão; (mínimo - máximo); e coeficiente de variação.	137
Tabela 19: Estatística descritiva dos parâmetros acústicos dos assobios emitidos pelos cetáceos. Média \pm desvio padrão; (mínimo - máximo); e coeficiente de variação.	138
Tabela 20: Quantificação da frequência relativa do contorno visual dos assobios de cetáceos registrados.	139
Tabela 21: Estatística descritiva dos parâmetros acústicos dos chamados emitidos pelos cetáceos. Média \pm desvio padrão; (mínimo - máximo); e coeficiente de variação.	142
Tabela 22: Classificação de cliques, número de modelos gerados (trial), tamanho da árvore e erros de classificação associados.	145
Tabela 23: Matrizes de validação da análise de classificação (em %) de clique, assobios e análise integrada (cliques+assobios) para <i>Sotalia guianensis</i> , <i>Tursiops truncatus</i> e espécie não identificada por avistagem.	145
Tabela 24 : Classificação de assobios, número de modelos gerados (trial), tamanho da árvore e erros de classificação associados.	146
Tabela 25: Classificação integrada (cliques+assobios), número de modelos gerados (trial), tamanho da árvore e erros de classificação associados.	148
Tabela 26: Análise descritiva da distribuição das espécies em relação às variáveis: distância à costa, profundidade e latitude. Média \pm desvio padrão; (mínimo - máximo); e coeficiente de variação.	149
Tabela 27: Coeficientes de correlação de Spearman para as variáveis explicativas.	150
Tabela 28: Modelos Binomial negativo ajustados para investigar a relação entre a variável resposta e as explicativas e seus respectivos valores de estimativa, valor de p (<0.05), grau de liberdade residual, desvio residual e Critério de Informação de Akaike.	153
Tabela 29: Coeficientes de correlação de Spearman para as variáveis explicativas.	155
Tabela 30: Modelos Lineares Generalizados Gaussian ajustados para investigar a relação entre cada variável resposta avaliada e as variáveis explicativas, bem como seus respectivos valores de estimativa, valor de p (<0,05), grau de liberdade residual, desvio residual e Critério de Informação de Akaike.	156
Tabela 31: Modelos Lineares Generalizados Gaussian/Poisson ajustados para investigar a relação entre cada variável resposta avaliada e as variáveis explicativas, bem como seus respectivos valores de estimativa, valor de p (<0,05), grau de liberdade residual, desvio residual e Critério de Informação de Akaike.	159

Tabela 32: Dados observados nas estações amostrais por ponto fixo EAMPF_PA (Ponto A – foz do Rio Piraqueaçu, Aracruz), EAMPF_PB (Ponto B – praia da Sauna, Aracruz), EAMPF_RA (Ponto A – foz do Rio Doce, Regência), EAMPF_RB (ponto B – praia de Regência) e embarque	172
Tabela 33: Número de indivíduos, tamanho do fragmento (pb) analisado, n° de haplótipos, diversidade haplotípica (h), diversidade nucleotídica (π) para as espécies de cetáceos avaliadas com marcador D-loop.....	194
Tabela 34: Valores de Φ ST (Abaixo da diagonal) e Fst (acima da diagonal) par-a-par entre cinco regiões para as 187 sequências de D-loop da espécie <i>Sotalia guianensis</i> (409 bp). Valores estatisticamente significativos estão coloridos de cinza. $P < 0,05$	195
Tabela 35: Análise de Variância Molecular (AMOVA) entre cinco regiões para as 187 sequências da espécie <i>Sotalia guianensis</i> utilizando-se marcador mitocondrial D-loop (409 bp)	196
Tabela 36: Valores de Φ ST (Abaixo da diagonal) e Fst (acima da diagonal) par-a-par entre três regiões para as 187 sequências de D-loop da espécie <i>Sotalia guianensis</i> (409 bp). Valores estatisticamente significativos estão coloridos de cinza. $P < 0,05$	196
Tabela 37: Análise de Variância Molecular (AMOVA) entre três regiões para as 187 sequências de D-loop da espécie <i>Sotalia guianensis</i> (409 bp)	196
Tabela 38: Valores de Fst par-a-par entre combinações de dois períodos para as 187 sequências de D-loop da espécie <i>Sotalia guianensis</i> (409 bp). Valores estatisticamente significativos estão coloridos de cinza. $P < 0,05$	197
Tabela 39: Análise de Variância Molecular (AMOVA) para análise temporal das 187 sequências de D-loop da espécie <i>Sotalia guianensis</i> (409 bp)	197
Tabela 40: Valores de Fst par-a-par entre combinações de três períodos para as 187 sequências de D-loop da espécie <i>Sotalia guianensis</i> (409 bp). Valores estatisticamente significativos estão coloridos de cinza. $P < 0,05$	197
Tabela 41: Análise de Variância Molecular (AMOVA) para análise temporal de três períodos das 187 sequências de D-loop da espécie <i>Sotalia guianensis</i> (409 bp)	197
Tabela 42: Valores de Φ ST (Abaixo da diagonal) e Fst (acima da diagonal) par-a-par entre as divisões espaço-temporais para as 187 sequências de D-loop da espécie <i>Sotalia guianensis</i> (409 bp). Valores estatisticamente significativos estão coloridos de cinza. $P < 0,05$	198
Tabela 43: Análise de Variância Molecular (AMOVA) para as divisões espaço-temporais das 187 sequências de D-loop da espécie <i>Sotalia guianensis</i> (409 bp)	198
Tabela 44: Número de indivíduos (N), tamanho do fragmento (pb) analisado, n° de haplótipos (Nh), diversidade haplotípica (h), diversidade nucleotídica (π), D de Tajima, Fs de Fu para <i>Sotalia guianensis</i> em diferentes períodos (Pré e Pós) com marcador D-loop (409p)	199

Tabela 45: Número de indivíduos (N), tamanho do fragmento (pb) analisado, n° de haplótipos (Nh), diversidade haplotípica (h), diversidade nucleotídica (π), D de Tajima, Fs de Fu para <i>Sotalia guianensis</i> em diferentes regiões com marcador D-loop (409pb). Valores entre parênteses são valores de p, para D de Tajima foi considerado $P < 0,05$ e para Fs de Fu $P < 0,02$	201
Tabela 46: Número de indivíduos (N), tamanho do fragmento (pb) analisado, n° de haplótipos (Nh), diversidade haplotípica (h), diversidade nucleotídica (π), D de Tajima, Fs de Fu para <i>Sotalia guianensis</i> em diferentes regiões com marcador D-loop (409pb). Valores e entre parêntese são valores de p, para D de Tajima foi considerado $P < 0,05$ e para Fs de Fu $P < 0,02$	203
Tabela 47: Média, mediana, mínimo e máximo das concentrações de HgT no fígado, músculo e rim de <i>Sotalia guianensis</i> coletados nas diferentes regiões da costa do Espírito Santo, expressos em $\mu\text{g.g}^{-1}$ de peso úmido (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES)	207
Tabela 48: Concentrações de HgT ($\mu\text{g.g}^{-1}$) no fígado, músculo e rim dos espécimes de golfinho-de-dentes-rugosos (<i>Steno bredanensis</i>) coletados na costa do Espírito Santo	208
Tabela 49: Média, mediana, mínimo e máximo das concentrações de As, Cd, Cu, Fe, Mn e Zn no fígado, músculo e rim de <i>Sotalia guianensis</i> coletados na costa do Espírito Santo expressos em $\mu\text{g.g}^{-1}$ de peso úmido para cada Região (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES).....	210
Tabela 50: Concentrações de As, Cd, Cu, Fe, Mn e Zn ($\mu\text{g.g}^{-1}$) no fígado, músculo e rim dos espécimes de golfinho-de-dentes-rugosos (<i>Steno bredanensis</i>) coletados na costa do Espírito Santo	214
Tabela 51: Somatório das concentrações de compostos organoclorados analisados em tecido adiposo subcutâneo de cetáceos coletados no estado do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g.g}^{-1}$ de peso lipídico. DP representa o desvio padrão; Mín representa a concentração mínima de determinado composto por espécie e por região e o Máx representa a concentração máxima de determinado composto por espécie e por região	217
Tabela 52: Somatório das concentrações de compostos organobromados analisados em tecido adiposo subcutâneo de cetáceos coletados no estado do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g.g}^{-1}$ de peso lipídico. DP representa o desvio padrão; Mín representa a concentração mínima de determinado composto por espécie e por região e o Máx representa a concentração máxima de determinado composto por espécie e por região	223
Tabela 53: Somatório das concentrações de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos ($\sum\text{HPAs}_{\text{TOTALIS}}$; $\sum\text{HPAs}_{\text{USEPA}}$, $\sum\text{HPAs}_{\text{PETROGÊNICOS}}$ e $\sum\text{HPAs}_{\text{PIROLÍTICOS}}$) analisados em tecido hepático de cetáceos coletados no estado do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g.g}^{-1}$ de peso lipídico.....	228
Tabela 54: Valores descritivos das razões isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$; ‰) e de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$; ‰) em <i>Sotalia guianensis</i> de cada região amostral	245

Tabela 55: Tamanho e idade dos indivíduos de <i>Sotalia guianensis</i> analisados, por estágio de maturidade gonadal. CT: comprimento total (em cm), idade em anos	248
Tabela 56: Número de entrevistas com pescadores por localidade trabalhada sobre interação com cetáceos no litoral norte do Espírito Santo.	249
Tabela 57: Número de registros de avistagens e respectivas espécies de cetáceos apontadas pelos pescadores no litoral norte do Espírito Santo.	250
Tabela 58: Características preliminares dos municípios costeiros da área de pesquisa. Em negrito estão as comunidades trabalhadas	255
Tabela 59: Parâmetros de diversidade genética de marcadores microssatélites para as populações analisadas: Heterozigosidades observada (HO) e Esperada (HE), coeficiente de endogamia(FIS), Média do número de alelos encontrados, Riqueza alélica, Diversidade gênica e Proporção de <i>loci</i> polimórficos dada em porcentagem (P) e número total de alelos encontrados. * Indica desvios significativos do Equilíbrio de Hardy-Weinberg (P<0,05). RBM = Rompimento da Barragem de Mariana.	260
Tabela 60: Características epidemiológicas, fenotípicas e genotípicas de bactérias resistentes a antibióticos isoladas da microbiota cloacal de aves marinhas do arquipélago dos Abrolhos – BA....	264
Tabela 61: Valores mínimos, médios, medianos e máximos (mg/kg peso seco) de arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn), medidos no sangue, nas penas de contorno e nas penas em crescimento de <i>Thalassarche chlororhynchos</i> , nos Pré e Pós rompimento da barragem de Fundão.	265
Tabela 62: Correlações entre as concentrações dos elementos arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) medidas no sangue e nas penas de contorno dos mesmos indivíduos de <i>Thalassarche chlororhynchos</i> , e comparação das concentrações quanto ao tipo de penas, expressas em <i>p</i> valor. As correlação e diferenças significativas estão em negrito.....	266
Tabela 63: Correlações entre as concentrações dos elementos arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) no sangue de <i>Thalassarche chlororhynchos</i> nos Pré e Pós rompimento da barragem de Fundão. Os valores em negrito evidenciam as correlações significativas, enquanto os (*) indicam correlação marginalmente significativa.....	267
Tabela 64: Correlações entre os elementos arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) nas penas de contorno de <i>Thalassarche chlororhynchos</i> nos Pré e Pós rompimento da barragem de Fundão. Os valores em negrito evidenciam as correlações significativas.....	271
Tabela 65: Correlações entre os elementos arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) nas penas em crescimento de	

<i>Thalassarche chlororhynchos</i> , nos Pré e Pós rompimento da barragem de Fundão. Os valores em negrito evidenciam as correlações significativas.	271
Tabela 66: Valores mínimos, médios, medianos e máximos (mg/kg peso seco) dos elementos traço essenciais cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn), medidos no sangue de <i>Sula leucogaster</i> , <i>Pterodroma arminjoniana</i> e <i>Phaethon aethereus</i> nos Pré e Pós rompimento da barragem de Fundão. Os valores em negrito evidenciam as diferenças significativas de p	275
Tabela 67: Valores mínimos, médios, medianos e máximos (mg/kg peso seco) dos elementos traço não essenciais arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb) medidos no sangue de <i>Sula leucogaster</i> nos Pré e Pós rompimento da barragem de Fundão. Os valores em negrito evidenciam as diferenças significativas de p	276
Tabela 68: Valores mínimos, médios, medianos e máximos (mg/kg peso seco) dos elementos traço essenciais cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn), medidos nas penas em crescimento no período anterior ao rompimento da barragem de Fundão (Pré) e nas penas de contorno no período posterior (Pós) em <i>Sula leucogaster</i> , <i>Phaethon aethereus</i> e nas penas primárias (Pré) e de contorno (Pós) em <i>P. arminjoniana</i> . Os valores em negrito evidenciam as diferenças significativas de p	280
Tabela 69: Valores mínimos, médios, medianos e máximos (mg/kg peso seco) dos elementos traço não essenciais arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb), em mg/kg peso seco, medidos nas penas em crescimento no período anterior ao rompimento da barragem de Fundão (Pré) e nas penas de contorno no período posterior (Pós) de <i>Sula leucogaster</i> . Os valores em negrito evidenciam as diferenças significativas de p	281
Tabela 70: Correlações entre as concentrações dos elementos arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) no sangue e nas penas do mesmo indivíduo de <i>Sula leucogaster</i> , <i>Pterodroma arminjoniana</i> e <i>Phaethon aethereus</i> nos períodos pré e pós rompimento da barragem de Fundão. Os valores em negrito evidenciam as correlações significativas, enquanto os (*) indicam correlação marginalmente significativa.	288
Tabela 71: Correlações entre os elementos arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) no sangue de <i>Sula leucogaster</i> no período anterior ao rompimento da barragem de Fundão	289
Tabela 72: Correlações entre os elementos arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) no sangue de <i>Sula leucogaster</i> no período pós rompimento da barragem de Fundão. Os valores em negrito evidenciam as correlações significativas, enquanto os (*) indicam correlação marginalmente significativa.	290
Tabela 73: Correlações entre os elementos arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) nas penas em crescimento de <i>Sula</i>	

<i>leucogaster</i> referentes ao período anterior ao rompimento da barragem de Fundão Os valores em negrito evidenciam as correlações significativas.	290
Tabela 74: Correlações entre os elementos arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) nas penas de contorno de <i>Sula leucogaster</i> , referentes ao período pós rompimento da barragem de Fundão.	291
Tabela 75: Correlações entre os elementos arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) no sangue de <i>Pterodroma arminjoniana</i> referentes ao período anterior ao rompimento da barragem de Fundão. Os valores em negrito evidenciam as correlações significativas, enquanto os (*) indicam correlação marginalmente significativa.	292
Tabela 76: Correlações entre os elementos arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) no sangue de <i>Pterodroma arminjoniana</i> referentes ao período pós rompimento da barragem de Fundão. Os valores em negrito evidenciam as correlações significativas, enquanto os (*) indicam correlação marginalmente significativa.	293
Tabela 77: Correlações entre os elementos arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) nas penas primárias de <i>Pterodroma arminjoniana</i> referentes ao período anterior ao rompimento da barragem de Fundão. Os valores em negrito evidenciam as correlações significativas, enquanto os (*) indicam correlação marginalmente significativa.	294
Tabela 78: Correlações entre os elementos arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) nas penas de contorno de <i>Pterodroma arminjoniana</i> referentes ao período pós rompimento da barragem de Fundão. Os valores em negrito evidenciam as correlações significativas.	295
Tabela 79: Correlações entre os elementos arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) no sangue de <i>Phaethon aethereus</i> no período anterior ao rompimento da barragem de Fundão. Os valores em negrito evidenciam as correlações significativas.	296
Tabela 80: Correlações entre os elementos arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) no sangue de <i>Phaethon aethereus</i> no período posterior ao rompimento da barragem de Fundão. Os valores em negrito evidenciam as correlações significativas, enquanto os (*) indicam correlação marginalmente significativa.	297
Tabela 81: Correlações entre os elementos arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) nas penas em crescimento de <i>Phaethon aethereus</i> referentes ao período anterior ao rompimento da barragem de Fundão. Os valores em negrito evidenciam as correlações significativas, enquanto os (*) indicam correlação marginalmente significativa.	298

Tabela 82: Correlações entre os elementos arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) nas penas de contorno de <i>Phaethon aethereus</i> referentes ao período após o rompimento da barragem de Fundão. Os valores em negrito evidenciam as correlações significativas, enquanto os (*) indicam correlação marginalmente significativa.	299
Tabela 83: Valores mínimos, médios, medianos e máximos de bifenilas policloradas (PCB) e de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) medidos no sangue (ng/mL peso úmido) e nas penas de contorno (ng/g peso seco) de <i>Sula leucogaster</i> (n=10) após o rompimento da barragem de Fundão.	300
Tabela 84: Valores mínimos, médios, medianos e máximos de bifenilas policloradas (PCB) e de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) medidos no sangue (ng/mL peso úmido) e nas penas de contorno (ng/g peso seco) de <i>Pterodroma arminjoniana</i> após o rompimento da barragem de Fundão.	301
Tabela 85: Valores mínimos, médios, medianos e máximos de bifenilas policloradas (PCB) e de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) medidos no sangue (ng/mL peso úmido) e nas penas de contorno (ng/g peso seco) de <i>Phaethon aethereus</i> após o rompimento da barragem de Fundão.	303
Tabela 86: Valores mínimos, médios, medianos e máximos de compostos policlorados medidos no sangue (ng/mL peso úmido) e nas penas de contorno (ng/g peso seco) de <i>Sula leucogaster</i> após o rompimento da barragem de Fundão.	304
Tabela 87: Valores mínimos, médios, medianos e máximos de compostos policlorados medidos no sangue (ng/mL peso úmido) e nas penas de contorno (ng/g peso seco) de <i>Pterodroma arminjoniana</i> após o rompimento da barragem de Fundão.	306
Tabela 88: Valores mínimos, médios, medianos e máximos de compostos policlorados medidos no sangue (ng/mL peso úmido) e nas penas de contorno (ng/g peso seco) de <i>Phaethon aethereus</i> após o rompimento da barragem de Fundão.	307
Tabela 89: Contribuição dos itens alimentares (%) avaliados com intervalo de confiança (CI) de 95%, com base nos modelos de mistura Bayesianos desenvolvidos. NA: não se aplica; NC: dados não coletados.	312
Tabela 90: Média dos dados de rastreamento para as três espécies analisadas pré e pós-rompimento da barragem.	313
Tabela 91: Comparação do uso do espaço para alimentação das aves entre os períodos pré e pós-acidente.	316
Tabela 92: Número de aves registradas por praia, apenas no litoraldo estado do Espírito Santo, no período de outubro de 2018 a junho de 2019 pelo PMP-BC/ES.	328

Tabela 93: Informações gerais sobre o esforço realizado nos censos no mar entre outubro de 2018 e setembro de 2019	329
Tabela 94: Espécies registradas entre outubro de 2018 e junho de 2019 na Foz do Rio Doce e águas adjacentes considerando os registros em sua totalidade (aves identificadas e não identificadas em nível específico; aves registradas durante os censos contínuos e instantâneos; aves estacionárias; e registros fora do esforço amostral). Abreviação: LC, Menos Preocupante; NT, Quase ameaçada; VU, vulnerável; EN, Em Perigo; NA, Não Aplicável; CR, Criticamente em Perigo; R, Residente; MN, Migrante do Hemisfério Norte; MS, Migrante do Hemisfério Sul.	334
Tabela 95: Frequência de ocorrência absoluta e relativa de táxons registrados entre outubro de 2018 e setembro de 2019 na Foz do Rio Doce e águas adjacentes, considerando os registros em sua totalidade (aves identificadas e não identificadas em nível específico; aves registradas durante os censos contínuos e instantâneos; aves estacionárias; e registros fora do esforço amostral). Abreviação: FO, Frequência de Ocorrência.	336
Tabela 96: Abundância e densidade dos táxons registrados entre outubro de 2018 e setembro de 2019 na Foz do Rio Doce e águas adjacentes, considerando apenas aves registradas durante os censos contínuos e instantâneos.	343
Tabela 97: Índice de Shannon estimado para as transecções.	346
Tabela 98: Lista de espécies registradas na bibliografia e outras fontes para a região da Foz do Rio Doce e águas adjacentes, incluindo Rio de Janeiro e Bahia, porém não registradas entre outubro de 2018 e junho de 2019. Abreviação: R, Residente; MN, Migrante do Hemisfério Norte; MS, Migrante do Hemisfério Sul; VA, vagante.	351
Tabela 99: Composição da assembleia de aves aquáticas da foz do Rio Doce e costa adjacente – período de outubro de 2018 a setembro de 2019. Sequência taxonômica, nomenclatura e <i>status</i> conforme Piacentini et al. (2015). Status de ocorrência no Brasil: R= Residente (espécie que se reproduz em território nacional) e VN= Visitante do Norte (espécie migratória que se reproduz no Hemisfério Norte). Grau de Ameaça de extinção, conforme ICMBio (2018), onde LC = Pouco Preocupante, NT = Quase Ameaçado, VU = Vulnerável e EN = Em Perigo. FO = frequência de ocorrência (porcentagem de registros com a ocorrência da espécie, considerados quatro setores de costa e doze meses de censos). N = número absoluto de registros da espécie.	355
Tabela 100: Composição da assembleia de aves aquáticas da foz do Rio Doce e costa adjacente: Índice de diversidade de Shannon por setor de praia no período de outubro de 2018 a setembro de 2019.	359
Tabela 101: Caracterização genética de <i>Caretta caretta</i> (N=59) na foz do rio Doce, Povoação, ES.	364
Tabela 102: Índices de diversidade molecular para população de tartarugas cabeçudas do Espírito Santo baseados em 867pb da região controle do DNA mitocondrial.	366

Tabela 103: Caracterização genética de <i>Chelonia mydas</i> para 50 indivíduos na foz do rio Piraquê-Açu, Aracruz, ES.	368
Tabela 104: Índices de diversidade molecular para população em área de alimentação de tartarugas- verdes do Espírito Santo baseados em 491pb da região controle do DNA mitocondrial.	371
Tabela 105: Caracterização genética de <i>Dermochelys coriacea</i> para 20 indivíduos na foz do rio Doce, ES.	373
Tabela 106: Índices de diversidade molecular para população de tartarugas de couro do Espírito Santo baseados em 765 pb da região controle do DNA mitocondrial.	376
Tabela 107: Índices gerais de diversidade genética para as três espécies de tartarugas marinhas no estado do Espírito Santo.	378
Tabela 108: Quantidade e percentual de amostras coletadas de fêmeas durante a temporada reprodutiva de 2018 e 2019, na região de foz do rio Doce, praia de Povoação, Linhares, ES e Praia do Forte, BA.	379
Tabela 109: Quantidade e percentual de amostras de <i>Chelonia mydas</i> juvenis coletadas durante 2018 e 2019, na região da APA Costa das Algas, Aracruz, ES e Ilha de Coroa Vermelha, Nova Viçosa, BA.	379
Tabela 110: Parâmetros físicos, hematológicos, bioquímicos e de concentração sérica de metais de tartarugas <i>C. mydas</i> na APA Costa das Algas, Aracruz, ES, e Ilha de Coroa vermelha, Nova Viçosa, BA.	380
Tabela 111: Diferenças estatísticas significativas ($p < 0,05$) de parâmetros corporais, hematológicos, bioquímicos e metais entre <i>Chelonia mydas</i> juvenis da área afetada, APA Costa das Algas, Aracruz (ES) e controle em Coroa Vermelha, Nova Viçosa (BA).	382
Tabela 112: Níveis de metais em $\mu\text{g/dL}$ (media $\pm DP$ ou 1 ^o - 3 ^o quartis) em sangue de <i>Chelonia mydas</i> juvenis em áreas do Brasil.	385
Tabela 113: Coeficientes de correlação de Spearman significativas acima de 50% entre metais e Parâmetros de saúde de <i>Chelonia mydas</i> da APA Costa das Algas (ES) e Coroa Vermelha (BA). .	386
Tabela 114: Parâmetros corporais de saúde com diferenças significativas ($p < 0,05$) de <i>Caretta caretta</i> fêmeas em desova nas Praias de Povoação (ES) e Praia do Forte (BA).	387
Tabela 115: Parâmetros corporais, hematológicos, bioquímicos, de concentração sérica e de carapaça de metais em tartarugas <i>C. caretta</i> fêmeas adultas capturadas na Praia do Forte, Mata de São João, BA, e Povoação, Linhares, ES, durante a temporada reprodutiva de outubro de 2018 a março de 2019.	389

Tabela 116: Diferenças significativas entre parâmetros hematológicos, bioquímicos e de metais pesados no plasma entre <i>Caretta caretta</i> de Povoação (fz do rio Doce) e Praia do Forte (BA).....	391
Tabela 117: Coeficientes de correlação de Spearman (r_s) entre metais e parâmetros bioquímicos de <i>Caretta caretta</i> fêmeas em reprodução na Praia do Forte (BA) e Povoação (ES).....	393
Tabela 118: Coeficientes de correlação de Spearman entre níveis de metais plasmáticos e de carapaça de <i>Caretta caretta</i> em Povoação (ES) e Praia do Forte (BA).	395
Tabela 119: Valores de metais em sangue de <i>Caretta caretta</i> em estudos realizados em outros locais do mundo ($\mu\text{g/g}$).	397

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Locos microssatélites testados para <i>Sotalia guianensis</i> , sequência do primer, tamanho do fragmento (pb), repetição, temperatura de anelamento (TA), nº de alelos e referência do loco.....	71
Quadro 2: Composição da assembleia de aves aquáticas da foz do Rio Doce e costa adjacente: Relação das estações amostrais referente ao Subprojeto Aves – Censos de Praia, em UTM Sirgas 2000.....	89
Quadro 3: Data e relação de cetáceos encalhados na estação amostral de encalhes da região Norte (EAE_N*) do litoral de Espírito Santo, durante o período de 01 de outubro de 2018 até 30 de setembro de 2019. Todas as coordenadas obtidas compreenderam a Zona 24 do sistema UTM. Sexo (M= macho, F= Fêmea). F.E. compreende Faixa Etária (F= Filhote, J= Juvenil e A= Adulto); C.T. compreende o Comprimento Total em metros.....	173
Quadro 4: Data e relação de cetáceos encalhados na estação amostral de encalhes da região Sul (EAE_S*) do litoral de Espírito Santo, durante o período de 01 de outubro de 2018 até 30 de setembro de 2019. Todas as coordenadas obtidas compreenderam a Zona 24 do sistema UTM. Sexo (M= macho, F= Fêmea). F.E. compreende Faixa Etária (F= Filhote, J= Juvenil e A= Adulto); C.T. compreende o Comprimento Total em metros.....	174
Quadro 5: Data e relação de cetáceos necropsiados na Estação Amostral de Encalhes da região Norte (EAE_N*) do litoral de Espírito Santo, durante o período de 01 de outubro de 2018 a 30 de setembro de 2019, com detalhamento do método de preservação da carcaça, código de decomposição no ato da necropsia (COD) e diagnóstico da causa da morte	181
Quadro 6: Data e relação de cetáceos necropsiados na Estação Amostral de Encalhes da região Sul (EAE_S*) do litoral de Espírito Santo, durante o período de 01 de outubro de 2018 a 30 de setembro de 2019, com detalhamento do método de preservação da carcaça, código de decomposição no ato da necropsia (COD) e status do diagnóstico da causa da morte	182
Quadro 7: Nome da estação amostral analisada, referência, nome da espécie, município do encalhe e ano do encalhe. EAE_N significa Estação Amostral Encalhes – Norte, EAE_S significa Estação Amostral Encalhes	187
Quadro 8: Localização das amostras coletadas na costa do Espírito Santo e suas classificações por região.....	205
Quadro 9: Lista de patologias ósseas encontradas nas amostras analisadas dos cetáceos encontrados encalhados no ES.	237
Quadro 10: Lista de patógenos encontrados nas amostras de <i>swab</i> avaliadas dos cetáceos encontrados encalhados no ES	243
Quadro 11: Composição específica da assembleia de aves aquáticas da foz do Rio Doce e costa adjacente por setores de costa e estação do ano. Setores: PI (Pontal do Ipiranga), PV (Povoação), RG	

(Regência), **PA** (Piraquê-açu). Período de outubro de 2018 a setembro de 2019. Sequência taxonômica e nomenclatura conforme Piacentini et al. (2015)..... 357

ANEXO 6 – Monitoramento de mamíferos, tartarugas e aves marinhas associados à foz do Rio Doce, plataforma continental e áreas protegidas adjacentes

1 INTRODUÇÃO

O termo "Megafauna" será usado nesse documento para definir os organismos de origem marinha, de natação ou voo independentes das correntes ou ventos predominantes, as quais compreendem em grande parte três grandes grupos animais: os répteis, as aves e os mamíferos marinhos, sendo que tubarões e raias podem, em alguns casos, figurar neste grupo. Seus tamanhos variam em geral de 50 cm a dezenas de metros de comprimento e de poucos quilogramas a várias toneladas de peso.

Vários fatores tornam importante o uso desses organismos em programas de monitoramento como indicadores da qualidade ambiental, bem como de efeitos de desastres que afetam o meio marinho, tais como: 1) são vertebrados superiores, com fisiologia próxima aos humanos, de forma que efeitos sobre esses podem representar o que pode ocorrer com pessoas que usam intensivamente recursos similares; 2) muitas espécies têm algum grau de ameaça de extinção, o que torna prioritário ações de reparação, conservação e monitoramento em diversos programas governamentais ou não de proteção na natureza; 3) grande parte dos animais da megafauna está próxima ao topo das cadeias alimentares, podendo sofrer mais intensamente efeitos de poluentes passíveis de bioacumulação e biomagnificação; 4) devido ao hábito altamente migratório, muitas espécies são consideradas sentinelas de contaminação em larga escala.

Apesar das vantagens de se utilizar esses organismos como indicadores ambientais, a obtenção das informações sobre sua biologia e ecologia podem representar enormes desafios do ponto de vista científico, financeiro e logístico para programas de monitoramento. Seus hábitos migratórios implicam em grandes áreas de vida, o que exige métodos custosos e avançados de localização, coleta e observação. Devido ao seu baixo número na natureza, ao grau de vulnerabilidade ou ameaça a extinção e por razões éticas, os espécimes não podem ser capturados e sacrificados para análises, sendo que os estudos tem que ser baseados em observações a distância, coleta de tecidos provenientes de carcaças encalhadas na praia, capturas fortuitas para acoplar sistemas de rastreamento ou encontros ocasionais em praias e ilhas isoladas nos períodos de reprodução e nascimento.

Nesse contexto, visando obter respostas sobre o impacto do rompimento da barragem de Fundão no ambiente marinho, foi formada uma rede de quase 100 pesquisadores em 2016 no âmbito da Rede Rio Doce Mar. A rede abrange 20 diferentes metodologias de investigação científica realizadas por 11 diferentes laboratórios ou grupos de pesquisa sediados em nove diferentes instituições distribuídas em cinco estados do Brasil, desde o Rio Grande do Sul até a Bahia. Por razões gerenciais, essa rede foi estruturada em quatro subgrupos de trabalho (Tartarugas marinhas, Aves Marinhas, Cetáceos e Sobrevoos e Bioacústica).

Apesar da grande complexidade e diversidade de temas de investigação, foi definida uma estratégia de integração e perguntas básicas, a partir das informações geradas, a fim de produzir resultados concretos a respeito dos possíveis impactos do evento ocorrido em novembro de 2015, sejam agudos ou crônicos.

As três questões básicas que a rede da Megafauna procurou abordar, as quais também norteiam os indicadores de impacto, foram as seguintes:

- 1) Será que após a chegada da lama proveniente do rompimento da barragem de Fundão esses animais continuam utilizando a região da mesma maneira? As respostas estão sendo trazidas a partir da observação à distância com aviões e drones, rastreadores, pontos fixos, gravando seus sons e a partir de barcos.
- 2) O que os animais que chegam mortos encalhados nas praias, ou que sobem à praia para desovar podem nos contar sobre os efeitos de possíveis contaminações causadas pela lama em seus corpos ou seu modo de vida? As respostas estão sendo geradas a partir de um percurso diário pelas praias do Espírito Santo, onde tecidos são coletados das carcaças ou fêmeas reprodutoras, ovos e neonatos encontrados para a realização de análises laboratoriais.
- 3) Como os pescadores estão se relacionando com esses animais? Essa relação é positiva ou negativa? Como ela pode ser se alterada após o rompimento da barragem de Fundão? As respostas estão vindo de um diálogo orientado entre pesquisadores com pescadores.

O conjunto de informações apresentadas neste documento mostra que os estudos de megafauna podem permitir a obtenção de respostas conclusivas e relevantes sobre o impacto do rompimento da barragem de Fundão em 2015, seja pela abrangência de enfoques metodológicos que estão sendo executados, pela amplitude e qualidade da rede de pesquisadores formada e pelas peculiaridades e relevância dos grupos animais estudados, seja para a sociedade como um todo, seja para políticas públicas de conservação da natureza.

Embora a grande diversidade de metodologias empregadas pode ter representado um obstáculo a formação da rede e sua implementação, essa característica tem trazido uma maior consistência às conclusões que podem ser obtidas de maneira integrada, visto que tem ocorrido corroboração de resultados provenientes de grupos de trabalhos diferentes, como o que ocorreu nessa primeira parcial com o uso extensivo do habitat costeiro e estuarino por várias espécies e grupos da megafauna.

Sendo assim, esse documento objetiva apresentar a informação proveniente de 20 estudos com distintas metodologias de investigação da megafauna em andamento, procurando identificar, mesmo que de maneira ainda para alguns casos, alterações que podem ser associadas com possíveis impactos do rompimento da barragem de fundão sobre esses organismos.

A seguir são apresentados aspectos introdutórios dos estudos realizados.

1.1 MONITORAMENTO DA MEGAFUNA

1.1.1 Dronemonitoramento

O dronemonitoramento é uma técnica inovadora que permite registrar padrões de uso de habitats e comportamentos da megafauna a partir de censo aéreo com DRONE em 30 voos mensais, que representem no mínimo 6 réplicas em cada região amostral, compreendidos por 12 voos da Foz do Rio Doce, 12 em Comboios e 6 na foz do Piraquê-Açu.

1.1.2 Sobrevoos tripulados

Estão apresentados os resultados alcançados durante as duas campanhas de sobrevoos realizados pela equipe do Grupo de Estudos de Mamíferos Aquáticos do Rio Grande do Sul (GEMARS). A primeira campanha foi realizada no verão entre 14 de janeiro e 17 de fevereiro, e a segunda foi realizada no inverno entre 15 de agosto e 23 de setembro de 2019, ambas no litoral do Espírito Santo.

As duas campanhas tiveram como objetivo avaliar a distribuição e a abundância da megafauna marinha em áreas potencialmente impactadas ao redor da foz do Rio Doce e áreas protegidas adjacentes (APA Costa das Algas e REVIS Santa Cruz). A comparação entre as campanhas permite a identificação de padrões espaciais e temporais na distribuição das espécies.

1.1.3 Associação com habitats bentônicos (ROV)

A técnica de vídeo amostragem com ROV (*Remotely Operated Underwater Vehicle*) permite identificar e descrever os micro-habitats nas regiões com registros de comportamento alimentar da megafauna. O desenho amostral baseou-se nos dados obtidos pelos outros monitoramentos do Anexo 6 do PMBA, executado pela RRDM. A partir das informações parciais destes subprojetos, foram escolhidos pontos representativos das áreas de agregação da megafauna marinha na área de amostragem, entre os municípios de Aracruz e Conceição da Barra no norte do Espírito Santo.

A identificação dos tipos de habitats é feita a partir do substrato predominante ou dos organismos predominantes, com o objetivo de identificar e descrever os tipos de fundo nas regiões com registros de comportamento alimentar da megafauna, ou demais áreas de agregação. Análises de agrupamentos dos pontos monitorados com o ROV em relação à composição de macrobentos identificados em filamentos foram realizadas. Assim como a correlação com os diferentes tipos de fundo e o uso do habitat pela Megafauna Marinha.

1.1.4 Bioacústica

Os cetáceos evoluíram no ambiente aquático e desenvolveram o sistema acústico como o sentido mais utilizado. Vários tipos de vocalizações são emitidas em diferentes contextos comportamentais, como socialização, forrageio, atração de parceiros, coesão de grupo e localização espacial. Dessa forma, os animais precisam transmitir mensagens em suas emissões, por meio de parâmetros acústicos, e garantir que durante a propagação acústica tal informação seja propagada com eficácia (Au et al. 2000; Au & Hastings, 2008; Amorim et al., 2015; Andriolo et al., 2018).

Os mecanismos envolvidos na comunicação sonora evoluíram para a adaptação a diferentes condições abióticas (Wiley & Richards, 1978; Sugiura et al., 1999). Elementos (parâmetros) dos sinais acústicos podem ser modificados intencionalmente pelos animais e/ou afetados em decorrência das condições ambientais. Ambientes com diferentes tipos e densidade de sedimentos impõem diferentes condições de propagação, atenuação e degradação acústica (Stoll, 1985; Kibblewhite, 1989; Bradley & Stern, 2008). Então, espera-se que alterações de características físicas da água resultante do efeito da chegada da pluma de sedimentos, referente ao rompimento da barragem de Mariana – MG no ano de 2015, no ambiente costeiro marinho resultem em potenciais diferenças na propagação dos sinais importantes para os cetáceos, bem como que imponham aos animais modificações no âmbito comportamental e acústico para lidar com as modificações ambientais.

Os cliques de ecolocalização ocupam bandas amplas nas faixas de frequência. Logo, em relação às vocalizações de banda estreita, como assobios, as características físicas do meio afetam mais significativamente os cliques, através de atenuação e degradação se iniciando pelas maiores frequências (menor comprimento de onda).

Os objetivos gerais do presente projeto estão indicados como parte do Objetivo 1 dentro do Anexo 6 do Termo de Referência 4. Os objetivos específicos estão indicados a seguir:

- A. Realização de monitoramento acústico passivo com matriz de arrasto e monitoramento visual contínuos na área de estudo;
- B. Descrição da distribuição espacial dos registros visuais e descrição de aspectos comportamentais gerais;
- C. Localização e distribuição espacial dos registros acústicos;
- D. Descrição dos padrões e parâmetros de vocalização e ecolocalização de cetáceos, com identificação das espécies acusticamente registradas;
- E. Avaliação do efeito das características físico-químicas do ambiente sobre os parâmetros de frequência e intensidade dos sinais acústicos.

1.2 MONITORAMENTO DE CETÁCEOS: GENÉTICA, SAÚDE, DIETA, REPRODUÇÃO, USO DO HABITAT, INTERAÇÃO COM PESCA

A distribuição e o comportamento dos cetáceos podem ser influenciados por fatores ecológicos e demográficos, relacionados as características do habitat e ações antropogênicas (Forcada, 2002). Estudar o uso do habitat nos permite compreender aspectos naturais das espécies e avaliar suas respostas às mudanças ambientais. O entendimento dos padrões de uso e de deslocamento dessas espécies em áreas possivelmente impactadas é fundamental para se nortear ações mitigadoras.

O estudo de cetáceos apresenta uma série de dificuldades práticas devido o acesso ao habitat e o tamanho dos animais, que no caso das espécies de grandes baleias dificulta o manejo do animal vivo (SECCO, 2011). Dessa forma, muitas informações sobre cetáceos provêm de avistagens, exemplares encalhados em praias ou capturados acidentalmente em redes de pesca. No entanto, o número amostral destes eventos normalmente é reduzido, tornando-se necessário um longo período de estudos para se obter dados confiáveis sobre a biologia e ecologia dos cetáceos (SECCO, 2011).

Os encalhes de cetáceos vivos ou mortos consistem em um instrumento importante na obtenção de informações sobre a ocorrência, a biologia e a ecologia das espécies (MEIDEIROS, 2006). Além disso, os cetáceos por possuírem uma expectativa de vida prolongada, serem indivíduos topo de cadeia e realizarem bioacumulação de contaminantes nas reservas de gordura, são considerados como sentinelas, pois indicam como o ambiente marinho se encontra (MOURA, 2009). Diversos estudos podem ser realizados a partir de amostras coletadas de animais encalhados nas praias. Dentre eles podemos citar estudos genéticos, contaminantes, reprodução, de saúde, entre outros.

Níveis moderados a elevados de variabilidade geralmente conferem maior probabilidade de sobrevivência de uma população a médio e longo prazo (FRANKHAM et al., 2002). Em espécies ameaçadas, as populações apresentam-se reduzidas e muitas vezes isoladas, o que pode levar a uma consequente perda de variabilidade pela redução do fluxo gênico (FRANKHAM et al., 2002). A partir da variabilidade genética intrapopulacional é possível estimar o tamanho populacional efetivo, tanto ao longo da história evolutiva daquela população quanto no passado mais recente (últimas gerações, também chamado “contemporâneo”); analisar flutuações demográficas ao longo do tempo; testar cenários de expansão ou de contração populacional.

Vários fatores podem contribuir para a estruturação genética populacional das diferentes espécies de cetáceos, como a distribuição dos recursos alimentares (pequenos peixes) (BILGMANN et al., 2007; AMARAL et al., 2010), comportamento social (STORZ, 1999), uso preferencial de habitats (KRAUSE, 2002), e descontinuidades de habitat causadas por características ambientais (MENDEZ et al., 2010; PEREZ-ALVAREZ et al., 2015). A compreensão da biologia básica de uma espécie, incluindo o grau de variabilidade genética, bem como os aspectos espaciais e temporais de sua estrutura populacional, é necessária para a implementação de estratégias adequadas de conservação e manejo.

Uma informação importante para compreensão dos impactos a que uma população está exposta é a concentração de poluentes, como elementos-traço (Hg, As, Cd, Cu, Fe, Mn e Zn), organoclorados (PCBs e pesticidas clorados), organobromados (PBDEs) e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), pois há evidências de que altas concentrações desses compostos podem causar efeitos deletérios neurológicos, endócrinos, imunológicos e promotores de câncer (WHO 1993, GREGORY & CYR 2000, REIJNDERS 2000, ATSDR 2002). Concentrações de alguns desses poluentes já foram determinadas em pequenos cetáceos ao longo da sua distribuição, revelando um quadro preocupante de contaminação (LAILSON-BRITO et al., 2011, ALONSO et al., 2012, DORNELES et al., 2013). Entretanto, os níveis de contaminação em cetáceos costeiros do Espírito Santo ainda são pontuais e pouco conhecidos.

A principal via de bioacumulação de compostos organopersistentes em cetáceos é a alimentação, sendo assim, fatores relacionados à dieta tais quais nível trófico e área de vida influenciam as concentrações destes compostos em mamíferos marinhos (GRAY, 2002). Além disso, parâmetros biológicos, tais como sexo, maturidade sexual e idade, devem ser considerados na interpretação das concentrações de poluentes organopersistentes, pois podem interferir na dinâmica destes compostos em cetáceos. Desta maneira, o estudo das relações tróficas associados as análises ecotoxicológicas de organismos marinhos podem revelar informações importantes sobre a qualidade dos ecossistemas marinhos, assim como contribuir para a compreensão dos processos de bioacumulação e biomagnificação de micropoluentes.

O conhecimento sobre distribuição, abundância e saúde das populações de cetáceos são ainda escassos, sendo necessária a investigação de diversos aspectos biológicos que contribuem no planejamento de estratégias de conservação (FLORES, 2010; DOMICIANO, 2012). Os cetáceos são suscetíveis a ações antrópicas e devido a intensa ocupação da região costeira estão sofrendo cada vez mais com a perda de habitat, poluição e acidentes nas atividades pesqueiras (CRESPO et al., 2010). Patógenos de origem ambiental terrestre (McCALLUM et al., 2004) também podem acarretar algumas doenças emergentes nestes animais, tornando-se importantes para a saúde pública (MOTTA et al., 2005).

Ações antrópicas podem promover o aumento de encalhes e/ou morte dos cetáceos, como a captura incidental em artefatos de pesca, colisão com embarcações, ingestão de resíduos sólidos, além da poluição química e sonora na água, que atuam direta ou indiretamente na patogenia dos organismos, alterando seu nível de estresse, o sistema endócrino e imune, podendo potencializar o efeito negativo sobre a saúde desses animais (REEVES et al., 2003; PELLISSÓ et al., 2008). Diversas enfermidades causadas por bactérias, vírus, fungos e endoparasitos já têm sido identificadas nestes animais (RUOPOLLO, 2003). O estudo histopatológico e microbiológico dos mamíferos marinhos é um meio importante para compreender as alterações morfológicas e histológicas associadas a doenças. Com o acidente ambiental no rio Doce o índice de mortalidade desses animais pode aumentar, por isso é de fundamental relevância avaliar e monitorar a saúde das populações que ocupam os habitats atingidos na região costeira.

Para a compreensão dos motivos da causa de morte dos cetáceos encontrados encalhados também se torna importante realizar o monitoramento da pesca através de entrevistas durante o desembarque pesqueiro, uma vez que busca entender a percepção dos pescadores com relação aos cetáceos e avaliar as capturas acidentais e o tipo de equipamento e localidade onde elas ocorrem. As capturas acidentais são uma das principais causas de morte de cetáceos costeiros no Espírito Santo.

1.3 MONITORAMENTO DE AVES MARINHAS: DIVERSIDADE GENÉTICA, SAÚDE, CONTAMINANTES, ECOLOGIA TRÓFICA (ISÓTOPOS E DIETA), USO DE HABITATS E RASTREAMENTO, DEMOGRAFIA E REPRODUÇÃO, CONTAGENS NO MAR E NA COSTA

Aves marinhas são bioindicadoras de mudanças ambientais, alterações estruturais de cadeia trófica (Piatt *et al.* 2007) e sentinelas ambientais (*sensu* Burger & Gochfeld 2004), pois representam a situação do ambiente em diversas escalas temporais e espaciais, devido à sua grande mobilidade, longevidade, e por se alimentarem em diferentes níveis da cadeia trófica (Siciliano *et al.* 2005). Entretanto, o impacto das mudanças ambientais sobre as espécies irá variar de acordo com a história de vida dos organismos, capacidade de dispersão, escala de tempo consideradas e a extensão da mudança ambiental (Holt 1990, Meyers & Bull 2002, Kokko & López-Sepulcre 2006).

Diversos fatores podem ameaçar a viabilidade populacional e das espécies (Brito 2009), em particular aquelas listadas como ameaçadas de extinção, ao causar diferenças temporais nos nascimentos e mortes (Shaffer 1981, Lacy 2000). Dentre os riscos estão as catástrofes ambientais (Brito & Fernandez 2000). Assim, estudos sobre a viabilidade de populações, a qualidade de seu habitat e a interpretação sobre os efeitos oriundos de impactos naturais e antropogênicos sobre as populações (Piatt & Ford 1996, Golet *et al.* 2002), são elementos necessários à implementação de medidas efetivas de conservação.

Mudanças nos tamanhos das populações são resultado de processos demográficos e evolutivos lentos, os quais ocorrem durante longos períodos de tempo, especialmente em animais de vida longa como as aves marinhas (Weimerskirch 2018). Portanto, algumas variáveis demográficas, genéticas, e de distribuição temporal e espacial necessitam de estudos de longa duração, detalhados e padronizados, para subsidiar conclusões robustas (Clutton-Brock & Sheldon 2010, Margalida 2017). A manutenção das populações é dependente da estabilidade de parâmetros demográficos e da diversidade genética, que possibilitam adaptações a mudanças ambientais de longo prazo (Cote 2003). Apesar de populações de aves marinhas poderem persistir com baixa diversidade genética (Milot *et al.* 2007), mudanças ambientais podem afetar os sistemas de reprodução, tornando as populações mais suscetíveis e causando um decréscimo no número de indivíduos aptos a se reproduzir ao longo do tempo. Impactos ambientais podem causar adaptações às condições modificadas por meio de mudanças genéticas através do processo de evolução ou, em alguns casos, podem levar à dispersão da fauna local para lugares mais adequados às suas capacidades adaptativas (Holt 1990, Davis *et al.* 2005). Nesse contexto, a identificação do uso do espaço, *in situ* ou através de rastreamento remoto,

representa uma excelente ferramenta para definição de ações voltadas à gestão e ao manejo visando à conservação (Oppel *et al.* 2018).

Em curto e médio prazo, as aves marinhas podem responder de diferentes formas aos processos de degradação ambiental, sendo estas respostas agudas, com efeitos severos ou crônicos, com impactos subletais aos indivíduos e às populações (Mallory *et al.* 2010). As maiores densidades de aves aquáticas costeiras, por exemplo, são encontradas em zonas com elevada produtividade biológica, como as áreas estuarinas. Assim, avaliação e o monitoramento da distribuição, abundância e área de vida das aves marinhas nas áreas costeiras e pelágicas a partir de contagens realizadas a bordo de embarcações e nas praias fornece estimativas de densidade relativa e absoluta de aves encontradas (voando ou pousadas) que forrageiam em uma determinada área ou estão associadas às colônias próximas ou áreas de descanso. Por sua vez a análise de indivíduos encontrados mortos ou debilitados nas praias pode fornecer informações importantes sobre taxas de mortalidade espécie-específicas, de aves marinhas e costeiras, e eventualmente indicar efeitos de impactos pontuais sobre os organismos marinhos. Além disso, os exemplares coletados podem fornecer amostras para análises sanitárias, ecológicas e de contaminação.

Aves marinhas são animais adaptados à exploração de ambientes marinhos, especialmente para obtenção de recursos alimentares (Furness & Monaghan 1987, Schreiber & Burger 2002). Por serem organismos frequentemente topo de cadeia trófica, aves marinhas de médio e grande porte expõem-se a diversos tipos de contaminantes, principalmente através da alimentação (Carvalho *et al.* 2013, Leat *et al.* 2019). Diversas ferramentas são utilizadas para avaliar a dieta de vertebrados, entre elas a Análise de Isótopos Estáveis (AIE). Com base nos valores de isótopos estáveis nos tecidos é possível identificar efetivamente o alimento assimilado pelo consumidor durante determinado período, além de mudanças espaciais, de nível trófico, de nicho isotópico e de habitats utilizados (Mancini *et al.* 2014).

Para estes animais, os fatores ambientais exercem grande influência na saúde populacional, uma vez que a prevalência de doenças está fortemente associada à qualidade do habitat que ocupam (Chazar *et al.* 2009, Shivaprasad 2002). Por exemplo, a presença de contaminantes pode estar associada à maior intensidade de infecções parasitárias ou a quadros de imunossupressão (Grasman e Fox 2001, Wayland *et al.* 2001). Estas respostas à qualidade ambiental podem ser mensuradas através de exames sanitários, mudanças comportamentais, ou parâmetros de sucesso reprodutivo, de forma a garantir a detecção precoce de alterações no ecossistema. A proximidade das colônias e a exploração de áreas potencialmente impactadas pela pluma de rejeitos proveniente do rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, expõe essas espécies ao potencial aporte de contaminantes, ou força as aves a deslocarem-se para outras áreas. Desta forma, o uso simultâneo de dados espaciais e temporais em diversas escalas, dados de comportamento, demográficos, análises sanitárias, químicas, genéticas e microbiológicas, em grande parte usando comparações “pré vs. pós” (Schmitt & Craig 1996), têm grande potencial para informar sobre a situação do ambiente e eventuais impactos oriundo do rompimento da Barragem de Fundão, em Mariana.

1.4 MONITORAMENTO DE TARTARUGAS MARINHAS: GENÉTICA E SAÚDE

Muitos trabalhos estão focados em obter informações genéticas como estratégia para conhecer a diversidade e função dos organismos em diferentes ambientes (VIANA et al., 2017; VARGAS et al., 2019; REIS et al., 2010). O número de populações, o tamanho destas, bem como, a diversidade genética de cada uma delas podem influenciar no efeito causado por um impacto ambiental intenso, que pode ser extinções locais, ou até mesmo extinção da espécie em casos extremos. Níveis moderados a elevados de variabilidade, geralmente conferem maior probabilidade de sobrevivência de uma população a médio e longo prazos (FRANKHAM et al., 2002). Em espécies ameaçadas, as populações apresentam-se reduzidas e muitas vezes isoladas, o que pode levar a uma consequente perda de variabilidade pela redução do fluxo gênico (FRANKHAM et al., 2002). Importante também para compreensão dos impactos a que uma população está exposta, é a concentração de poluentes, pois há evidências de que altas concentrações de compostos como: elementos-traço (Hg, Fe, Cu, Zn, Mn, Cd e As), organoclorados (PCBs e pesticidas clorados) e organobromados (PBDEs), possam causar efeitos deletérios neurológicos, endócrinos e imunológicos na saúde dos animais (KELLER et al., 2006; CAMACHO et al., 2012, 2014). O processo de transferência trófica com consequente aumento das concentrações de poluentes nos organismos de um nível trófico a outro, associados as análises ecotoxicológicas podem revelar informações importantes sobre a qualidade dos ecossistemas marinhos, assim como contribuir para a compreensão dos processos de bioacumulação de micropoluentes.

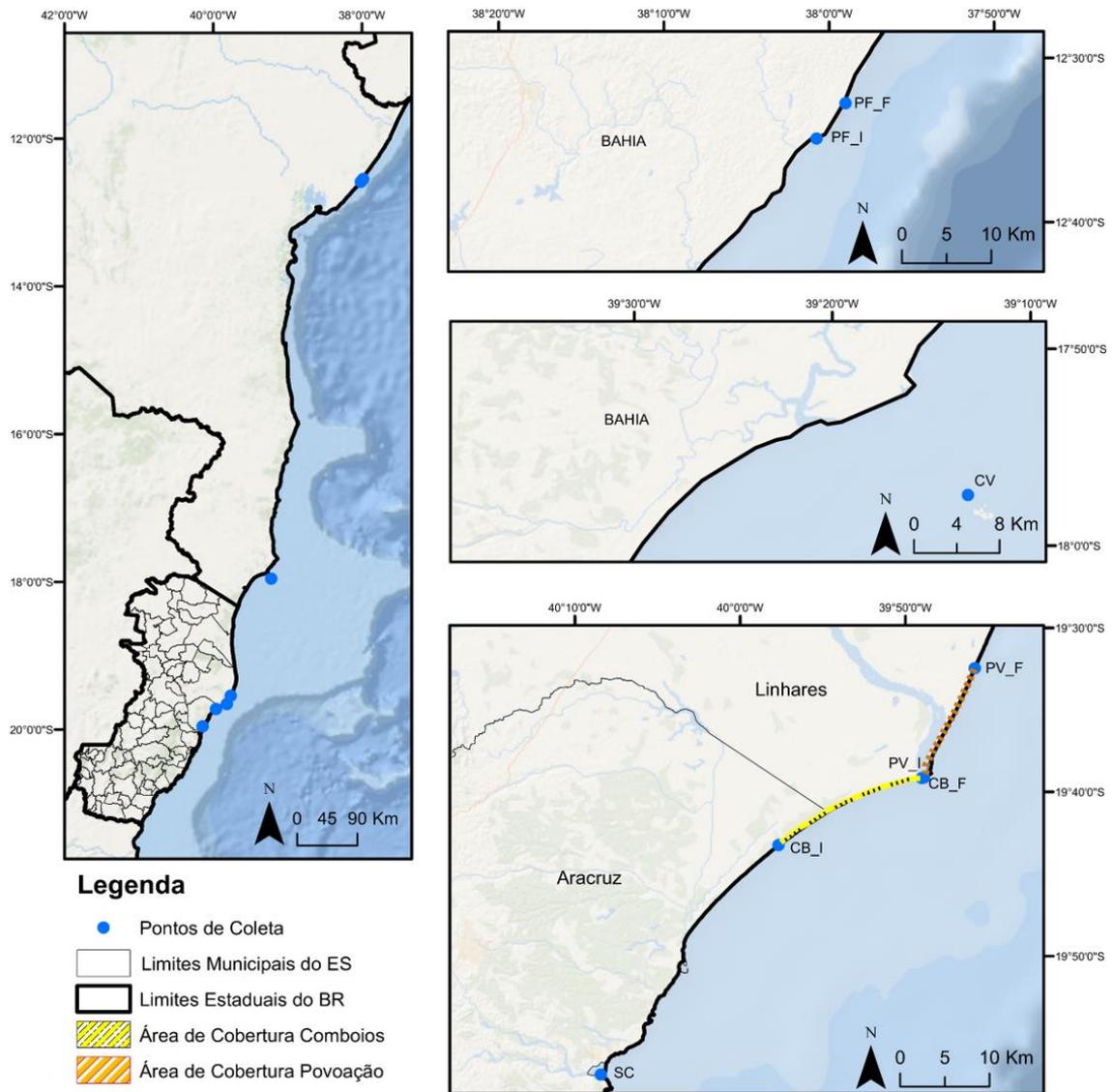
Uma vez que o alvo é a manutenção dos processos evolutivos (MORITZ & FAITH, 1998) e a viabilidade ecológica dos sistemas (ALCOCK, 2011), é importante entender como processos históricos e recentes podem afetar a diversidade genética e a saúde desses organismos potencialmente sensíveis aos mais distintos impactos (RODRÍGUEZ-ZÁRATE et al., 2013; MARCOVALDI et al., 2016). Tanto o conhecimento da estrutura genética das populações, quanto o conhecimento do fluxo migratório podem sugerir a existência de unidades com relevante diferenciação genética dentro e entre populações morfológicamente homogêneas indicando quais as unidades de manejo (MORITZ & FAITH, 1998) e prioridades para a conservação. Além disso, é necessária uma avaliação de como determinadas mudanças, especialmente as relacionadas a poluição do ambiente marinho (MARCOVALDI et al., 1999; LEWISON et al., 2004) podem ser importantes no isolamento reprodutivo (LOUGHEED et al., 2006), e que potencialmente poderiam afetar a sobrevivência do grupo.

A região ao redor da foz do Rio Doce e plataforma continental adjacente são áreas importantes para desova, reprodução e alimentação de diversas espécies ameaçadas de extinção, dentre as quais se inserem as tartarugas marinhas *Caretta caretta* (tartaruga-cabeçuda), *Dermochelys coriacea* (tartaruga-de-couro) e *Chelonia mydas* (tartaruga-verde) (MARCOVALDI & MARCOVALDI, 1999; MARCOVALDI et al., 1999; THOMÉ et al., 2007; DOS SANTOS et al., 2011; PERES et al., 2011). O entendimento dos padrões de uso e deslocamento dessas espécies em áreas possivelmente impactadas ao redor da foz

do Rio Doce é de fundamental importância para a aplicação de ações mitigadoras, caso sejam detectadas ameaças a essas espécies em áreas com maior grau de impacto. Uma forma eficiente de avaliar os diferentes padrões espaciais observados em populações de espécies sob algum grau de ameaça, é através de uma abordagem multidisciplinar que envolve a utilização de dados genéticos, ecológicos e de saúde. Essa integração entre distintas áreas do conhecimento tem permitido um melhor entendimento de padrões e processos de diferenciação em populações de diversos organismos (CRISCI et al. 2003; AVISE, 2004). Incluindo parte dos objetivos 5 e 11 do Anexo 6, TR4, o subprojeto de tartarugas marinhas, teve como objetivo avaliar o efeito da presença de contaminantes provenientes dos rejeitos de mineração ou que foram mobilizados pelo fluxo de rejeitos sobre a diversidade genética, saúde de tartarugas marinhas e sua eficiência reprodutiva.

Nesse relatório são apresentados os dados preliminares do primeiro ano de monitoramento: 1. da diversidade e estrutura genético-populacional, 2. da avaliação da concentração de contaminantes em ovos de *C. caretta* e *D. coriacea*, e do efeito da presença destes contaminantes na saúde e eficiência reprodutiva das tartarugas marinhas em áreas de desova e alimentação impactadas pelos rejeitos de mineração provenientes do rompimento da barragem de Fundão em Mariana-MG na foz do Rio Doce, em Linhares, ES (Figura 1).

Figura 1: Mapa da área de estudo e pontos de coleta



2 METODOLOGIA

2.1 MONITORAMENTO DA MEGAFaUNA

2.1.1 Dronemonitoramento

O método de dronemonitoramento refere-se ao OBJETIVO 2 do Anexo 6 – MEGAFaUNA. Os padrões de uso de habitats e comportamentos da megafauna foram registrados a partir de censo aéreo com DRONE em 30 voos mensais, que representem no mínimo 6 réplicas de vídeo-amostra em cada região amostral, sendo 12 voos da Foz do Rio Doce, 12 em Comboios e 6 na foz do Piraquê-Açu. O desenho amostral do dronemonitoramento (Figura 2) representa a área que abrange o raio de 3 km a partir dos seguintes pontos apresentados na Tabela 1. Nos pontos localizados no município de Linhares, por serem mais próximos à foz do rio Doce em um local com maior influência da pluma do rio, são realizados

dois (02) transectos dentro da área de amostragem. Cada um dos transectos percorre 8,2 km, varrendo uma área de 4km². Em Aracruz, na foz do rio Piraquê-Açu, a qual é considerada uma área controle, somente um (01) transecto é realizado com as mesmas características de amostragem dos outros pontos.

Figura 2: Desenho amostral do dronemonitoramento da megafauna marinha.

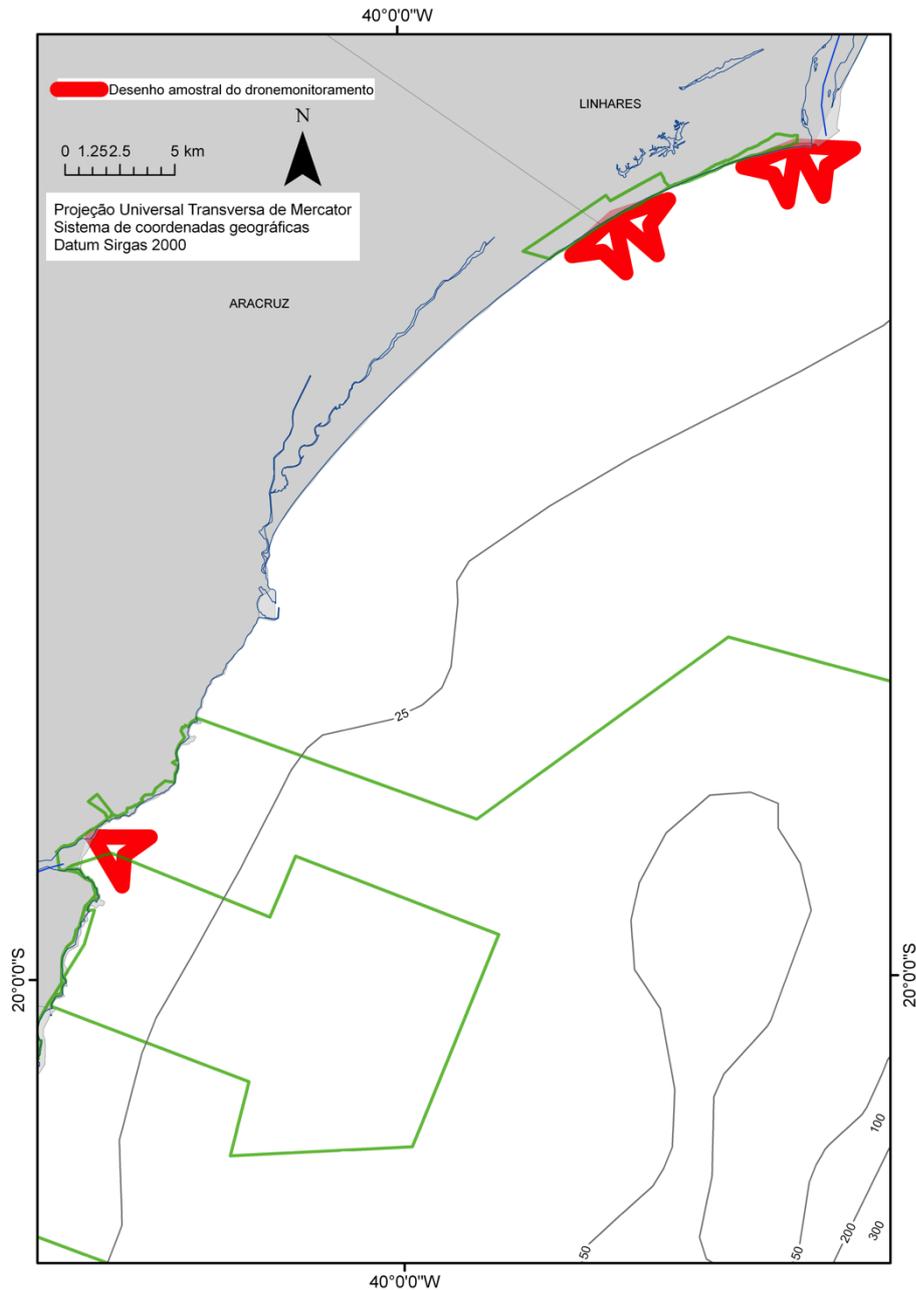


Tabela 1: Descrição das estações amostrais do dronemonitoramento da megafauna marinha.

Nome da estação amostral	Código da estação	UTM_Y	UTM_X	Descrição	Decolagem	Amostra de vídeo
Doce	01	7826436,443	414092,5491	Área com raio de 3km da Foz do Rio Doce	Em frente à Vila de Regência	7,8 km ²
Comboios	02	7823240,301	405046,1961	Área com raio de 3km do da praia da REBio de Comboios	km 26 da praia de Comboios	7,8 km ²
Piraquê	03	7794646,911	381053,9376	Área com raio de 3km da Foz do Rio Piraquê-Acu, que alcança a REVIS de Santa Cruz e APA Costa das Algas	Praia de Coqueiral	3,9 km ²

Para implementação do método, testes de detectabilidade de fauna foram realizados pelos pesquisadores do LABNecton/UFES. O padrão de voo para o dronemonitoramento de megafauna foi definido a partir de ensaios experimentais realizados previamente a definição dos transectos, e testados em condições reais de campo com as devidas comparações na efetividade do registro da fauna alvo. O padrão de voo foi, portanto, definido baseado na maior probabilidade de detectabilidade da megafauna marinha, com a maior área de varredura possível. A uma altura do Drone de 50m em relação a superfície marinha, com o ângulo de inclinação da câmera de -27°, o deslocamento do Drone na posição lateral, com velocidade de 40 km/h, no modelo de transecto norte/sul, tem-se o padrão de voo ideal para o monitoramento de megafauna marinha em ambiente natural.

O método criado é inédito e representa um importante avanço científico no tema. Nos meses de outubro e novembro de 2018 foram realizados testes para o desenvolvimento do protocolo e do desenho amostral de melhor efetividade e detectabilidade. Os meses de outubro-18 e novembro-18 foram dedicados ao desenvolvimento do método e realização de testes. As análises foram realizadas com os vídeos de dronemonitoramento entre os meses de dezembro de 2018 a agosto de 2019, divididos em 3 trimestres (dezembro a fevereiro, março a maio, junho a agosto).

Cada transecto realizado representa uma amostra, a qual é analisada em laboratório por um pesquisador de fauna. Para o grupo dos Cetáceos, serão identificadas as espécies e o número de animais encontrados em cada observação diferenciando em adultos, juvenis e filhotes. O comportamento (Deslocamento, Alimentação e Interação) deverá ser registrado sempre que possível. Para o grupo das Tartarugas Marinhas, a espécie e a classe etária também podem ser registradas com precisão, entretanto, o comportamento desses indivíduos durante o dronemonitoramento nem sempre há clareza. Já para as Aves Marinhas, grande parte dos registros será realizada somente até o nível

de Família, devido à dificuldade de identificação das espécies durante o voo. Da mesma forma, o comportamento e a classe etária das aves, somente será coletada quando o tempo de observação dos espécimes for suficiente para a certeza do comportamento aplicado no momento do registro.

Com as análises dos vídeos sistematicamente captados pelo dronemonitoramento, foi possível obter informações sobre a densidade das principais espécies que utilizam as áreas amostradas; definir as principais atividades realizadas por estes grupos, a fim de entender o uso dos habitats; avaliar a composição social, identificando o percentual de filhotes ou juvenis nos grupos de cetáceos registrados; além de compreender a sazonalidade das ocorrências da megafauna marinha. Todas as análises foram realizadas no pacote estatístico R Project (R Development Core Team, 2008). O teste estatístico aplicado foi o Mann-Whitney, não paramétrico para duas amostras independentes ao nível de 0,05 de significância (Zar, 1984).

2.1.2 Sobrevoos tripulados

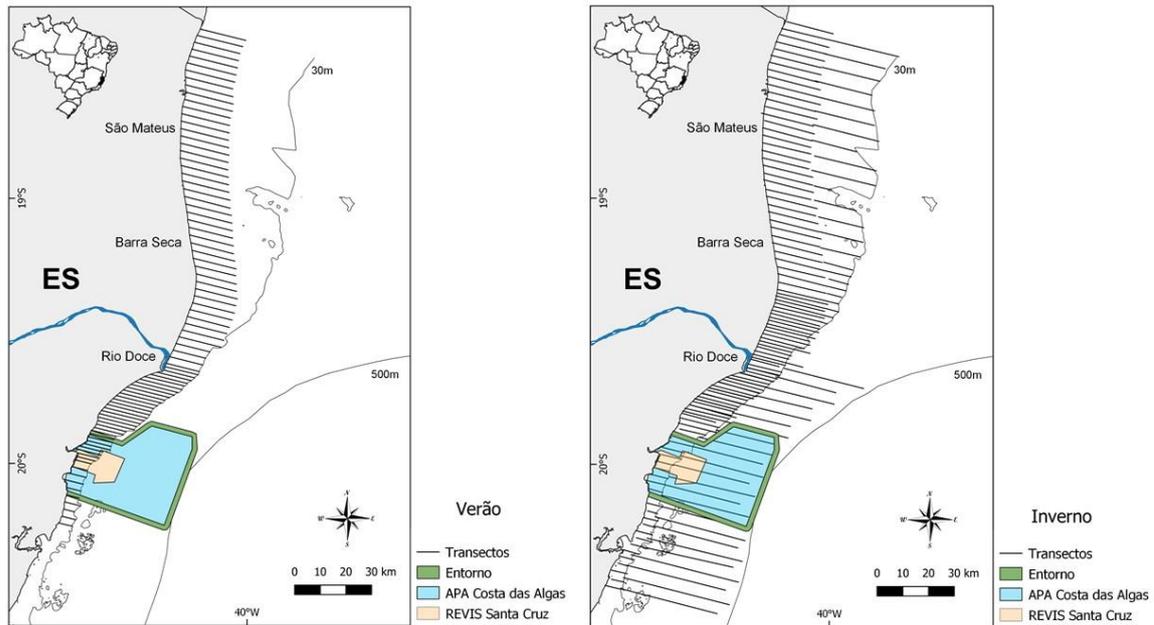
2.1.2.1 Área de estudo e desenho amostral

O delineamento amostral é parte importante do planejamento e monitoramento da megafauna marinha e, assim, o delineamento utilizado seguiu o padrão estabelecido em trabalhos pretéritos da equipe proponente (Danilewicz et al. 2010, Danilewicz et al. 2012, Sucunza et al. 2019). A estratégia adotada tem como foco principal o monitoramento da toninha (*Pontoporia blainvillei*) durante a estação de verão (janeiro/fevereiro) e da baleia jubarte (*Megaptera novaeangliae*) durante a estação de inverno (agosto/setembro). Dessa forma, o desenho da campanha de verão teve o esforço concentrado em áreas próximas a costa, enquanto na campanha de inverno, uma parte do esforço foi direcionado a região *offshore* (i.e., profundidades maiores de 30m). A malha amostral foi desenhada para cobrir de forma homogênea e aleatória toda a área de interesse, evitando, assim, vieses de interpretação ocasionados por esforço de coleta heterogêneos entre áreas. A seguir apresentamos detalhes da área de estudo e desenho amostral de cada campanha (Figura 3).

Os sobrevoos da campanha de verão, foram realizados na região litorânea entre os municípios de Vitória (20.223°S; 40.208°W) e Itaúnas (18.404°S; 39.504°W) dentro da plataforma continental. Em um primeiro momento, foram sobrevoadas 72 linhas perpendiculares a costa cobrindo toda a área de estudo. Posteriormente, com o objetivo de avaliar a área de maior concentração de toninhas (sul do Rio Doce), foram sobrevoadas mais 16 linhas perpendiculares a costa e intercaladas às linhas iniciais (Figura 3/Verão).

Os sobrevoos da campanha de inverno foram realizados na região litorânea entre os municípios de Vila Velha (20.330°S; 40.292°W) e Itaúnas (18.404°S; 39.504°W), tendo a isóbata de 500m como limite *offshore*. Foram sobrevoadas 153 linhas perpendiculares à costa cobrindo toda a área de estudo. Destas, 125 linhas partiam da costa até a isóbata de 30m e 28 linhas da isóbata de 30m até a isóbata de 500m (Figura 3/Inverno).

Figura 3: Área de estudo e transectos realizados durante as campanhas de verão e inverno no subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. Em destaque a APA Costa das Algas e o REVIS Santa Cruz.



2.1.2.2 Coleta de dados

Durante os sobrevoos cada observador trabalhou de forma independente, não havendo comunicação visual ou acústica entre eles. Dois pesquisadores tinham sua posição de observação nas janelas bolhas (dianteiras) e dois nas janelas planas (traseiras). Os dados de avistagem, início e final de linha e qualquer informação adicional, foram registrados em um gravador digital Panasonic RR-US 300 individual com horário sincronizado com o GPS para posterior georreferenciamento. Para cada grupo detectado, foi tomado o ângulo de declinação entre o horizonte e o grupo utilizando um inclinômetro Suunto-PM5. Adicionalmente, sempre que possível, foram realizados registros fotográficos utilizando máquina fotográfica Canon 6D Mark II com lente Canon 70-200L, os grupos escolhidos para fotos foram circulados por 5-15 minutos (Figura 4).

Os seguintes dados abióticos foram tomados a cada início e final de linhas, e sempre que uma mudança ambiental ocorria: transparência da água (clara ou turva), cor da água (marrom, verde ou azul), reflexo (ausente, fraco, moderado ou forte), condição do mar de acordo com a escala *Beaufort* e visibilidade (ruim, moderada, boa ou ótima).

Figura 4: Pesquisadores do Grupo de Estudos de Mamíferos Aquáticos do Rio Grande do Sul trabalhando durante as campanhas de verão e inverno nos sobrevoos do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”.

Destaca-se A) observador registrando dados em esforço de observação, B) observador trabalhando na janela bolha, C) imagem interna de um observador em esforço de observação e D) observador realizando registro fotográfico durante sobrevoos.

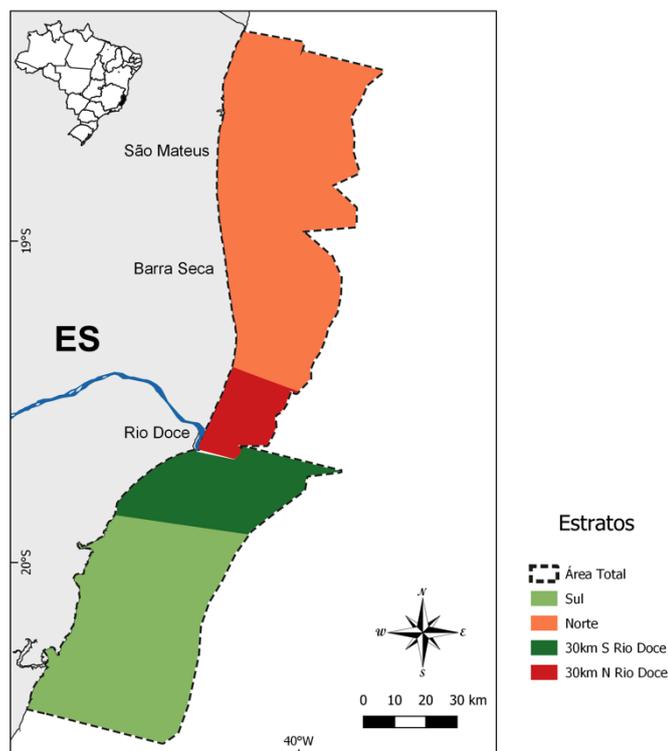


2.1.2.3 Análise de dados

A partir dos dados georreferenciados das avistagens foram gerados mapas de distribuição para cada espécie utilizando o software livre QGIS (versão 3.4.11). As taxas de encontro (TE) foram calculadas como quociente do número de grupos avistados pela distância sobrevoada em esforço de observação (i.e., grupos/km). A TE foi calculada para os seguintes estratos: 1) toda a área de estudo; 2) toda a área ao norte do Rio Doce; 3) toda a área ao sul do Rio Doce; 4) uma área de 30km ao norte do Rio Doce e 5) uma área de 30km ao sul do Rio Doce. Os estratos 4 e 5 foram considerados, no presente relatório, como áreas de influência direta do Rio Doce (Figura 5). A abundância de toninhas, baleias jubarte e outros pequenos cetáceos foi estimada através de métodos de amostragem de distâncias (*distance sampling*), enquanto a abundância de tartarugas marinhas foi estimada através dos métodos de

transectos de faixa (*strip transect*) (Buckland et al. 2001). Todas as análises foram realizadas utilizando uma série de funções customizadas no programa R (versão 3.5.1) com o pacote “mrds” (Laake et al. 2018). Os gráficos das taxas de encontro e distância da costa foram elaborados utilizando o pacote “ggplot2” (Wickham, 2016). As TE foram adotadas como medida para comparar as variações temporal (verão x inverno) e espacial (entre estratos) nos padrões de distribuição dos grupos registrados.

Figura 5: Mapa esquemático indicando os cinco estratos em que a área foi dividida para o cálculo da Taxa de Encontro (TE) e posterior comparação das variações temporal e espacial nos padrões de distribuição dos grupos registrados, durante as campanhas de verão e inverno dos sobrevoos do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”.



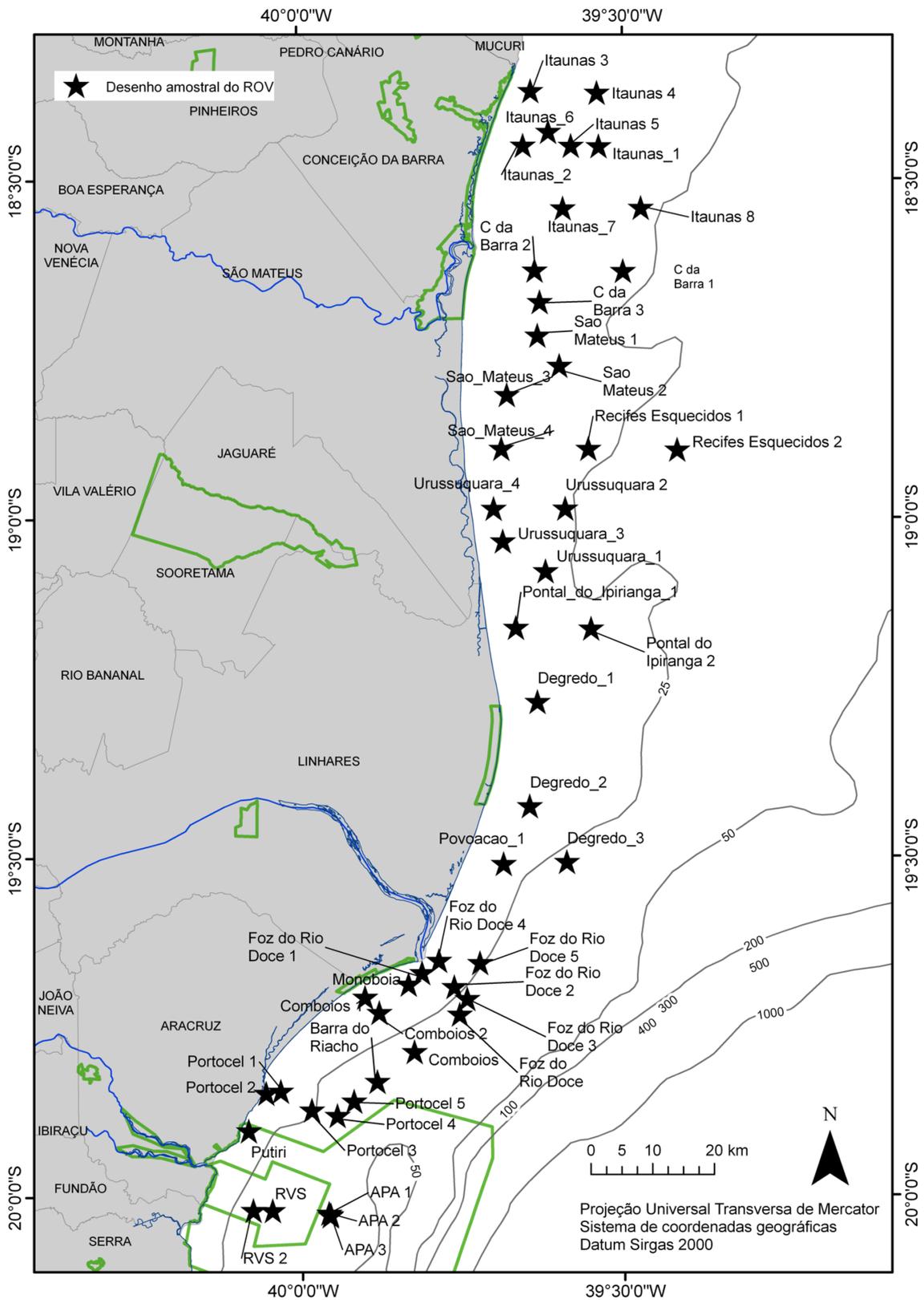
2.1.3 Associação com habitats bentônicos (ROV)

O desenho amostral para vídeo amostragem com ROV (*Remotely Operated Underwater Vehicle*) baseou-se nos dados obtidos pelo dronemonitoramento e pelo sobrevoos tribulado (Figura 6), em que foram escolhidos pontos representativos das áreas de agregação da megafauna na região marinha situada entre os municípios de Aracruz e Conceição da Barra no Norte do Espírito Santo, a fim de identificar e descrever os tipos de fundo nas regiões com maiores densidades para ocorrência de megafauna marinha. As áreas com as espécies mais ameaçadas e com maiores registros para a região foram consideradas com maior prioridade para realizar a vídeo amostragem com ROV, além das áreas com registro de megafauna com comportamento alimentar, com o objetivo de entender o fundo oceânico preferencial por estas espécies.

Os equipamentos utilizados foram definidos a partir da escolha do ROV, o qual deveria ser portátil, estável e altamente manobrável. O modelo *BlueROV2*, da fabricante *Blue Robotics*, foi considerado o mais apropriado devido a capacidade para operações em águas rasas a moderadas, com uma classificação de profundidade padrão de 100m e comprimentos de cabo de até 300m disponíveis, com filmagem em Full HD. Nesta operação, é realizado um transecto de 100m de comprimento, navegando linearmente. A distância é calculada a partir do momento que o equipamento toca o fundo, utilizando as marcações de metragem que contém no cabo umbilical do ROV.

Cada mergulho realizado representa uma amostra, que foi analisada em laboratório. Durante a análise dos vídeos, o tempo de vídeo será registrado com o objetivo de obter o esforço amostral. Após a detecção do tempo (minutos e segundos) de vídeo com registro de fauna/ habitat, é feita uma edição do vídeo, com um recorte somente do momento da observação. Os vídeos registrados durante o monitoramento serão analisados sempre pelo mesmo pesquisador, previamente capacitado. A identificação dos tipos de habitats é feita a partir do substrato predominante ou dos organismos predominantes, com o objetivo de identificar e descrever os tipos de fundo nas regiões com registros de comportamento alimentar da megafauna, ou demais áreas de agregação.

Figura 6: Pontos amostrados no monitoramento com ROV.



2.1.4 Bioacústica

A etapa de campo do Anexo 6 – Projeto Megafauna/Bioacústica foi conduzida entre as cidades de Vitória – ES (7752067,98 m; 360001,72 m) e limite norte do Estado do Espírito Santo 7972252,32 m; 429613,26 m), ao redor da foz do Rio Doce, abrangendo áreas marinhas costeiras e oceânicas adjacentes, incluindo REBIO Comboios, APA Costa das Algas e REVIS de Santa Cruz (Figura 7). Os trechos percorridos em cada campanha estão descritos na Tabela 2.

Figura 7: Mapa da área de estudo, destacando os transectos amostrados durante as campanhas realizadas entre fevereiro e maio de 2019 pelo Anexo 6 - Projeto Megafauna/Bioacústica.

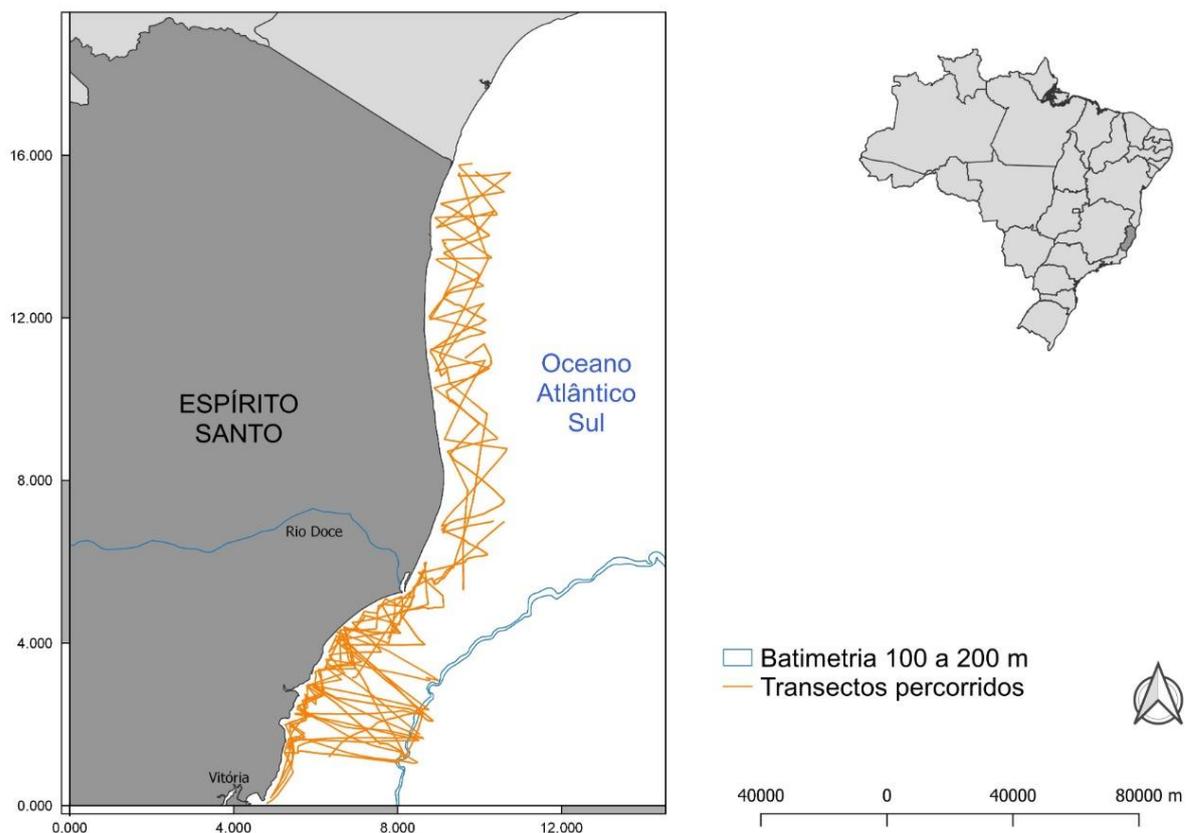


Tabela 2: Esforço amostral realizado entre fevereiro a maio de 2019, destacando os trechos percorridos em cada campanha (Anexo 6 - Projeto Megafauna/ Bioacústica).

Campanha	Trecho	Data Início	Data Fim	Duração (h)	Esforço Visual (h)	Esforço Acústico (h)	Mn percorrida
1	Aracruz à Vitória	22/02/2019	24/02/2019	41:30	22:06	23:22	146,071
2	Vitória à Caravelas	26/02/2019	28/02/2019	33:30	12:35	0:00	-
3	Caravelas à Vitória	03/03/2019	06/03/2019	77:47	40:05	56:24	286,935
4	APA	13/03/2019	14/03/2019	36:11	24:30	32:05	184,979
5	Sul da APA à Foz	17/03/2019	19/03/2019	47:01	16:58	13:39	64,259
6	Foz + 2 transectos em direção ao N	31/03/2019	01/04/2019	29:15	15:44	26:23	91,184
7	Extremo norte à Vitória	06/04/2019	09/04/2019	75:19	38:02	23:54	157,608
8	Foz ao Sul da APA	15/04/2019	17/04/2019	62:28	26:26	26:32	133,208
9	Foz ao Sul da APA	23/04/2019	23/04/2019	16:06	10:59	6:53	35,195
10	APA	27/04/2019	28/04/2019	25:09	11:54	17:05	87,346
11	Extremo norte à Vitória	03/05/2019	06/05/2019	13:27	43:27	53:45	262,162
12	APA	10/05/2019	11/05/2019	27:22	14:09	16:16	54,361
13	Foz + Norte à Vitória	14/05/2019	15/05/2019	21:25	10:06	20:21	101,538
14	Foz + Norte à Vitória	21/05/2019	22/05/2019	22:40	11:06	12:54	58,295

Mn= milhas náuticas; APA = Área de Proteção Ambiental Costa das Algas; Foz = Foz do Rio Doce; h= hora.

2.1.4.1 Coleta de dados

As campanhas de coleta de dados foram realizadas em um veleiro de 40 pés, entre 22 de fevereiro e 23 de maio de 2019, totalizando 90 dias corridos (Tabela 2). Durante este período, foi realizado diariamente o monitoramento climatológico através do Windy (www.windy.com) e WindGuru (www.windguru.cz) para verificar se haviam condições favoráveis para a navegação à vela na área de estudo. O Iate Clube do Espírito Santo (Vitória/ES) serviu como ponto de apoio logístico para a embarcação durante os períodos inapropriados para navegação.

O monitoramento da área foi realizado através de transectos em zig-zag (Figura 7), salvo os casos em que as condições ambientais não permitiram seguir este tipo de desenho amostral. Foram utilizados os métodos visual e acústico na busca de cetáceos.

O monitoramento visual aconteceu durante o período de luminosidade, a olho nu ou com a utilização de binóculo em condições ambientais favoráveis: escala *Beaufort* até cinco, boas condições de visibilidade e altura de onda até 2m. Quando avistado um grupo, tomou-se nota das informações de localização e hora, escala *Beaufort* e altura das ondas bem como a composição do grupo, espécie e comportamento. Registros fotográficos e filmagens (fora da água e subaquáticas) das avistagens foram realizados, respectivamente por câmera fotográfica Canon 7D Mark II acoplada a uma lente EF 70 - 300mm f/4-5.6L IS USM, câmera GoPro Hero 5 acoplada a um capacete e câmera da mesma marca e modelo fixada a um bastão de 3 metros. Estes equipamentos foram disponibilizados pelo Laboratório de Ecologia Comportamental e Bioacústica (LABEC/UFJF), previamente adquiridos em outros projetos.

O monitoramento acústico foi conduzido de forma contínua através do arrasto de uma matriz de hidrofones pela embarcação. O esforço acústico foi interrompido apenas quando as condições ambientais não eram favoráveis: *Beaufort* a partir de seis (Castro, 2018), altura de onda superior a três metros e velocidade do vento insuficiente para a manutenção da navegação à vela. Até a sexta campanha foram utilizados os equipamentos já adquiridos anteriormente pelo grupo de pesquisa, sendo adaptados às necessidades do presente projeto. A partir da sétima campanha o sistema de aquisição acústica solicitado para o presente projeto ficou disponível, sendo utilizado desde então. A Tabela 3 indica as especificações técnicas destes sistemas. Além disso, nos momentos em que ocorreram avistagens de grupos de cetáceos próximos à embarcação ou que foi possível a aproximação desta em relação aos animais, foi utilizado o hidrofone portátil modelo Cetacean Research™ C54XRS (com resposta de frequência: 0,006 a 203kHz, +3/- 20 dB, - 185 dB re: 1V/μPa) acoplado diretamente ao gravador digital Tascam DR-40 com amostragem de 96 kHz/24 bits para gravar suas emissões acústicas. Estes equipamentos também foram fornecidos pelo LABEC/UFJF.

Os arquivos de áudio foram salvos no formato *wav*. e os dados de GPS da rota da navegação registrados e salvos em banco de dados apropriado.

Tabela 3: Especificações técnicas dos sistemas de aquisição acústica utilizados na etapa de campo do Anexo 6 - Projeto Megafauna/Bioacústica.

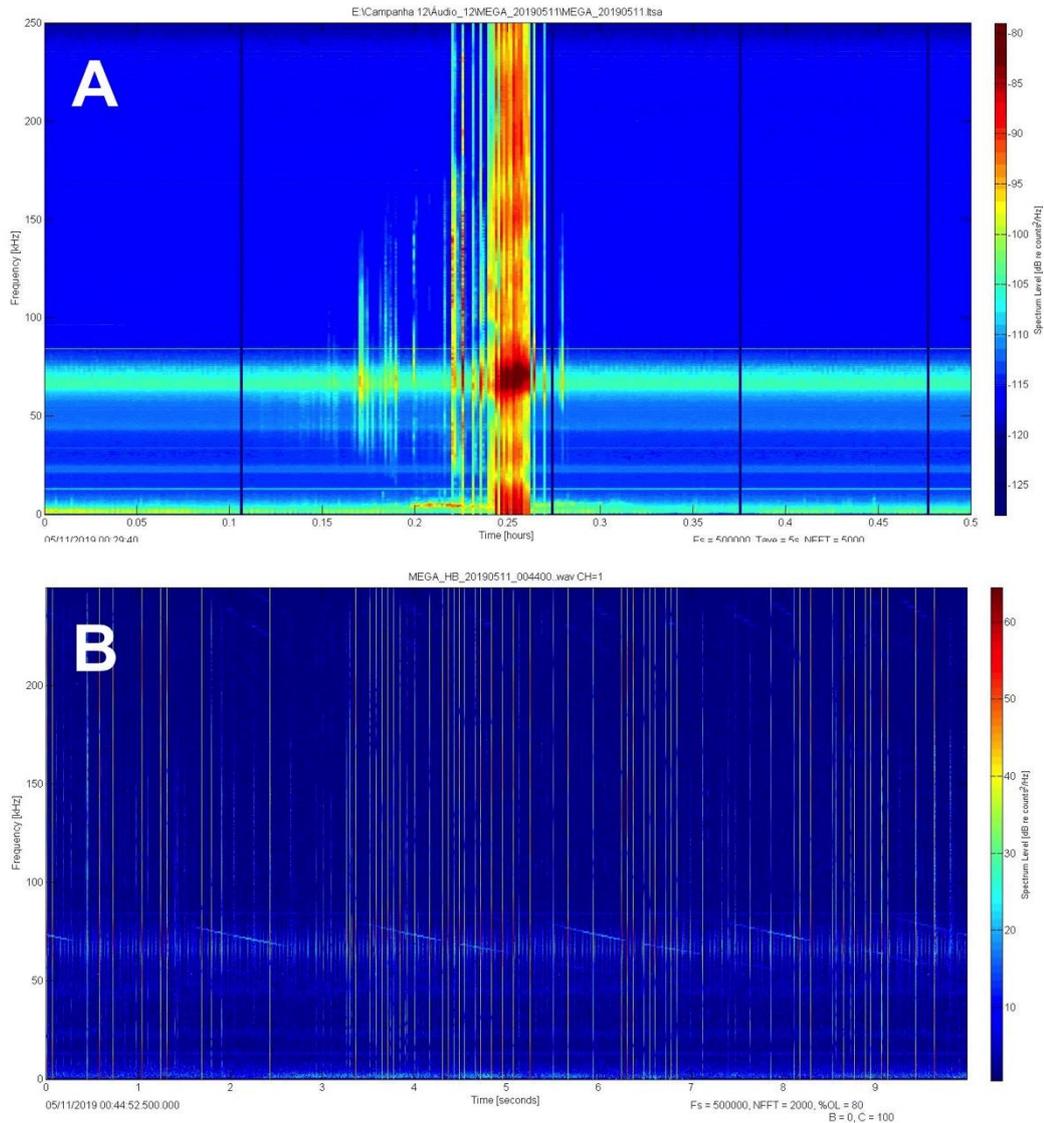
Campanha	Frequência de amostragem (kHz)	Especificações da Matriz de Arrasto		
		Comprimento (m)	Número de hidrofones utilizados na matriz	Distância entre os hidrofones (m)
1 e 2	96,0	100	2	3
3	320,0 / 96,0	60	3 / 2	0,3 – 1,5 / 1,5
4 e 5	96,0	60	2	1,5
6	320,0	50	3	0,3 – 1,5
7 a 14	500,0	50	4	0,4 – 3 – 5

kHz = quilo-Hertz; m = metro.

2.1.4.2 Análises

Em laboratório (LABEC/UFJF), a análise dos dados foi precedida pela organização e criação de cópias de segurança em discos rígidos e em banco de armazenamento de dados (www.dropbox.com). A primeira etapa para as análises dos dados acústicos foi a construção de espectrogramas de longa duração (*Long Term Spectrogram Average - LTSA*) (Figura 8). Esta forma de visualização condensa todo o conjunto de arquivos e permite a inspeção minuciosa da paisagem acústica, identificando eventos de interesse (vocalizações de cetáceos). Para marcar e identificar os tipos de vocalizações, pulsadas (cliques de ecolocalização, sons pulsados explosivos e chamados) e tonais (assobios), detectados no *LTSA*, foram realizadas inspeções visuais e aurais dos espectrogramas (janela Hann, DFT de 1024 pontos com sobreposição de 60%) e *waveforms*, usando o programa *Raven Pro 1.5* (*Cornell Laboratory of Ornithology, NY*). Em seguida, os registros acústicos foram divididos em blocos de detecção, separados entre si por um intervalo de cinco minutos (intervalo de silêncio, sem detecção de vocalizações).

Figura 8: Imagem representativa do processo de análise conduzido utilizando *Long Term Spectrogram Average – LTSA*.



A detecção por unidade de esforço (DPUE) foi estimada a partir do número de blocos de detecção por transecto, considerando seu comprimento em milhas náuticas.

Localização

Os blocos de detecção que continham cliques foram utilizados para a localização de um grupo vocalmente ativo. As análises dos cliques, por serem discretos no tempo, permitem uma estimativa mais precisa da diferença do tempo de chegada de um mesmo sinal nos diferentes canais através da correlação cruzada. Para cada bloco de detecção foram identificados eventos correspondentes a uma ou mais cadeias de cliques (Swift et al., 2009). A análise do movimento do alvo (*Target Motion Analysis - TMA*) foi realizada para estimar a localização de cada evento. Os azimutes correspondentes a cada

evento foram plotados a partir de diferentes pontos ao longo da transecção, quando o veleiro de pesquisa passou por um indivíduo ou grupo; e foi estimada a distância perpendicular de um indivíduo ou grupo em relação à embarcação (Gillespie, 1997, Leaper et al., 2000, Hastie et al., 2003, Barlow & Taylor, 2005, Lewis et al., 2007). Foram gerados três modelos de localização e aquele que melhor se ajustou, utilizando o Critério de Informação Akaike (AIC), foi adotado para a localização das respectivas cadeias.

As coordenadas dos eventos localizados, também denominados encontros acústicos, foram plotadas através do QGIS (versão 3.8.1). Para isso, o sistema de coordenadas adotado foi o 'Universal Transverse Mercator (UTM)' – SIRGAS 2000, Zona 24° Sul.

Extração de Parâmetros acústicos

Os sinais acústicos foram avaliados, no programa *Raven Pro 1.5*, quanto à qualidade, considerando o valor de SNR (*signal to noise ratio*) para cada sinal individual. Desta maneira, foram analisados quanto aos parâmetros acústicos somente aqueles que apresentaram $SNR \geq 10\text{dB}$ (Au & Hastings, 2008). Cada emissão passou pela extração dos seguintes parâmetros acústicos: (a) cliques: frequências mínima e máxima, frequência pico, larguras de banda a 3dB e 10dB e nível de pressão sonora (*Sound Pressure Level – SPL*); (b) sons pulsados explosivos: frequências mínima e máxima, variação de frequência (frequência máxima - frequência mínima), frequência pico, frequência central e duração; (c) assobios: frequências mínima e máxima, variação de frequência, frequência pico, frequência central, frequências inicial e final, duração, número de pontos de inflexão (número de vezes que a modulação do assobio muda de ascendente para descendente e vice-versa) e modulação de frequência (contorno visual); e (d) chamados: frequências mínima e máxima, variação de frequência, frequência pico, frequência central, duração, intervalos inicial, mediano e final entre bandas. Nos casos em que houve sobreposição de sinais, os parâmetros de frequência pico e frequência central não foram incluídos, evitando assim uma possível interferência na aferição destes parâmetros.

A modulação de frequência foi separada em categorias de acordo com o contorno visual (ascendente, descendente, ascendente – descendente, descendente – ascendente, constante e múltiplo) (Azevedo & Sluys, 2005), para as quais foram calculadas as frequências relativas. Tanto esta análise quanto a estatística descritiva para as variáveis acústicas, que incluiu média aritmética, desvio padrão, valor mínimo, valor máximo e coeficiente de variação (em porcentagem), foram realizadas no programa *R (R Core Team)*.

Classificação de espécies através de registros acústicos

A classificação em nível de espécie para registros exclusivamente acústicos tomou como base os cliques e assobios de *Sotalia guianensis* e *Tursiops truncatus* que foram identificados e confirmados por avistagem. A espécie *Pontoporia blainvillei* não integrou as análises de identificação acústica uma vez que seus cliques apresentam padrão único e alta banda de frequência, o que permite identificação por espectrograma.

As análises de classificação foram estabelecidas seguindo três passos descritos em Amorim et al. (2019): 1 – classificação de cliques de ecolocalização; 2 – classificação de assobios; 3 – classificação integrada (cliques+assobios). Os parâmetros acústicos de cliques utilizados foram frequência pico, frequência de banda a 3dB e frequência de banda a 10dB. Esses parâmetros foram selecionados por constituírem as características robustas espectrais dos cliques. Para os assobios os seguintes parâmetros foram utilizados: frequência inicial, frequência final, frequência máxima, frequência mínima, variação de frequência, frequência pico, frequência central, número de pontos de inflexão e duração.

A cada passo estabelecido todos os parâmetros serviram como *input* para árvore de classificação através do pacote c5.0 no programa R. Essa análise consiste em partições binárias determinadas por regras pré-estabelecidas pelo modelo classificatório. Cada vocalização pertencente ao grupo de registros exclusivamente acústicos (ni) que teve sua localização estimada pelo *PamGuard* foi designada como pertencente a *Sotalia guianensis* (Sg), *Tursiops truncatus* (Tt) ou permaneceu como ni quando não foi possível a classificação entre essas duas espécies. Em seguida, para cada classificação resultante uma coordenada geográfica foi determinada de modo a integrar as análises espaciais e de relação com variáveis ambientais.

Para os chamados, a inspeção visual e aural caracterizou uma emissão como sendo de baleia orca *Orcinus orca*. Para a validação dessa classificação, foi realizada uma Análise de Função Discriminante (quadrática) juntando tal chamado de orca com outros cinco chamados não identificados registrados na área de estudo e com um conjunto de dados de chamados de orca, proveniente do LABEC/UFJF (Andriolo et al. 2015), registrados no Sudeste/Sul do Brasil com confirmação visual da espécie.

Análises espaciais

As análises espaciais foram divididas em duas etapas: (1) Uso do habitat – estatística descritiva e modelagem; e (2) Turbidez x parâmetros acústicos dos cliques de ecolocalização e assobios. Estas são descritas em detalhes a seguir.

Uso de habitat

Foram considerados o número total de encontros acústicos correspondentes às espécies que foram identificadas através do processo de classificação já descrito. A análise do uso do habitat foi conduzida a fim de avaliar que variável ou grupo de variáveis ambientais estariam potencialmente associadas à ocorrência dos grupos de cetáceos acusticamente localizados, utilizando modelos lineares generalizados (MLG's).

Para isso, a área de estudo foi dividida em quadrículas de 10 km², sendo estimados, para cada uma delas: (a) o ponto médio e (b) o número de encontros acústicos registrados. As coordenadas do ponto médio das quadrículas foram plotadas, sobrepondo arquivos *shapefile* representativos da linha de costa (disponibilizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE) e batimetria, a fim de estimar sua distância mínima à costa e profundidade, respectivamente. A base batimétrica utilizada foi o

ETOPO1 (em metros), disponibilizada pelo *National Oceanographic and Atmospheric Administration* (NOAA), em arquivo *raster*.

Dados brutos, correspondentes às variáveis ambientais: turbidez, temperatura aparente, oxigênio dissolvido e salinidade, foram coletados pelo Anexo 3 em estações distribuídas ao longo da área de estudo e posteriormente disponibilizados, permitindo gerar uma superfície de interpolação para cada variável (arquivo *raster*). Os valores correspondentes aos encontros acústicos foram acessados através da ferramenta *point sampling tool* (QGIS). Para que toda a área de estudo, bem como a abrangência de nossos registros fossem representados, foi necessário reunir os dados coletados entre os meses de março a maio de 2019 nas diferentes estações de coleta, gerando, dessa forma, um *raster* trimestral para cada variável.

A estatística descritiva referente aos encontros acústicos registrados (média, desvio padrão, valor mínimo, valor máximo e coeficiente de variação) e às variáveis: (1) distância mínima estimada entre os encontros acústicos e a costa, (2) profundidade dos encontros acústicos, e (3) latitude, foi calculada a fim de resumir e disponibilizar uma visão mais ampla dos resultados obtidos.

Turbidez x Parâmetros acústicos dos cliques de ecolocalização

Foram gerados MLG's para avaliar a possível relação entre a variação observada nos parâmetros acústicos dos cliques de ecolocalização (frequência máxima, frequência mínima, frequência pico, nível de pressão sonora, larguras de banda de frequência à 3dB e 10dB), e dos assobios (frequências máxima, mínima, pico, inicial, final e central, variação de frequência, duração e número de pontos de inflexão) – reconhecidos como variável resposta e, portanto, modelados separadamente.

Como variáveis explicativas foram adotadas: (1) distância perpendicular entre os indivíduos vocalmente ativos e a matriz de hidrofones, estimada a partir do conhecimento das coordenadas da localização de cada evento e da plataforma de observação no momento em que cada evento foi detectado/ localizado; e (2) o valor de turbidez estimado para cada evento acústico, obtido a partir de um segundo banco de dados (em formato *.netcdf*), também disponibilizado pelo Anexo 3. Este foi acessado via satélite, cobrindo toda área de estudo. Como, apenas as cadeias, correspondentes aos cliques representativos de cada evento acústico, puderam ser localizados, a distância perpendicular foi adotada como variável explicativa apenas na modelagem deste tipo de sinal acústico.

O software SeaDAS (versão 7.5.3) foi utilizado para visualização e extração da base de dados em formato *raster*. Estes arquivos foram espacializados através do QGIS, e os valores de turbidez extraídos seguindo o mesmo processo utilizado na modelagem do uso do habitat. Estes valores estimados para cada evento foram, sempre que possível, extraídos do arquivo *raster* correspondente ao dia de sua detecção. Quando não havia dados para o mesmo dia, foram extraídos valores obtidos no dia mais próximo, dentro de um limite de três dias pré e pós à data de cada detecção.

Registros acústicos de camarões e peixes

Em uma etapa adicional de análise, foi realizada a inspeção aural e visual para detecção de emissões acústicas de camarões e peixes, nos arquivos com a presença acústica de cetáceos identificados a partir do LTSA. Os arquivos com detecções tiveram suas coordenadas geográficas relativas à embarcação extraídas (correspondente ao momento inicial da detecção) para espacialização.

Todo o processo analítico correspondente às análises descritivas, testes de correlação e estatísticos e a MLG foram realizados através do programa R, considerando como significância estatística: 0,05.

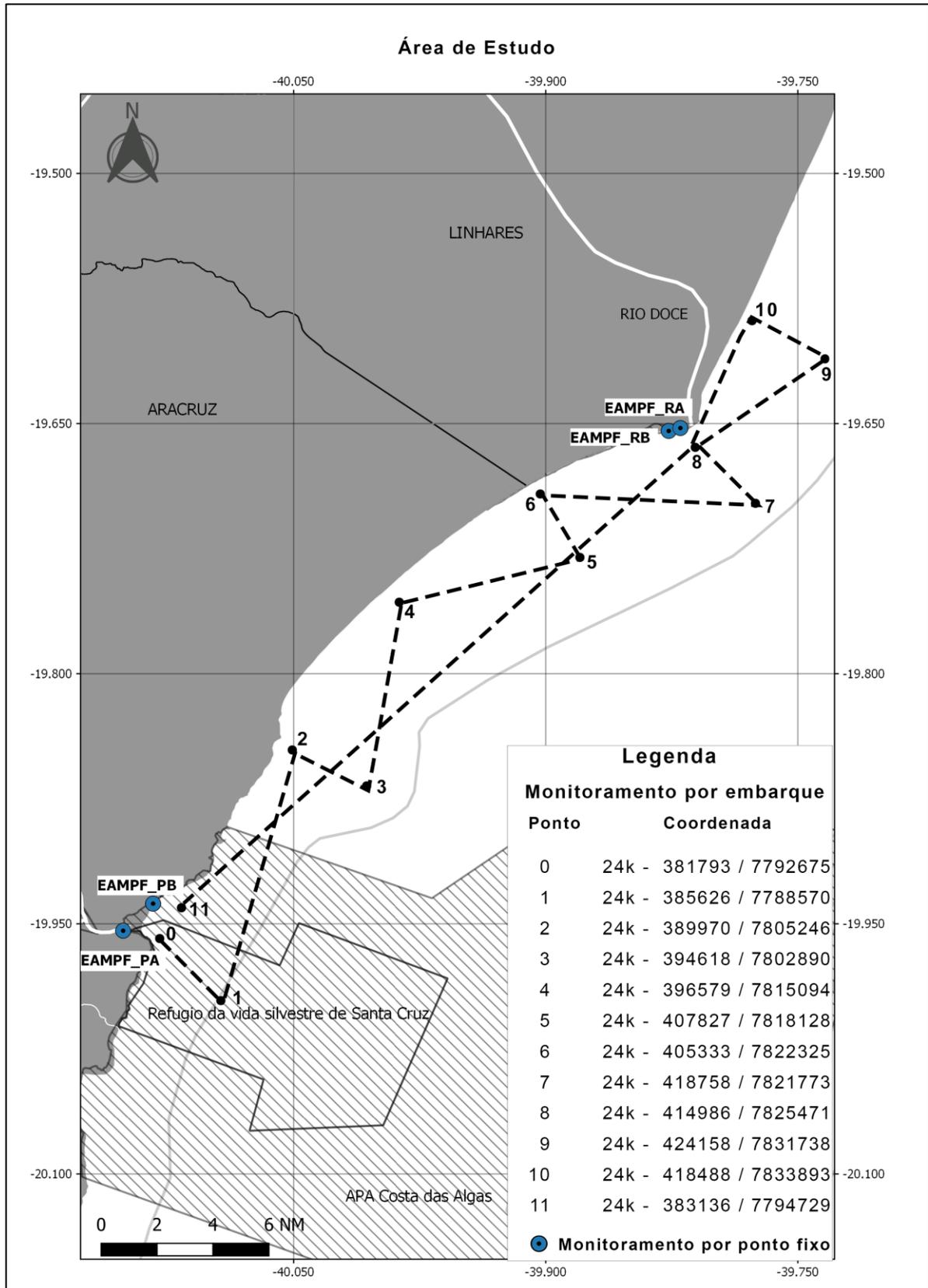
2.2 MONITORAMENTO DE CETÁCEOS

2.2.1 Uso do habitat

O monitoramento do uso do hábitat na área da foz do Rio Doce e praias adjacentes foi realizado por ponto fixo e embarque de outubro de 2018 a setembro de 2019 pelo Grupo de Estudos para a Conservação de Mamíferos (GECOM), CEUNES-UFES.

Para o monitoramento por ponto fixo foram determinados quatro pontos: Aracruz (rio Piraque-Açú, 24 K 379514.66/ 7793179.25; praia da Sauna, 24 K 381365.37/ 7794988.57) e Linhares (Rio Doce, 24 K 414050.59/ 7826747.03; praia de Regência, 24 K 413326.36/ 7826551.71) (Figura 9). Foram realizadas oito dias de observação mensais (duas por semana), com cinco horas de duração em cada ponto utilizando os métodos “grupo focal”, quando indivíduos estão engajados em uma mesma atividade (Mann,1999), e *ad libitum*, em que todas as atividades realizadas pelo grupo foram registradas (Altmann,1974). Os períodos do dia (manhã ou tarde) foram alternados, para considerar a variação dos regimes de marés.

Figura 9: Mapa da área de estudo com os pontos fixos de Aracruz (A= foz do rio Piraque-Açú, B= praia da Sauna) e de Regência (A= foz do rio Doce, B= praia de Regência), e com o transecto previsto para os monitoramentos embarcados



O monitoramento embarcado foi realizado entre a foz do rio Piraque-Açú (24 K 385626/ 7788570) e a foz do Rio Doce (24 K 420998/ 7839784) através de transectos lineares perpendiculares à três milhas náuticas da costa, com distância média de seis milhas náuticas alternadamente entre o ponto mais próximo (24 K 391381/ 7810705) e o mais distante da costa (24 K 418758/ 7821773). Os embarques foram realizados duas vezes ao mês (dois dias), com exceção de meses nos quais as condições climáticas não estavam propícias e, portanto, não tiveram saídas (março, julho e agosto). A amostragem foi realizada em embarcação com velocidade média de 7 nós com duração de 10 a 12 horas por dia. A coleta de dados foi realizada por observadores na proa e popa da embarcação a olho “nu” e com ajuda de binóculos com a utilização dos métodos de amostragem “grupo focal” e *ad libitum* (Altmann, 1974). A localização exata (GPS) de todos os registros foi plotada através do software Qgis 3.2.3 usando como padrão o Datum Sirgas 2000 (Figura 63).

A cada avistagem, tanto por ponto fixo quanto por embarque, registrou-se a espécie, o número de indivíduos por grupo, classe etária, tipo de comportamento e tempo de observação, e demais anotações que o observador julgasse relevante. Testes não paramétricos (*Kruskal-Wallis* e *Mann-Whitney*) ao nível de 0,05 de significância (ZAR, 1984) foram empregados para avaliar o grau de significância dos resultados utilizando-se o programa Past 3.

2.2.2 Encalhes

Os registros de cetáceos encalhados foram obtidos por monitoramento diário de praia de uma empresa privada (CTA), através de uma condicionante ambiental do PMP/BC, onde a atuação desta empresa foi atribuída a um acordo de parceria técnica com duas instituições integrantes da REMAB (Rede de Encalhes de Mamíferos Marinhos do Brasil) que já atuavam na região, sendo o Instituto Baleia Jubarte atuante no litoral Norte do ES e o Instituto ORCA no litoral Sul.

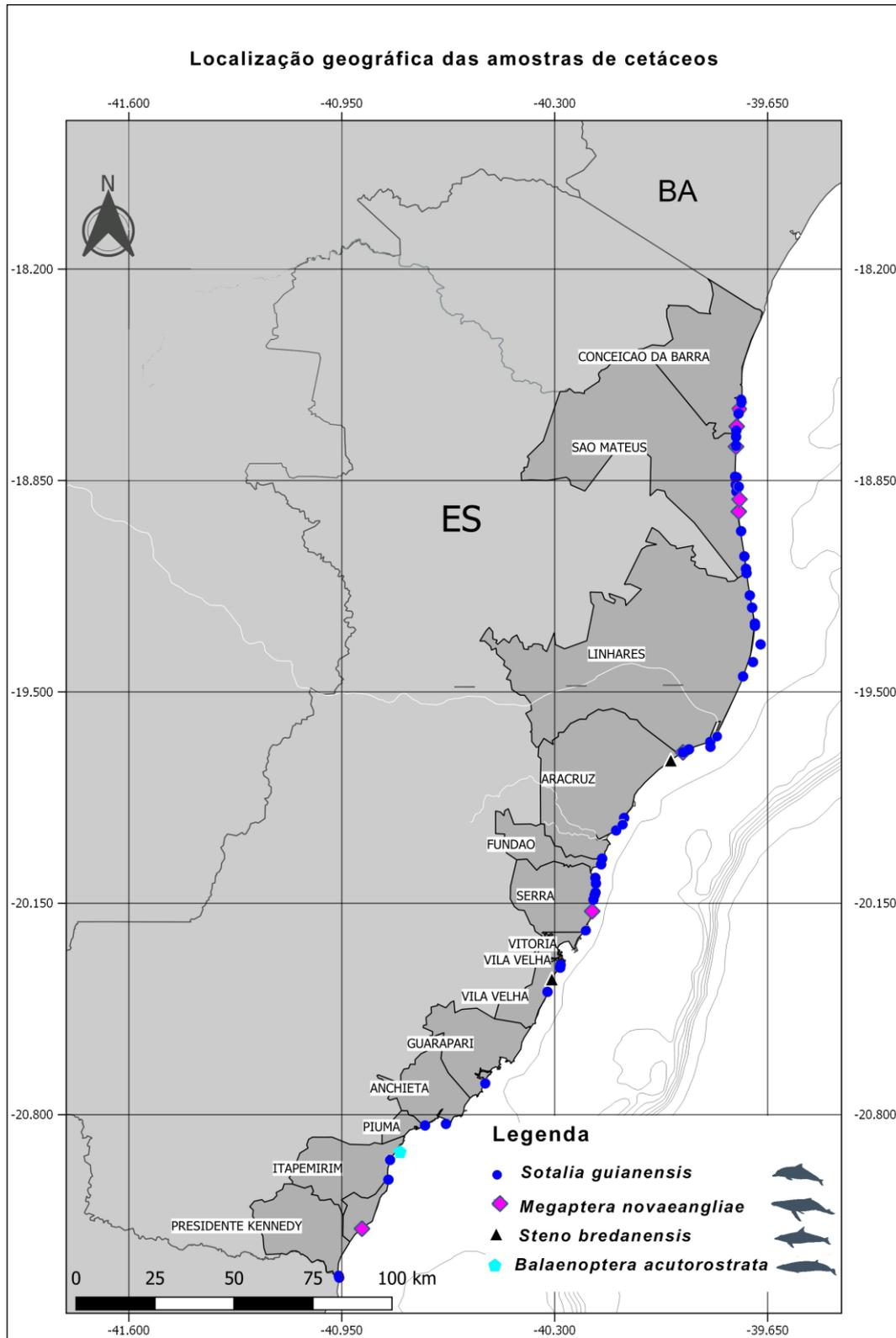
Os animais eram encontrados pelos monitores do CTA que informavam sobre a ocorrência e quando se tratava de animais mortos recolhiam a carcaça e entregavam para as instituições responsáveis pela sua área de distribuição (IBJ ou ORCA). Se tratando de cetáceos vivos a equipe realizava atendimento imediato e se tratando de animal morto realizava a necropsia para identificar a causa do óbito e colheita de material biológico para análise complementar. Após a colheita do material biológico era feito o direcionamento das amostras para os laboratórios responsáveis de acordo com as análises de interesse para pesquisa e diagnóstico. Todas as carcaças receberam uma identificação, a qual acompanhou todas as amostras. Além disso, foram obtidos registros fotográficos, data de encalhe, local, coordenadas geográficas, biometria, fichas de necropsia, ficha de amostras coletadas e material osteológico tombado. A identificação da espécie foi realizada pela observação dos caracteres morfológicos e de coloração, seguindo literatura específica (LODI *et al.*, 2013) e a avaliação e caracterização dos espécimes de acordo com GERACI & LOUNSBURY (2005). A determinação do sexo foi realizada seguindo características morfológicas externas ou, de acordo com o estado de decomposição da carcaça, observando o aparelho reprodutor.

2.2.3 Genética

As amostras de tecido muscular ou de pele de cetáceos mortos encalhados coletadas pelo Instituto ORCA e IBJ nas praias do litoral do Espírito Santo foram recebidas no Laboratório de Genética e Conservação Animal (LGCA) do CEUNES/UFES para serem armazenadas e submetidas aos procedimentos laboratoriais de genética molecular.

A partir dos encalhes foram coletados tecidos de cinco espécies de cetáceos: *Sotalia guianensis*, *Pontoporia blainvillei*, *Steno bredanensis*, *Megaptera novaeangliae* e *Balaenoptera acutorostrata* (Figura 10). As amostras de *P. blainvillei* não foram analisadas geneticamente, mesmo com um que apresentou um número amostral suficiente, porque está sendo analisada no âmbito do Projeto “Conservação da Toninha na Área de Manejo I (*Franciscana Management Area I – FMA I*)” - FUNBIO (edital 2016), que visa atender às obrigações de natureza compensatória do Termo de Ajustamento de Conduta (TAC), firmado em 13 de setembro de 2013 pela Chevron Brasil com o Ministério Público Federal.

Figura 10: Localização geográfica das amostras das quatro espécies de cetáceos analisadas geneticamente durante o primeiro ano do PMBA



Uma pequena porção de tecido de cada indivíduo foi coletada e submetida ao procedimento de extração de DNA, seguindo o protocolo de solução salina (BRUFORD et al., 1992). Em seguida, determinou-se a concentração de DNA extraído utilizando-se espectrofotômetro.

Os indivíduos cujo sexo não foi possível identificar morfológicamente foram submetidos a sexagem molecular via PCR (*Polymerase Chain Reaction*) com a utilização dos primers ZFX0582, ZFX0923 (BÉRUBE & PALSOLL 1996), PMSRYF (RICHARD et al., 1994) e TtSRYR (ROSEL et al., 2003).

A região Citb (Citocromo b) do DNA mitocondrial foi amplificada a fim de se conferir a espécie de cada amostra recebida. Foram utilizados os primers L14724 (PALUMBI et al., 1991) e H15387 (ROSEL et al., 1994).

Para a análise de diversidade mitocondrial amplificou-se a região D-loop, conforme Garrigue e colaboradores (2004), utilizando-se os primers M13Dlp1.5 e Dlp8G. Depois de amplificados, os fragmentos foram visualizados em gel de agarose 1% e fotodocumentados.

Os fragmentos amplificados da região D-loop e Cit-b foram purificados com a utilização da enzima ExoSap-IT, a fim de se eliminar inibidores potenciais do sequenciamento. Em seguida, as reações purificadas foram encaminhadas a uma empresa terceirizada para sequenciamento. Todas as seqüências resultantes foram editadas manualmente e alinhadas utilizando-se a ferramenta Muscle no programa MEGA 7.026 (KUMAR et al., 2016).

O programa Arlequin v.3.5 (EXCOFFIER et al., 2010) foi utilizado para calcular o número de haplótipos, os índices de diversidade haplotípica (h) e nucleotídica (π), índices de neutralidade populacional (D de Tajima e F_s de Fu), F_{ST} par-a-par e Φ_{ST} com 1000 permutações, além da Análise de Variância Molecular (AMOVA) baseada no F_{st} com 1000 permutações. As redes de haplótipos foram construídas com cálculos de Median-Joining no programa Network (BANDELT et al., 1999).

Para a conferência da espécie pela região Cit-b foram utilizados os bancos de dados online GenBank e *DNA Surveillance*.

Além do marcador mitocondrial D-loop, para a determinação de índices de diversidade do DNA nuclear e testes de estruturação para a espécie *Sotalia guianensis*, foram utilizados 10 locos microssatélites (Quadro 1). Os locos foram identificados com o software Genious Prime v.2.0. O desequilíbrio de ligação entre os locos foi verificado com o programa GENEPOP on the Web (RAYMOND & ROUSSET, 1995; ROUSSET, 2008) e os desvios do Equilíbrio de Hardy-Weinberg foram testados por meio do software Arlequin v.3.11 (EXCOFFIER et al., 2010). Os locos também foram testados quanto à presença de alelos nulos, abandono de alelos e erros devido à presença de picos *stutter* utilizando-se o programa Microchecker v.2.2.0.3 (VAN OOSTERHOUT et al., 2004), com correção de Bonferroni. Para as análises intrapopulacionais os índices de diversidade genética foram calculados com programas Cervus v.3.0.3 (KALINOWSKI et al., 2007), Fstat v.2.9.3.2 (GOUDET, 2001) e Arlequin v.3.11 (EXCOFFIER et al., 2010).

Quadro 1: Locos microssatélites testados para *Sotalia guianensis*, sequência do primer, tamanho do fragmento (pb), repetição, temperatura de anelamento (TA), nº de alelos e referência do loco

Loco	Sequência do primer (5' para 3')	pb	Repetição	Referência
1.MK6	GTCCTCTTCCAGGTGTAGCC GCCCACTAAGTATGTTGCAGC	145-189	(GT)17	KRUTZEN et al., 2001
2.GATA98	TGTACCCTGGATGGATAGATT TCA CCT TAT TTT GTC TGT CTG	92-134	(GATA)n	PALSBOLL et al., 1997
3.PPHO142	GAAGGCTCAGGGTATTG CAGTTACTTTCCTCGGG	127-159	(CA)22	ROSEL et al., 1999
4.Sgui-002	GGATGTCACTGAACACAGAGC ACCTATCTACATTTCCAGAGG	207-211	(CA)18	CUNHA & WATTS, 2007
5.Sgui003	TCCAATCTCCAACCAAATCCC GTCGCTAAGTTCATCATCTGC	148-162	(GT)28	CUNHA & WATTS, 2007
6.Sgui006	CTATGATGGACGGTTGAAGG TCTCTTGGTCATTGCCTTCC	201-215	(GT)21	CUNHA & WATTS, 2007
7.Sgui011	ACAGAGAAGCAAGTGGGAAACC TTCCCCGCCACTAAGATTCC	398-446	(GT)26	CUNHA & WATTS, 2007
8.Sgui016	TTCTCTGGGCAAACACTGC CATTATTGCCGAAGTATGC	158-162	(GT)28	CUNHA & WATTS, 2007
9.Sgui017	GTGGTGGAGTAGAGGATAGG ACATTGGGCTTCAACGCACG	234- 252	(CA)22	CUNHA & WATTS, 2007
10.Sgui018	CTGGAAAAAGAGTAGTTGGC GTGCAAGACCTCAAAATCC	234-252	(GT)29	CUNHA & WATTS, 2007

As análises de estruturação genética foram realizadas somente para a espécie *Sotalia guianensis*, devido ao número amostral suficiente e requerido para tais análises, as demais espécies apresentam ainda baixo número amostral.

Para as análises de diversidade genética e estruturação genética espaço-temporal do DNA mitocondrial da espécie *Sotalia guianensis*, além das amostras coletadas durante o PMBA, foram adicionadas sequências provenientes de amostras pretéritas ao início do PMBA e que são também anteriores a chegada do rejeito de minério. Essas sequências já haviam sido geradas em outros estudos desenvolvidos pelo GECOM (Grupo de Estudos para Conservação de Mamíferos) do CEUNES/UFES; estudos realizados por REBLIN (2016) e MENDES (2019). As sequências pretéritas foram referenciadas como EAE_PP (Estação Amostral Pré-Projeto). Para as análises de estruturação genética espacial da espécie *S. guianensis*, foram testados dois agrupamentos de sequências a fim de

se encontrar a melhor estruturação para os dados: 1) divisão em cinco regiões (Figura 11), mesma divisão adotada nas análises de contaminantes e ecologia trófica de cetáceos, que corrobora os dados de mapa de calor das áreas de maior concentração de *Sotalia guianensis* na área de estudo do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”, reportados no relatório semestral; 2) divisão em três regiões de acordo com os resultados do primeiro teste de estruturação (Figura 12).

Para as análises de estruturação temporal foram realizados dois testes com agrupamentos das sequências em dois períodos: 1) Pré-rompimento (2004 a 2015) e Pós-rompimento (2016 a 2019); 2) 2004 a 2010; 2010 a 2015; e, 2016 a 2019.

Figura 11: Localização geográfica das amostras de *Sotalia guianensis* utilizadas no teste de estruturação genético 1, no qual o litoral foi dividido em cinco regiões

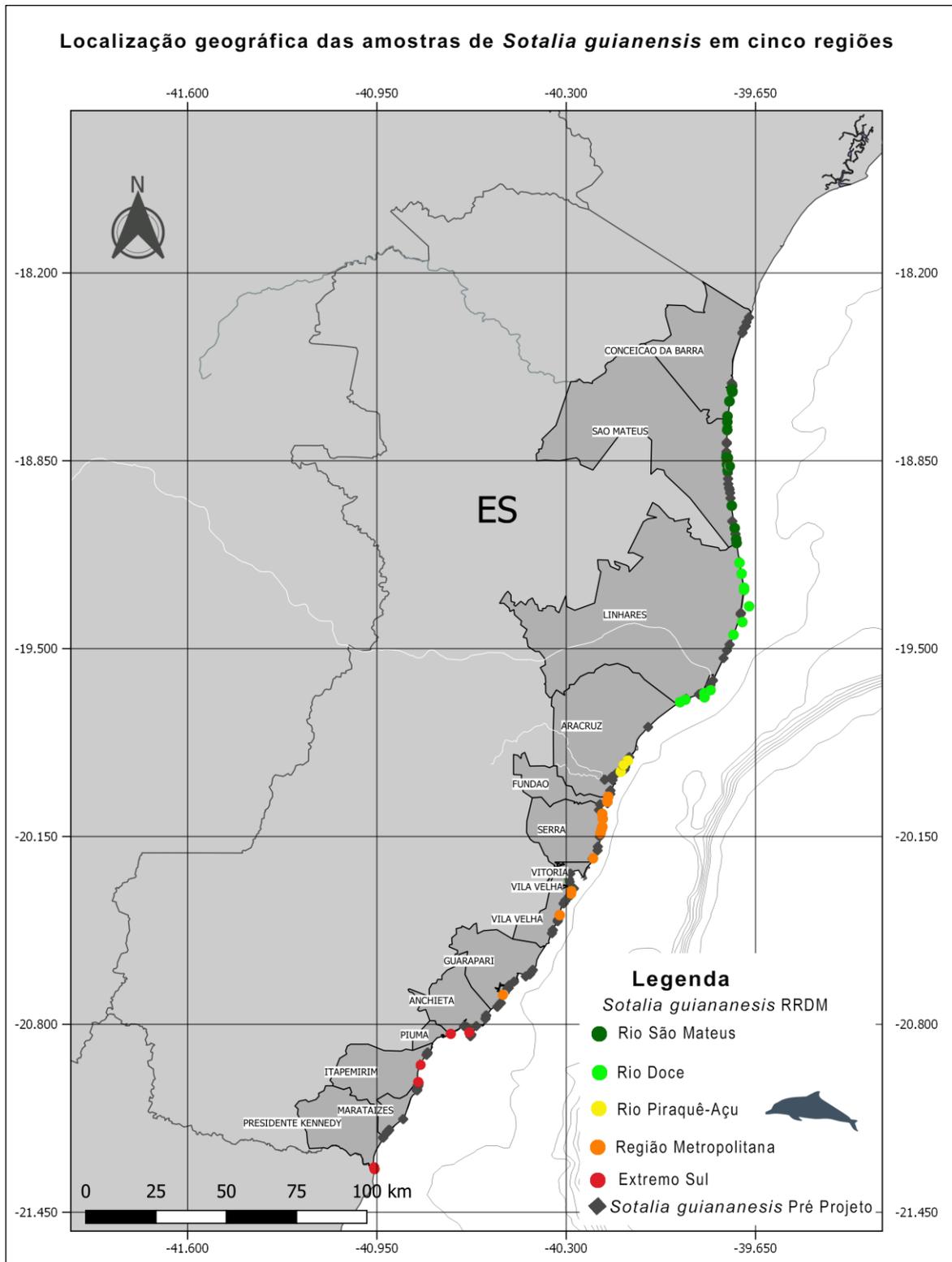
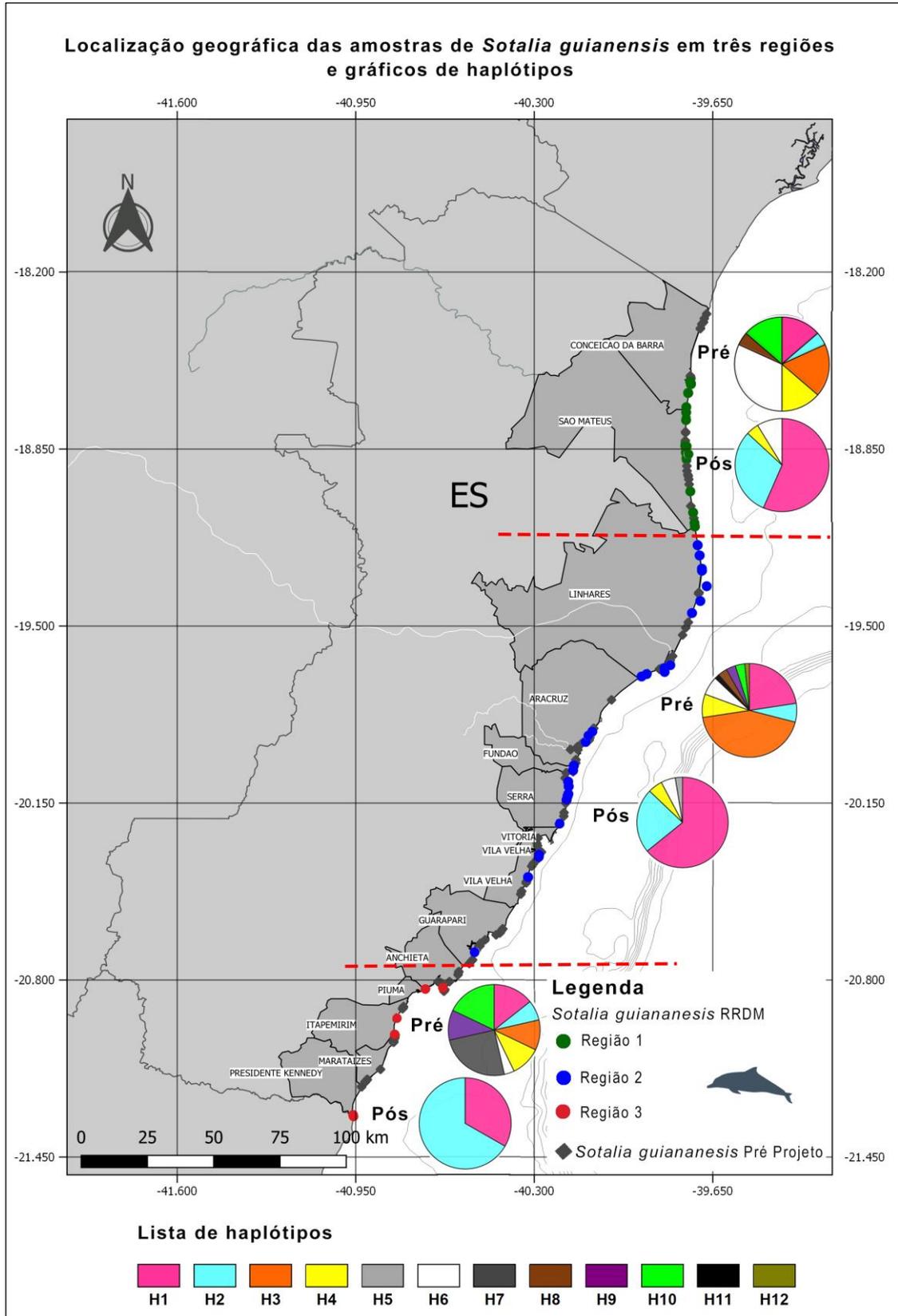


Figura 12: Localização geográfica das amostras de *Sotalia guianensis* utilizadas no teste de estruturação genético 2, no qual o litoral foi dividido em três regiões. Gráficos de pizzas representam os haplótipos encontrados por região e por período.



2.2.4 Contaminantes

2.2.4.1 Análise de contaminantes (ecotoxicologia) em cetáceos

As análises de contaminantes foram realizadas no Laboratório de Mamíferos Aquáticos e Bioindicadores (MAQUA) da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ).

Determinação de mercúrio total (HgT)

As concentrações de mercúrio total foram determinadas no fígado, rim e músculo dos indivíduos coletados na costa do Espírito Santo. A determinação de HgT foi realizada em equipamento de Espectrometria de Absorção Atômica com geração de vapor frio (modelo FIMS 400, Perkin Elmer) utilizando uma variação do método proposto por Malm et al. (1989) e Bastos et al. (1998). A precisão e exatidão do procedimento analítico foram certificadas com a utilização de material certificado DORM-2 e DOLT-5 do *National Research Council of Canada*, materiais internos do próprio laboratório para músculo e fígado, além da utilização de brancos e réplicas em todas as baterias realizadas.

O limite de detecção do equipamento, calculado pelo desvio padrão dos brancos obtidos em cada análise ($n=3$) multiplicado por 3 e dividido pelo valor médio da curva de calibração, foi de $0,9 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Para calcular o limite de detecção do método, o limite de detecção do equipamento foi multiplicado pelo fator de diluição das amostras e pelo volume final da solução, e este resultado foi dividido pela massa média do peso das amostras. Foi obtido um limite de detecção do método para determinação de HgT de $0,05 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

A recuperação dos materiais certificados do NRC para o o DORM-2 foi de 91,4% e para o DOLT-5 foi de 91,0%. A recuperação dos materiais internos de referência para o músculo foi de $100,3 \pm 4,0\%$ e para o fígado foi de $104,6 \pm 3,2\%$. As amostras foram analisadas em duplicata e brancos analíticos foram utilizados em todas as análises. O coeficiente de variação (desvio padrão/média entre as réplicas x 100) aceitável para os resultados entre as réplicas de cada amostra foi de 20%.

Os dados obtidos para *Sotalia guianensis* foram analisados no programa STATISTICA versão 7.0 para Windows (StatSoft, Inc. 1984–2004, USA). Nas análises estatísticas apenas a Região 1 foi utilizada devido ao número amostral aceitável. Não foram realizados testes estatísticos para a espécie *Steno bredanensis* devido ao baixo número amostral ($n=2$).

Determinação de elementos-traço

Para a determinação das concentrações de elementos-traço (As, Cd, Cu, Fe, Mn e Zn), alíquotas de aproximadamente 0,2g de fígado, músculo e rim sofreram digestão ácida através da adição de 2mL de ácido nítrico concentrado (65% v/v) que agiu por 12 horas a temperatura ambiente seguido por 2 horas em banho-maria a 60°C (DORNELES et al., 2007; LAILSON-BRITO et al., 2012). A determinação das concentrações dos elementos foi realizada utilizando um Espectrômetro de Absorção Atômica com Atomização Eletrotérmica (ETAAS) equipado com corretor de fundo por efeito Zeeman (modelo ZEE nit 650P, marca Analytik Jena). O controle de qualidade foi realizado através do uso de materiais

certificados de referência do *National Research Council* (NRC) do Canadá, além da utilização de brancos e réplicas em todas as baterias analisadas.

O limite de detecção do equipamento foi calculado pelo desvio padrão dos brancos obtidos em cada análise ($n=3$) multiplicado por 3. Foram obtidos limites de detecção de: 1,72 $\mu\text{g/L}$ para arsênio (As); 0,18 $\mu\text{g/L}$ para cádmio (Cd); 0,69 $\mu\text{g/L}$ para cobre (Cu); 3,16 $\mu\text{g/L}$ para ferro (Fe); 1,18 $\mu\text{g/L}$ para manganês (Mn) e 1,33 $\mu\text{g/L}$ para Zinco (Zn). Para calcular o limite de detecção do método, o limite de detecção do equipamento foi multiplicado pelo fator de diluição das amostras e pelo volume final da solução, e este resultado foi dividido pela massa média do peso das amostras. Os limites de detecção dos métodos foram de: 0,11 $\mu\text{g/g}$ para As; 0,01 $\mu\text{g/g}$ para Cd; 0,03 $\mu\text{g/g}$ para Cu; 0,15 $\mu\text{g/g}$ para Fe; 0,06 $\mu\text{g/g}$ para Mn e 0,06 $\mu\text{g/g}$ para Zn.

A recuperação do material certificado de referência DOLT-5 (em %) foi de: $90,0 \pm 6,3$ para As; $97,8 \pm 7,5$ para Cd; $99,9 \pm 8,1$ para Cu; $98,5 \pm 5,5$ para Fe e $103,2 \pm 4,3$ para Zn. O TORT-2 foi utilizado para a certificação das análises de Mn, uma vez que este elemento não está certificado no DOLT-5. A recuperação do TORT-2 para Mn foi de $103,4 \pm 5,9$ %. As concentrações do branco foram descontadas das concentrações das amostras quando estas estavam acima do limite de detecção.

Os dados obtidos para *Sotalia guianensis* foram analisados no programa STATISTICA versão 7.0 para Windows (StatSoft, Inc. 1984–2004, USA). Nas análises estatísticas apenas a Região 1 foi utilizada devido ao número amostral aceitável. Não foram realizados testes estatísticos para a espécie *Steno bredanensis* devido ao baixo número amostral ($n=2$).

Determinação de compostos organoclorados

Os métodos de extração e de purificação usados para a análise de compostos organoclorados em tecido adiposo subcutâneo de cetáceos foram uma adaptação dos métodos propostos por Azevedo e Silva (2004) e Lailson-Brito (2007). Todas as análises foram realizadas em um cromatógrafo de fase gasosa, da marca *Agilent Technologies*, modelo 6890 acoplado a um espectrômetro de massas com um analisador Quadrupólo, marca *Agilent Technologies*, modelo 5975 (CG-MS), com injetor automático *Agilent Technologies*, modelo 7683B.

O somatório de bifenilas policloradas está representado como ΣPCB e inclui 27 congêneres (PCB 8; PCB 31; PCB 28; PCB 52; PCB 49; PCB 44; PCB 74; PCB 70; PCB 101; PCB 151; PCB 99; PCB 97; PCB 118; PCB 153; PCB 105; PCB 141; PCB 138; PCB 158; PCB 187; PCB 183; PCB 177; PCB 180; PCB 170; PCB 203; PCB 195; PCB 194; PCB 206). Os limites de quantificação das bifenilas policloradas encontram-se na Tabela 4.

Tabela 4: Limites de quantificação para PCBs, expressos em $\mu\text{g.g}^{-1}$

Composto	LQ	Composto	LQ	Composto	LQ
PCB 8	0,0007	PCB 99	0,001	PCB 187	0,0007
PCB 31	0,0049	PCB 151	0,0015	PCB 183	0,0029
PCB 28	0,0030	PCB 97	0,0007	PCB 177	0,0028
PCB 52	0,0012	PCB 118	0,0012	PCB 180	0,0016
PCB 49	0,0010	PCB 153	0,0016	PCB 170	0,0029
PCB 44	0,0012	PCB 105	0,0022	PCB 203	0,013
PCB 74	0,0031	PCB 141	0,0009	PCB 195	0,0021
PCB 70	0,0014	PCB 138	0,0019	PCB 194	0,0015
PCB 101	0,0009	PCB 158	0,0008	PCB 206	0,0026

Os isômeros de DDT, DDD e DDE, da fração *p'p*, estão reunidos no somatório de DDT (ΣDDT). Já os isômeros de HCH (α e γ) estão reunidos no somatório de HCH (ΣHCH). Os limites de quantificação dos pesticidas analisados encontram-se na Tabela 5.

Tabela 5: Limites de quantificação de pesticidas, expressos em $\mu\text{g.g}^{-1}$

Composto	LQ	Composto	LQ
α -HCH	0,004	<i>p'p</i> -DDE	0,004
γ -HCH	0,004	<i>p'p</i> -DDD	0,004
HCB	0,002	<i>p'p</i> -DDT	0,002
Mirex	0,003		

Para garantir o controle da qualidade das análises, um branco analítico foi feito em cada bateria de nove amostras e nenhum composto analisado foi detectado nestes brancos. O controle de qualidade do protocolo foi baseado na recuperação do padrão interno (PCB103), considerada aceitável entre 70 e 130% (WADE & CANTILLO, 1994).

Os dados obtidos no presente estudo foram analisados por meio do programa STATISTICA versão 7.0 para Windows (StatSoft, Inc. 1984–2004, USA). 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 os compostos não apresentavam uma distribuição normal ($p < 0,05$). Sendo assim, os valores medianos das concentrações são mais representativos para esse conjunto de dados.

Nos testes não-paramétricos aplicados, foram considerados somente os congêneres detectados em mais da metade dos indivíduos analisados. O teste de *Kruskal-Wallis* foi utilizado para testar as diferenças entre as regiões. A influência dos parâmetros biológicos só foi testada estatisticamente na região 1 devido ao número amostral. O teste de *Mann-Whitney* foi utilizado para investigar se havia diferença significativa entre os sexos e a maturidade sexual. A correlação de *Spearman* foi utilizada

para verificar se havia correlação entre as concentrações dos compostos organoclorados e os parâmetros biológicos.

As fêmeas maduras foram excluídas das análises estatísticas devido ao processo de transferência de compostos para os fetos e filhotes, através da placenta e da lactação, respectivamente.

Determinação de compostos organobromados

Os métodos de extração e de purificação usados para a análise de compostos organobromados em tecido adiposo subcutâneo de cetáceos foram uma adaptação dos métodos propostos por Vidal (2015) e Santos-Neto (2017). Todas as análises foram realizadas em um cromatógrafo de fase gasosa, da marca *Agilent Technologies*, modelo 6890 acoplado a um espectrômetro de massas com um analisador Quadrupólo, marca *Agilent Technologies*, modelo 5975 (CG-MS), com injetor automático da *Agilent Technologies*, modelo 7683B.

Para análise dos dados, os compostos organobromados foram separados em três grupos: de origem antrópica, de origem antrópica emergentes e de origem natural. Os compostos organobromados de origem antrópica analisados foram os éteres de difenila polibromados (PBDEs 28, 47, 100, 99, 154, 153 e 183). Os compostos organobromados de origem antrópica emergentes foram: hexabromobenzeno (HBBZ), pentabromoetilbenzeno (PBEB). Já os compostos organobromados de origem natural analisados foram os éteres de difenila polibromados metoxilados (6-MeO-BDE 47, 2-MeO-BDE 68, 5-MeO-BDE 47, 4-MeO-BDE-49, 5-MeO-BDE 100, 4-MeO-BDE 103, 5-MeO-BDE 99 e 4-MeO-BDE 101). Os limites de quantificação encontram-se na Tabela 6.

Tabela 6: Limites de quantificação para PBDEs, HBBZ e PBEB expressos em $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$

Composto	LQ	Composto	LQ
BDE 28	0,0002	6-MeO-BDE-47	0,0002
PBEB	0,0001	2-MeO-BDE-68	0,0001
HBBZ	0,0004	5-MeO-BDE-47	0,0003
BDE 47	0,0003	4-MeO-BDE-49	0,0003
BDE 100	0,0003	5-MeO-BDE-100	0,0001
BDE 99	0,0001	4-MeO-BDE-103	0,0002
BDE 154	0,0001	5-MeO-BDE-99	0,0001
BDE 153	0,0001	4-MeO-BDE-101	0,0001
BDE 183	0,0001		

Para garantir o controle da qualidade das análises, um branco analítico foi feito em cada bateria de nove amostras e nenhum composto analisado foi detectado nestes brancos. O controle de qualidade do protocolo foi baseado na recuperação do padrão interno (PBDE 181), considerada aceitável entre 70 e 130% (WADE & CANTILLO, 1994).

Os dados obtidos no presente estudo foram analisados por meio do programa STATISTICA versão 7.0 para Windows (StatSoft, Inc. 1984–2004, USA). 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 e apontou que os compostos não apresentavam uma distribuição normal ($p < 0,05$). Sendo assim, os valores medianos das concentrações são mais representativos para esse conjunto de dados.

Nos testes não-paramétricos aplicados, foram considerados somente os congêneres detectados em mais da metade dos indivíduos analisados. O teste de *Kruskal-Wallis* foi utilizado para testar as diferenças entre as regiões. A influência dos parâmetros biológicos só foi testada estatisticamente na região 1 devido ao número amostral. O teste de *Mann-Whitney* foi utilizado para testar se havia diferença significativa entre os sexos e a maturidade sexual. A correlação de *Spearman* foi utilizada para verificar se havia correlação entre as concentrações dos compostos organobromados e os parâmetros biológicos.

As fêmeas maduras foram excluídas das análises estatísticas devido ao processo de transferência de compostos para os fetos e filhotes, através da placenta e da lactação, respectivamente.

Determinação de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs)

A metodologia de análise de os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) foi adaptada e otimizada a partir de procedimentos descritos pela Agência de Proteção Ambiental Norte-Americana (EPA, *Environmental Protection Agency*), Yoshimine e Carreira (2012) e por Barros (2014). Resumidamente, alíquotas de amostras liofilizadas foram pesadas e extraídas em Soxhlet com diclorometano durante 24 horas. Posteriormente, as amostras foram reduzidas e purificadas através de um pré-fracionamento por cromatografia líquida em coluna aberta com diâmetro de 2,2 cm com 20 gramas alumina desativada a 2%. A eluição foi realizada com 100mL de diclorometano. Essa etapa foi realizada duas vezes. Após essas etapas, as amostras foram reduzidas em um evaporador rotativo a vácuo e a amostra passou por mais uma etapa de purificação em coluna cromatográfica aberta de vidro de diâmetro de 1,3 cm com 7 g de alumina desativada a 2%, 10 g de sílica gel desativada a 5% e sulfato de sódio, e foi eluído em 100mL de mistura hexano: diclorometano (1:1). O extrato foi reduzido em fluxo de nitrogênio, seguida da adição do padrão interno de quantificação e avolumadas a 1mL com *n*-hexano. Todas as análises foram realizadas em um cromatógrafo de fase gasosa, da marca *Agilent Technologies*, modelo 6890 acoplado a um espectrômetro de massas com um analisador Quadrupólo, marca *Agilent Technologies*, modelo 5975 (CG-MS), com injetor automático da *Agilent Technologies*, modelo 7683B.

Para análise dos dados, os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos analisados foram separados em dois grupos: de origem petrogênica e de origem pirolítica. Os compostos de origem petrogênica analisados foram: acenaftileno, acenafteno, fluoreno, dibenzotiofeno, fenantreno, antraceno e os compostos de origem pirolítica são: fluoranteno, pireno, benzo(a)antraceno, criseno, benzo(b)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno, benzo(e)pireno, benzo(a)pireno, perileno, indeno(1,2,3-

cd)pireno, dibenzo(a,h)antraceno, benzo(g,h,i)perileno. O \sum HPAs_{totais} corresponde a soma dos \sum HPAs_{Petrogênicos} e \sum HPAs_{Pirolíticos}. Os limites de quantificação encontram-se na Tabela 7.

Tabela 7: Limites de quantificação para os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) expressos em $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$

Composto	LQ	Composto	LQ
Acenaftileno*	0,001	Criseno*	0,001
Acenafteno*	0,001	Benzo(b)Fluoranteno*	0,003
Fluoreno*	0,0002	Benzo(k)Fluoranteno*	0,003
Dibenzotiofeno	0,001	Benzo(e)Pireno	0,001
Fenantreno*	0,001	Benzo(a)Pireno*	0,002
Antraceno*	0,001	Perileno	0,002
Fluoranteno*	0,001	Indeno(1,2,3-c,d)Pireno*	0,001
Pireno*	0,001	Dibenzo(ab)Antraceno*	0,001
Benzo (a)Antraceno*	0,002	Benzo(g,h,i)Perileno*	0,001

Legenda: *: HPAs Prioritários sugeridos pela Agência de Proteção Ambiental Norte-Americana (EPA) em estudos ambientais.

Foi realizado um branco analítico em cada bateria de nove amostras para garantir o controle da qualidade das análises. Nenhum composto analisado foi detectado nos brancos analíticos. O controle de qualidade do protocolo foi baseado na recuperação do padrão interno (p-terfenil), considerada aceitável entre 40 e 110% (WEIJS et al., 2016).

Os dados obtidos no presente estudo foram analisados por meio do programa STATISTICA versão 7.0 para Windows (StatSoft, Inc. 1984–2004, USA). 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 testar a normalidade dos mesmos. O teste apontou que os compostos não apresentavam uma distribuição normal ($p < 0,05$). Sendo assim, os valores medianos das concentrações são mais representativos para esse conjunto de dados.

Nos testes não-paramétricos aplicados, foram considerados somente os compostos detectados em mais da metade dos indivíduos analisados. O teste de *Kruskal-Wallis* foi utilizado para investigar se havia diferenças entre as concentrações de HPAs e as regiões. A influência dos parâmetros biológicos só foi testada estatisticamente na região 1 devido ao número amostral. O teste de *Mann-Whitney* também foi utilizado para testar se havia diferença significativa entre os sexos e a maturidade sexual. A correlação de *Spearman* foi utilizada para verificar se havia correlação entre as concentrações dos compostos organobromados e os parâmetros biológicos.

2.2.5 Histopatologia

Amostras de tecidos colhidas durante a realização das necropsias dos cetáceos e fixadas em formalina neutra tamponada a 10% foram clivadas em fragmentos menores e acondicionadas em histossetes plásticos para o processamento histológico no processador automático, onde foram desidratadas, clarificadas e incluídas em parafina histológica. Os blocos de parafina contendo as amostras de tecidos foram cortados no micrótomo em seções de 5 μm de espessura. Os cortes foram coletados em lâminas

de vidro e corados manualmente, pelo método hematoxilina e eosina (HE) para análise histopatológica no microscópio óptico

2.2.6 Microbiologia

Para as análises microbiológicas, as amostras coletadas com *swab* com meio *stuart* foram semeadas e processadas em meios de cultura (caldos e/ou em agares) para o crescimento de micro-organismos patogênicos. Posteriormente, as amostras foram incubadas em estufas e aquelas que apresentaram crescimento bacteriano/fúngico foram repicadas em meios de cultivo próprios e analisadas através de métodos de coloração específica. Após esses processos, foram realizadas as identificações microbianas por métodos bioquímicos ou por kits de identificação microbiológica. A seguir, com os microrganismos identificados, foram realizados os antibiogramas e/ou antifungogramas.

2.2.7 Ecologia Trófica (Isótopos Estáveis)

A determinação das razões isotópicas de carbono e de nitrogênio foi realizada em tecido muscular dos cetáceos e das suas principais presas (peixes teleósteos – identificadas por meio da análise do conteúdo estomacal, e.g. BOROBIA & BARROS, 1989; Di BENEDITO & SICILIANO, 2007; RUPIL et al. 2018). Alíquotas dos músculos foram secos em estufa à 50°C por 72h, macerados até se tornar um pó homogêneo e, então, pesados 0,3 mg de cada amostra em cápsula de estanho. A mensuração foi feita em espectrômetro de massas de razão isotópica (IRMS-Delta V Advantage, Thermo Fisher Scientific) acoplado ao analisador elementar C-N-S (Flash 2000). As razões isotópicas são expressas pela notação delta (δ) em partes por mil, segundo a equação $\delta X = [(R_{amostra}/R_{padrão}) - 1] \times 1000$, onde X é ^{13}C ou ^{15}N , e R representa a razão $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ou $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$. Para o carbono o padrão utilizado é o fóssil *Belemnita* da formação PeeDee - PDB e para o nitrogênio o N_2 atmosférico. Foi calculada a relação C:N para verificar o conteúdo lipídico de cada amostra e quando o valor foi maior que 3,5, foi feita a normalização matemática dos resultados de $\delta^{13}\text{C}$ (POST et al., 2007).

2.2.8 Idade e Reprodução

A idade dos indivíduos foi determinada a partir da contagem de camadas de dentina depositadas nos dentes (PERRIN & MYRICK, 1980). Os dentes foram preparados de acordo com o protocolo de Hohn et al. (1989). As leituras das lâminas foram realizadas em microscópio óptico, por dois pesquisadores independentes.

Para a análise histológica de maturação sexual foram preparadas lâminas com fragmentos das gônadas dos indivíduos. O tecido foi analisado em microscópio de luz da Nikon Eclipse – E200. A avaliação da maturidade das gônadas seguiu as terminologias de Perrin e Donovan (1984), para testículos, e de Hohn et al. (1985), para ovários.

2.2.9 Interação com a pesca

Foi percorrida toda a área de estudo para conhecer os locais e contatar as associações e colônias de pesca apresentando-se e fazendo um levantamento preliminar a respeito do número atual de

pescadores e embarcações existentes em cada comunidade. Após a fase de levantamento preliminar foram escolhidas seis comunidades para serem trabalhadas. Fez-se a aplicação de um questionário pré-formulado para os mestres das embarcações onde foram coletadas informações acerca do perfil dos pescadores e locais em que atuam, características da embarcação (dimensões, tripulação e autonomia), artefatos (tipo de rede, malha, etc.) e técnicas utilizadas, etc. Embora o questionário tenha sido elaborado de forma a permitir a tabulação e análise dos dados, as entrevistas foram conduzidas de forma informal, através de diálogo entre os agentes de campo e os mestres das embarcações. Foram coletados dados sobre avistamentos e ocorrência de capturas acidentais de cetáceos. Em outubro foi realizada a coleta de dados de desembarque pesqueiro e a articulação para implementar o questionário sobre interação com cetáceos, que passou a ser aplicado a partir de novembro de 2018.

2.3 MONITORAMENTO DE AVES MARINHAS

2.3.1 Diversidade genética

Para o monitoramento dos possíveis impactos do rompimento da barragem de Mariana (RBM) sob o aspecto genético das aves marinhas, foram escolhidas três espécies: *Sula leucogaster*, *Phaethon aethereus* (ambas populações do arquipélago de Abrolhos - BA) e *Pterodroma arminjoniana* (Ilha da Trindade - ES). Amostras das três espécies, coletadas anteriormente ao RBM (ano de 2011) também foram analisadas com o intuito de verificar alguma mudança em relação à diversidade genética.

O DNA genômico foi extraído utilizando o kit DNeasy Blood & Tissue Qiagen® a partir de amostras de sangue preservadas em álcool absoluto. Marcadores do tipo microssatélites (SSR) foram amplificados utilizando primers e protocolos específicos descritos para cada espécie na literatura (TAYLOR et al., 2010; MOLECULAR ECOLOGY RESOURCES PRIMER DEVELOPMENT CONSORTIUM, 2011; JONES et al., 2017). Análises descritivas da diversidade genética foram realizadas nos programas FSTAT v1.2 (GOUDET, 1995), Arlequin 3.5 (EXCOFFIER & LISCHER, 2010). Para verificar diferenças na composição genética das amostras coletadas antes e depois do RBM, uma análise de coordenadas principais (PcoA) foi feita para cada espécie, utilizando o programa GenAIEx 6.5 (PEAKALL & SMOUSE, 2006; PEAKALL & SMOUSE, 2012). O número amostral detalhado para cada espécie é especificado na Tabela 59.

2.3.2 Saúde

2.3.2.1 Amostragem

Até o presente momento foram realizadas três expedições ao Arquipélago de Abrolhos: a primeira, em novembro de 2018; a segunda, em fevereiro de 2019; a terceira em abril de 2019. Adicionalmente, foram realizadas duas expedições para as ilhas costeiras do Espírito Santo, em junho de 2019, além de duas expedições para a ilha de Trindade, uma em junho de 2019 e a outra em setembro / outubro de 2019, ainda em andamento. Foram colhidas amostras biológicas (sangue e suabes cloacais e de

orofaringe) das seguintes espécies: *Phaethon aethereus* (rabo-de-palha-de-bico-vermelho), *Sula leucogaster* (atobá-pardo) e *Sula dactylatra* (atobá-grande) em Abrolhos. Em Trindade, foram colhidas amostras de *Pterodroma arminjoniana* (grazina-de-Trindade) e nas ilhas costeiras do Espírito Santo, foram realizadas duas expedições em junho e julho de 2019, e obtidos dados de contagens de *Sterna hirundinacea* (trinta-réis-de-bico-vermelho). Os animais amostrados na ilha de Trindade, em setembro/outubro ainda não foram contabilizados, uma vez que a equipe ainda está em campo.

2.3.2.2 Análises laboratoriais

As amostras coletadas foram usadas para os seguintes exames: hemograma, hematoscopia, microbiologia, diagnósticos moleculares virológicos, parasitológicos e pesquisa de bactérias Gram-negativas com genes de resistência.

2.3.3 Contaminantes

As coletas de sangue, penas de contorno e penas em crescimento de *T. chlororhynchos* foram realizadas em alto mar, nos meses de fevereiro e abril de 2006, representando o período antes do rompimento. Já as coletas de *S. leucogaster* e de *P. aethereus* ocorreram no arquipélago dos Abrolhos, Bahia, em fevereiro e agosto de 2011, no qual sangue e penas em crescimento representam os anos anteriores ao rompimento e, em fevereiro de 2019, cujas amostras de sangue e penas de contorno representam o período posterior. Por fim, amostras de sangue e penas primárias de *P. arminjoniana* foram coletadas na ilha da Trindade, Espírito Santo, entre dezembro de 2006 e abril de 2007, para o período anterior ao rompimento, e em março e abril de 2019, com coletas de sangue e penas de contorno, que representam o período posterior ao rompimento. As amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Zoofisiologia da Universidade Federal do Rio Grande (FURG), responsável também pelas análises do anexo 1, onde fez-se as leituras das concentrações dos elementos traço arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn), em espectrofotômetro de absorção atômica. Além destas, foram realizadas as determinações das concentrações de bifenilas policloradas (PCB), de compostos policlorados, de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) e de éteres difenílicos policlorados (PBDE) no sangue e nas penas de contorno de *S. leucogaster*, *P. arminjoniana* e *P. aethereus* para o período pós rompimento da barragem. Foram determinadas as concentrações mínimas, médias, medianas e máximas e comparadas estatisticamente considerando-se os tipos de penas (contorno e crescimento) em *T. chlororhynchos*, através de teste não paramétrico de Mann-Whitney pareado. Também foram analisados os grupos antes do rompimento e depois do rompimento para *S. leucogaster*, *P. arminjoniana* e *P. aethereus*, através de teste de Mann-Whitney não pareado. Além disso, correlações entre os diferentes elementos em um mesmo tecido foram testadas. Por fim, correlações entre as concentrações de um mesmo elemento nos diferentes tecidos, sangue e penas, foi testada para cada período, considerando-se o mesmo indivíduo amostrado, em todas as espécies. As correlações deram-se pelo teste de correlação não paramétrica de Spearman, com correção de Bonferroni para múltiplas correlações (ZAR, 2010). Para os compostos orgânicos foram determinadas as concentrações

mínimas, médias, medianas e máximas. As análises estatísticas foram realizadas em ambiente R (RSTUDIO TEAM, 2015).

2.3.4 Ecologia trófica (isótopos e dieta)

Amostras de sangue de *S. leucogaster*, *P. aethereus*, *P. arminjoniana* e *T. chlororhynchos* do período pós-rompimento foram coletadas entre 2016 e 2019. Amostras do período pré-rompimento (antes de novembro de 2015), assim como valores de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ das presas, foram obtidas através do banco de dados do Laboratório de Aves Aquáticas e Tartarugas Marinhas da FURG.

Para a Análise de Isótopos Estáveis (AIE), foram utilizadas amostras de 0,5 ml de sangue, coletadas através de punção da veia tarsal ou braquial, com auxílio de agulha hipodérmica estéril. Todas as amostras de sangue foram secas e armazenadas em frascos plásticos sem adição de reagente fixador. As amostras foram analisadas em Espectrômetro de Massa de Razão Isotópica.

Com base nos valores de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ obtidos, foi realizada análise comparativa dos períodos pré e pós-rompimento e a variação da amplitude de nicho isotópico das espécies. Modelos de mistura Bayesianos foram gerados através do pacote SIAR (PARNELL et al., 2010), e análises de nicho isotópico foram realizadas através do pacote SIBER (JACKSON et al., 2011). Todas as análises foram realizadas no ambiente R. Fatores de discriminação trófica, referidos como ΔN para $\delta^{15}\text{N}$ e ΔC para $\delta^{13}\text{C}$, foram obtidos da bibliografia (HOBSON & CLARK, 1993; BEARHOP et al., 2002) e aplicados conforme o tecido analisado e o tipo de presa utilizada na modelagem trófica.

2.3.5 Uso de habitats e rastreamento

Os dados de rastreamento no período pré e pós-rompimento da barragem do Fundão contemplam 4 espécies: períodos reprodutivos de *P. aethereus* em 2012 e 2019; períodos reprodutivos de *S. leucogaster* em 2013 e 2019; períodos reprodutivo, de migração e de invernagem de *P. arminjoniana* em 2007, 2014, 2015 e 2016; e período reprodutivo em 2015, e período não reprodutivo em 2019, de *Thalassarche chlororhynchos* (Tabela 8).

Para identificar os padrões de uso do espaço durante as viagens de alimentação no período reprodutivo de *S. leucogaster* e *P. aethereus* (Figura 13), foram utilizados GPS miniaturizados (modelos AxyTrek e i-gotU), os quais foram fixados às quatro penas centrais da cauda das aves. O modelo AxyTrek também conta com um sensor de pressão, o qual foi utilizado para refinar a identificação das áreas de alimentação dessas aves a partir do registro de mergulho. Após o retorno do animal à colônia, os equipamentos foram removidos para obtenção dos dados, recarregados e reutilizados. Para obtenção de dados de distribuição espacial durante o período não reprodutivo de *S. leucogaster*, *P. aethereus*, e *P. arminjoniana* (Figura 14), foram utilizados geolocalizadores (modelo M-series), os quais foram fixados às anilhas metálicas ajustadas ao tarsometatarso das aves. Para a obtenção dos dados, os aparelhos foram/serão removidos após o fim de um ciclo migratório de cada uma das espécies, após cerca de um ano de colocação do aparelho. Por fim, para o estudo de distribuição espacial de *T. chlororhynchos* foram utilizados GPS-PTT (modelo Kiwisat), os quais transmitem remotamente os

dados de localização geográfica através do sistema Argos. As diferentes tecnologias empregadas são justificadas pelos desafios, limitações e peculiaridades de trabalho com cada espécie.

A partir das matrizes de dados espaciais, foram estimados parâmetros básicos das viagens, como distância total percorrida, distância máxima da colônia, área coberta durante as viagens, duração da viagem e sinuosidade. Além disso, foram estimadas e comparadas as áreas de alimentação antes e após o rompimento a partir da densidade de Kernel (KDE - Kernel Density Estimator), uma forma não-paramétrica para estimar a função de densidade de probabilidade de uma variável aleatória.

Para inferirmos se o uso e escolha do espaço pelas aves são determinados por algum fator oceanográfico ou se com as mesmas condições ambientais as aves mudaram sua área de uso devido a um possível impacto local ocorrido depois do rompimento da barragem do Fundão, os dados de temperatura superficial do mar (TSM), clorofila-*a* e batimetria foram obtidos de acordo com a posição geográfica de cada indivíduo. A resolução temporal dos dados oceanográficos é a média do período de rastreamento das aves, ou separado pelo período de reprodução, migração e invernagem no caso de as *P. arminjoniana*. A concentração de clorofila-*a* (mg/m^3), como *proxy* para a produtividade, e a temperatura superficial do mar, foram obtidas pela plataforma Ocean Color, módulo semanal MODIS Aqua nível 3, com resolução de 4 km, no site da NASA (National Aeronautics and Space Administration, <https://oceancolor.gsfc.nasa.gov>). Os dados de batimetria derivados do GEBCO (Gráfico Batimétrico Geral dos Oceanos), disponíveis em <https://www.gebco.net/>.

Tabela 8: Relação de dados obtidos pré e pós-rompimento da barragem, o número de indivíduos e o ano de rastreamento remoto para cada espécie analisada.

Espécie	Pré	Número de aves	Pós	Número de aves
<i>S. leucogaster</i>	2013 (inverno)	10	2019	11 (inverno)
<i>P. aethereus</i>	2012 (inverno)	8	2019	19 (verão/outono)
<i>P. arminjoniana</i>	2007, 2014 e 2015	16	2016	3
<i>T. chlororhynchos</i>	2015 (verão/outono)	7	2019	10 (inverno)

Figura 13: Aparelho de GPS fixado às penas centrais da cauda de *P. aethereus* no arquipélago dos Abrolhos



Figura 14. Geolocalizador fixado a uma anilha no tarso da *P. arminjoniana* na ilha da Trindade



2.3.6 Demografia e reprodução

Para obtenção de dados pretéritos, foram compilados os dados disponíveis na bibliografia utilizando a base de dados SCOPUS para realização de busca pelo conjunto de palavras “aves marinhas” AND “Abrolhos” e “*seabird*” AND “Abrolhos”, incluindo artigos, livros e capítulos de livros. Também foram analisados relatórios técnicos de projetos anteriores e resumos de eventos científicos desde 2001 buscando pela palavra “Abrolhos”, além de dados coletados pelos pesquisadores em anos anteriores.

Para obtenção de dados atuais, a estimativa do tamanho populacional foi realizada de forma padronizada por meio de contagens de ninhos durante o pico da estação reprodutiva (BIBBY et al., 1992; RALPH et al., 1993; MANCINI et al., 2016). Os ninhos ativos foram georreferenciados e identificados com placas numeradas. Adultos e filhotes foram individualizados com anilhas metálicas do CEMAVE/ICMBio contendo código alfanumérico. A fenologia reprodutiva das espécies de Abrolhos foi construída com os registros do conteúdo dos ninhos monitorados até o presente momento.

Para a avaliação do sucesso reprodutivo, uma amostra das colônias de *P. aethereus* e *S. leucogaster* na ilha Santa Bárbara foi monitorada da postura do ovo ao voo dos filhotes. Em Abrolhos, os trabalhos de campo estiveram em consonância com o Programa de Monitoramento de Aves Marinhas do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (ICMBio, 2017). Armadilhas fotográficas estão sendo instaladas para tentar identificar potenciais predadores dos ovos e filhotes.

Foram realizadas duas expedições nas colônias: Em junho, foram visitadas as ilhas Galhetas (20°19'57,34"S, 40°16'14,64"O) em Vitória, ilha dos Cabritos (20°51'18,93"S, 40°43'37,51"O) em Piúma e ilha Branca (21°0'6,56"S, 40°47'9,99"O) em Marataízes e não foi constatada reprodução de *S. hirundinacea*. Na ilha Itatiaia não foi permitido o desembarque com base na Resolução CONSEMA nº 011 de 10/08/2005. Na expedição de julho, acompanhados por técnica do CEMAVE/ICMBio e estando autorizados a desembarcar, foi realizada a contagem de ninhos ativos.

2.3.7 Contagens no mar e na costa

2.3.7.1 Encalhes de aves marinhas

Para avaliação do padrão de encalhes das aves, foi realizado um levantamento no Sistema de Informação de Monitoramento da Biota Aquática (SIMBA), no período compreendido entre outubro de 2018 e junho de 2019. Não foi possível levantar dados anteriores ao acidente em Mariana, uma vez que só há informações disponíveis no SIMBA para os anos de 2017, 2018 e 2019. Além disso, apesar da busca dos dados ter sido realizada para o período entre outubro de 2018 e outubro de 2019, só se encontravam disponíveis informações até junho de 2019. Isto se deve ao fato da Petrobras exigir um período de carência de quatro meses, para avaliação dos dados antes dos mesmos se tornarem públicos.

A exploração, análise e apresentação dos dados foi feita através do Excel, utilizando a tabela dinâmica.

2.3.7.2 Censos embarcados

O monitoramento ambiental de aves marinhas associadas à foz do Rio Doce referente a este subprojeto prevê a realização mensal de censos contínuos e instantâneos utilizando embarcações. Mensalmente, foram percorridas de duas a três transecções de 200 km perpendiculares à costa. Tais transecções são paralelas latitudinalmente e posicionam-se a 42 km de distância entre elas. No total, sete transecções compõem o desenho amostral total, cobrindo uma área aproximada de 50.400 km². Uma das transecções está alinhada à Foz do Rio Doce, quatro transecções estão ao norte e duas transecções ao sul da Foz do Rio Doce (Tabela 9).

Tabela 9: Descrição de cada transecção percorrida para contagem de aves no mar

Nome da estação	Localidade	Coordenada UTM (N)	
Transecção TS2	Transecção inicia a 10 km da costa e termina a 200 km da costa, próxima da latitude do município de Vila Velha.	Início: 7741725.1 Fim: 7742048.69	Início: 372097.1 Fim: 572626.5

Nome da estação	Localidade	Coordenada UTM (N)	
Transecção TS1	Transecção inicia a 10 km da costa e termina a 200 km da costa, próxima da latitude do distrito de Nova Almeida.	Início:7784258.11 Fim: 7784382.98	Início: 388801.4 Fim: 589427.9
Transecção TFOZ	Transecção inicia a 10 km da costa e termina a 200 km da costa, próxima da latitude da Foz do Rio Doce.	Início: 7826480.3 Fim: 7826208.2	Início: 424306.3 Fim: 624286.8
Transecção TN1	Transecção inicia a 10 km da costa e termina a 200 km da costa, próxima da latitude do distrito de Barra Seca.	Início: 868871.28 Fim: 7868458.9	Início: 437322.2 Fim: 637736.3
Transecção TN2	Transecção inicia a 10 km da costa e termina a 200 km da costa, próxima da latitude do distrito de Barra Nova.	Início: 7910988 Fim: 7910644.37	Início: 431642.6 Fim: 632212.7
Transecção TN3	Transecção inicia a 10 km da costa e termina a 200 km da costa, próxima da latitude do distrito do município de Conceição da Barra.	Início: 953111.18 Fim: 7952758.72	Início: 433352.2 Fim: 633674.1
Transecção TN4	Transecção inicia a 10 km da costa e termina a 200 km da costa, próxima da latitude do município de Mucuri (Bahia).	Início: 995065.61 Fim: 7994559.38	Início: 448871.5 Fim: 649432.6

As transecções foram percorridas com a embarcação em velocidade constante (entre 5 – 10 nós) ao longo do período de luz do dia. O método adotado, amplamente reconhecido (TASKER et al., 1984; CAMPHUYSEN et al., 2004), consiste na amostragem em estações de contagem, e incluem as seguintes atividades, em ordem de execução: (1) contagem de aves seguidoras na popa da embarcação; (2) tomada de informações sobre variáveis abióticas (data, hora, latitude e longitude, rumo e velocidade da embarcação, profundidade, tipo de atividade desenvolvida pelo barco, estado do mar em escala Beaufort, e direção do vento); (3) censo contínuo de aves; e (4) censo instantâneo de aves. As aves presentes dentro do raio de 300 m entre o rumo do barco e a linha perpendicular ao rumo, devem ser registradas. Os indivíduos observados fora desta área, também foram registrados e identificados como fora da área amostrada. As aves marinhas avistadas foram fotografadas com câmera Cannon e lente objetiva fixa de 400 mm para que dúvidas quanto à identificação das aves pudessem ser sanadas posteriormente. Os dados obtidos em campo foram digitados em planilhas Excel.

2.3.7.3 Dados pretéritos

Os dados pretéritos são uma compilação de dados de contagens prévios ao rompimento da barragem de Fundão, em regiões adjacentes à área descrita acima e/ou com condições ambientais similares, e compõem o banco de dados do Laboratório de Aves Aquáticas e Tartarugas Marinhas da FURG. Outras fontes de dados foram consultadas a fim de complementar o banco de dados pretéritos na área de

estudo e áreas próximas (por exemplo, Rio de Janeiro e Bahia). Foram realizadas buscas no banco de dados do Sistema Global de Informação sobre Biodiversidade – GBIF, com as seguintes especificações: Ano: “antes do final de 2015”; Polígono: “N 7677142.06 - 8119157.46; E. 182324.98 - 819451.553185; Z. 24 K”; Dataset: “eBirdObservationDataset + Coleção de Aves Museu de Biologia Mello Leitão (MBML)”. Os registros desta pesquisa referentes às ordens que representam aves marinhas foram selecionados.

Além disso, listas de espécies da fauna ameaçada do Espírito Santo, relatórios de projetos, e artigos científicos foram revisados a fim de complementar o banco de dados pretéritos.

2.3.7.4 Análises estatísticas

O mapeamento dos registros e demais análises de distribuição e abundância de aves foram executadas com auxílio de diferentes pacotes de análise em ambiente R, v. 3.5 (R CORE TEAM, 2019).

2.3.7.5 Censos de aves de praia

Os censos das aves aquáticas foram realizados mensalmente ao longo de 130 km de costa, cobrindo todos os setores de praia propostos (Quadro 2). Os censos por “contagem por itinerário Fixo” percorrido por quadriciclo motorizado foram realizados em três setores de praia desde o norte: 1) de Barra Seca ao Degredo, na transecção de Pontal do Ipiranga; 2) até o pontal norte da Foz do Rio Doce, na transecção de Povoação, e 3) do pontal sul da foz do Rio Doce até o Rio Riacho, na transecção de Regência. Esses três setores de costa apresentam praias arenosas contínuas, de granulometria grossa e amplo mesolitoral, margeado por restingas em sua maioria bem preservadas. Nestes setores também foram realizadas mensalmente “Contagem em Descanso” em quatro pontos fixos na foz de rios: Barra Seca, Pontal Norte do Rio Doce, Pontal Sul do Rio Doce e barra do Rio Riacho. Estas áreas estuarinas oferecem ambiente favorável a concentração de aves em repouso ou forrageio. Situado mais ao sul, localizado na região da APA Costa das Algas, o setor de praia de Piraquê-açu compreende 15 km ao norte e 15 km ao sul da foz do rio Piraquê-açu. Este setor apresenta predominantemente enseadas margeadas por formações rochosas, onde a “Contagem em Descanso” foi realizada mensalmente em 23 pontos fixos distribuídos ao longo de sua extensão.

Quadro 2: Composição da assembleia de aves aquáticas da foz do Rio Doce e costa adjacente: Relação das estações amostrais referente ao Subprojeto Aves – Censos de Praia, em UTM Sirgas 2000

Nome da estação	Código da estação amostral	Localidade	Coordenada UTM (Norte)	Coordenada UTM (Leste)
Ponto fixo na margem sul da foz do Rio Ipiranga, Barra Seca	Barra Seca	Pontal do Ipiranga - Linhares	7888127,44489	424289,604986
Transecção de praia ao Norte da foz do Rio Doce (início do primeiro trecho)	Transecção Pontal do Ipiranga - início	Pontal do Ipiranga - Linhares	7888127,44489	424289,604986

Nome da estação	Código da estação amostral	Localidade	Coordenada UTM (Norte)	Coordenada UTM (Leste)
Transecção de praia ao Norte da foz do Rio Doce (final do primeiro trecho)	Transecção Pontal do Ipiranga - final	Pontal do Ipiranga - Linhares	7861582,57816	427349,396207
Transecção de praia ao Norte da foz do Rio Doce (início do segundo trecho)	Transecção Povoação - início	Povoação - Linhares	7861582,57816	427349,396207
Transecção de praia ao Norte da foz do Rio Doce (final do segundo trecho)	Transecção Povoação - final	Povoação - Linhares	7826782,4598	414556,413089
Ponto fixo na margem Norte da foz do Rio Doce	Pontal Norte do Rio Doce	Povoação - Linhares	7826782,4598	414556,413089
Ponto fixo na margem Sul da foz do Rio Doce	Pontal Sul do Rio Doce	Regência - Linhares	7826707,69517	414265,828101
Transecção de praia ao Sul da foz do Rio Doce (início)	Transecção de Regência - início	Regência - Linhares	7826707,69517	414265,828101
Transecção de praia ao Sul da foz do Rio Doce (final)	Transecção de Regência - final	Regência - Aracruz	7806780,62108	389158,144313
Ponto fixo na margem Norte do Rio Riacho	Rio Riacho	Regência - Aracruz	7806780,62108	389158,144313
Ponto fixo 1 ao Norte da foz do Rio Piraque-açu	1 N	Aracruz	7801770,78124	386544,602197
Ponto fixo 2 ao Norte da foz do Rio Piraque-açu	2 N	Aracruz	7800677,70882	386097,235261
Ponto fixo 3 ao Norte da foz do Rio Piraque-açu	3 N	Aracruz	7799889,16719	385677,266553
Ponto fixo 4 ao Norte da foz do Rio Piraque-açu	4 N	Aracruz	7798747,40405	385065,963038
Ponto fixo 5 ao Norte da foz do Rio Piraque-açu	5 N	Aracruz	7797706,73578	385023,552015
Ponto fixo 6 ao Norte da foz do Rio Piraque-açu	6 N	Aracruz	7796163,24957	383417,471872
Ponto fixo 7 ao Norte da foz do Rio Piraque-açu	7 N	Aracruz	7795653,08273	382596,044325
Ponto fixo 8 ao Norte da foz do Rio Piraque-açu	8 N	Aracruz	7794919,52688	381315,628685
Ponto fixo 9 ao Norte da foz do Rio Piraque-açu	9 N	Aracruz	7794412,31222	380455,570136
Ponto fixo 10 ao Norte da foz do Rio Piraque-açu	10 N	Aracruz	7793941,97031	379652,871015

Nome da estação	Código da estação amostral	Localidade	Coordenada UTM (Norte)	Coordenada UTM (Leste)
Ponto fixo 1 ao Sul da foz do Rio Piraque-açu	1 S	Aracruz	7793051,59876	379743,740007
Ponto fixo 2 ao Sul da foz do Rio Piraque-açu	2 S	Aracruz	7791048,18909	380871,923222
Ponto fixo 3 ao Sul da foz do Rio Piraque-açu	3 S	Aracruz	7790040,44304	380467,534555
Ponto fixo 4 ao Sul da foz do Rio Piraque-açu	4 S	Aracruz	7789151,82595	379843,696748
Ponto fixo 5 ao Sul da foz do Rio Piraque-açu	5 S	Aracruz	7786705,55296	379174,165371
Ponto fixo 6 ao Sul da foz do Rio Piraque-açu	6 S	Fundão	7785647,24484	378668,863673
Ponto fixo 7 ao Sul da foz do Rio Piraque-açu	7 S	Fundão	7784561,8807	378732,87507
Ponto fixo 8 ao Sul da foz do Rio Piraque-açu	8 S	Fundão	7783979,83995	377168,904395
Ponto fixo 9 ao Sul da foz do Rio Piraque-açu	9 S	Fundão	7783653,87774	376149,23215
Ponto fixo 10 ao Sul da foz do Rio Piraque-açu	10 S	Fundão	375581,570576	7782725,62753
Ponto fixo 11 ao Sul da foz do Rio Piraque-açu	11 S	Serra	375523,5582	7781765,57296
Ponto fixo 12 ao Sul da foz do Rio Piraque-açu	12 S	Serra	376395,044575	7780844,21842
Ponto fixo 13 ao Sul da foz do Rio Piraque-açu	13 S	Serra	377324,801019	7776531,84373

2.4 MONITORAMENTO DE TARTARUGAS MARINHAS

2.4.1 Área de estudo e procedimentos de campo

A procura por fêmeas adultas de tartaruga-cabeçuda (*Caretta caretta*, Figura 15A) e tartaruga-de-couro (*Dermochelys coriacea*, Figura 15C) ocorreu no município de Linhares, norte do Espírito Santo, uma das principais áreas de desova de tartarugas do estado. A região é monitorada pela equipe do Projeto TAMAR que faz rondas noturnas para flagrante das fêmeas e rondas diurnas para monitoramento dos ninhos. Durante o período de nidificação na temporada reprodutiva de 2018/2019, foi monitorado um trecho de praia próximo à foz do rio Doce, que abrangeu toda a praia de Povoação a partir do km 38 (lat.-19,652033, long.-39,814616) e se estendeu por mais 13 km a norte até o km 51, início da praia Monsarás (lat.-19,540880, long.-39,763120) (Figura 1).

O estudo também realizou coletas em duas áreas controle, onde não houve exposição à pluma principal de rejeitos, com o intuito de observar se ocorreram diferenças clínicas e laboratoriais entre os dois grupos e sua relação com os níveis de elementos traço analisados. Para a espécie *C. caretta* foi amostrada a área de reprodução da Praia do Forte, Mata de São João, BA (lat. 12,55563, long. -37,98918) e para *C. mydas* foi amostrada a região do banco dos Abrolhos, no entorno da ilha de Coroa Vermelha, Nova Viçosa, BA (lat. -17,956977, long. -39,219050) (Figura 1).

Durante as rondas noturnas, quando a equipe do TAMAR encontrava alguma fêmea de *C. caretta* ou *D. coriacea* desovando, nossa equipe era contactada para execução dos procedimentos experimentais. A contenção física dos animais coletados foi necessária para tomada das medidas biométricas: comprimento curvilíneo da carapaça (CCC), medida do ponto cranial da linha média da carapaça até o ponto caudal, largura curvilínea da carapaça (LCC) medida do ponto mais largo da carapaça pela maior distância entre as placas marginais com fita métrica, e peso com dinamômetro analógico Pesola. Os animais capturados foram identificados nas nadadeiras com marcas de liga de inonel (modelo 681C, National Band and Tag Co.), de acordo com a metodologia utilizada pelo Projeto TAMAR/ICMBio, na qual cada animal recebeu uma numeração única para que em seguida a coleta do material biológico fosse realizada por nossa equipe. Uma única grande campanha de coleta ocorreu durante o período reprodutivo, que se estendeu entre 12/10/2018 a 15/03/2019.

Figura 15: Tartarugas marinhas monitoradas na área de estudo. (A) *Caretta caretta*; (B) *Chelonia mydas*; (C) *Dermochelys coriacea*.



Como não há registros de desovas de *Chelonia mydas* (tartaruga-verde, Figura 15B) nessa região, as capturas de indivíduos da espécie ocorreram na área de alimentação mais próxima da foz do rio Doce, na APA Costa das Algas, no distrito de Santa Cruz, próximo a foz do rio Piraquê-Açu, Aracruz, ES (lat. -19,953439, long. -40,140484). Por esta população de *C. mydas* ser composta de indivíduos em fase juvenil e não saírem da água durante esta fase, foram necessários embarques para captura desses animais com rede de espera. A equipe de coleta ficou em um barco à motor de 12 m, tendo um bote de alumínio à motor que foi utilizado para deslocamento do barco principal até o ponto de disposição da rede para revisão e captura das tartarugas que eventualmente ficassem emalhadadas. Foi utilizada uma rede de emalhe de 200 m de comprimento por 4 m de altura, malha de 10 cm, que era conferida a cada 30 minutos em um período que variou de 6 a 8 horas de amostragem diária. Após a captura, as tartarugas eram levadas para o barco principal para realização dos procedimentos de registro

biométrico (CCC, LCC), pesagem, identificação com marcas de inonel numeradas, coleta de material biológico e registro fotográfico em foto-quadrante. Quatro campanhas de captura foram realizadas e distribuídas da seguinte maneira:

- Campanha 1 – 09/11/2018 a 11/11/2018.
- Campanha 2 – 11/02/2019 a 14/02/2019.
- Campanha 3 – 01/04/2019 a 04/04/2019.
- Campanha 4 – 06/06/2019 a 11/06/2019.

Os dados aqui apresentados referem-se a este período, salvo quando expresso no texto em referência a dados pretéritos obtidos pelo Instituto Marcos Daniel (IMD), ou da literatura.

2.4.2 Coleta do material biológico e procedimentos laboratoriais

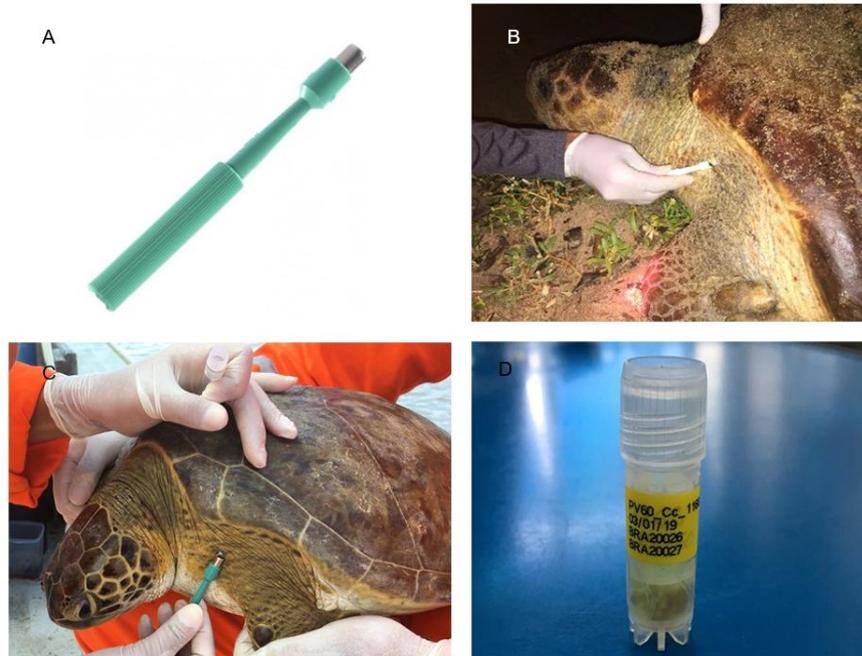
2.4.2.1 Análises genéticas

Para cada indivíduo das três espécies capturadas em nosso estudo, foi utilizado um *punch* de biópsia 6mm (Figura 16A) para coletar amostras de tecido epitelial entre a região cervical dorsal e a base dorsal da nadadeira anterior das tartarugas (Figura 16B e Figura 16C). Para reduzir os riscos de contaminação do material coletado e infecções do animal amostrado, realizamos a antissepsia do tecido do animal, antes e após o procedimento de coleta do material biológico. Foram coletados dois fragmentos de tecido de cada animal, sendo um de cada lado da base do pescoço. Cada amostra foi identificada, imersa individualmente em microtubo de 1.5 ml contendo álcool absoluto e posteriormente armazenados em freezer a -18 °C no Laboratório de Genética e Evolução Molecular (LGEM) da UFES (Figura 16D).

A extração do DNA das amostras biológicas dos indivíduos das três espécies de tartarugas coletadas foi obtida pelos protocolos de extração salina de DNA (BRUFORD et al., 1992) e CTAB 2% (DOYLE & DOYLE, 1987). Os DNAs extraídos foram ressuspensos em água ultrapura e quantificados em espectrofotômetro NanoDrop ND100. A qualidade do DNA foi visualizada em gel de agarose 1% com o auxílio de trans-iluminador UV. Ao final dos procedimentos os DNAs das amostras foram diluídos para a concentração de 50ng/μL.

Foram utilizados dois tipos de marcadores moleculares para avaliar o padrão de diversidade e estrutura genético-populacional das tartarugas marinhas em nosso estudo: *a região controle do DNA Mitocondrial* e *Microssatélites do DNA Nuclear*.

Figura 16: Coleta e armazenamento de amostras de tartarugas marinhas na foz do rio Doce (ES) e adjacências. (A) *Punch* de biópsia de 6mm para coleta de tecido; (B) Procedimento de coleta de tecido com *punch* em fêmea de *Caretta caretta* e (C) em juvenil de *Chelonia mydas*; (D) Amostra biológica identificada e armazenada em tubo de 1,5 ml contendo álcool absoluto.



Os fragmentos dos DNAs extraídos das amostras de cada indivíduo coletado foram amplificados por PCRs (Reação de Polimerase em Cadeia) para posterior sequenciamento da região controle do DNA mitocondrial (DNAmt) e genotipagem dos microssatélites.

Para amplificação das sequências foram utilizados os primers LCM e H950 (ABREU-GROBOIS et al., 2006) para as três espécies de tartarugas marinhas: *C. caretta*, *C. mydas* e *D. coriacea*. A reação foi realizada com 8.775 μL de ddH₂O, 1.250 μL de tampão [10X], 0.75 μL de MgCl₂ [50mM], 0.2 μL de dNTPs [10mM], 0.2 μL de cada *primer* [10 μM], 0.125 μL de Taq platinum [5u/ μL] e 2 μL de DNA [50ng/ μL], totalizando um volume 13.5 μL de mix de PCR para cada amostra a ser amplificada. O perfil aplicado para reação desse marcador foi dividido em cinco etapas: 1) 94°C por 3 minutos para desnaturação, 2) 94°C por 30 segundos para desnaturação, 3) 51°C por 30 segundos para o anelamento dos primers, 4) 72°C por 30 segundos para extensão. As etapas 2, 3 e 4 repetiram-se em 35 ciclos terminando com a etapa 5) 72°C por 10 minutos para extensão final. Os produtos de PCR foram observados em gel de agarose a 1% por eletroforese, posteriormente seguidos de três etapas: 1) purificação através da enzima ExoSAP-IT, 2) reação de sequenciamento e 3) precipitação das amostras, onde foram executadas as etapas de limpeza e remoção de excesso de reagentes que pudessem inibir a leitura da sequência. O sequenciamento ocorreu para ambas as direções (*forward* e *reverse*) em sequenciador ABI Prism 3700, sendo as sequências da região controle do DNA mitocondrial geradas e alinhadas com o algoritmo MUSCLE por meio do programa MEGA v.10 (KUMAR et al., 2018).

O número de *loci* de microssatélites que foram amplificados neste estudo variou entre as espécies avaliadas. Para *C. caretta* foram utilizados quinze *loci* microssatélites: Cc7G11, Cc1F01, Cc1G02, Cc1G03 (SHAMBLIN et al., 2007), CcP7D04, CcP2F11, CcP7C06, CcP8D06, CcP1F09, CcP5C11, CcP1F01, CcP1G03, CcP1B03, CcP5C08 e CcP5H07 (SHAMBLIN et al., 2009). O mix das reações de PCR foi de 12.5 µL, contendo 7.925 µL de ddH₂O, 1.25 µL de buffer [10X], 0.375 µL de MgCl₂ [50mM], 0.25 µL de dNTPs [10mM], 0.2 µL para cada primer (*forward* e *reverse*) [10µM], 0.2 µL de marcador fluorescente [10 µM]. Para os *primers* já marcados com as fluorescências, foram utilizados quantidades diferentes, descritas a seguir: CCP1F01 (0.19 µL); CcP1G03 (0.29 µL); CcP1B03 (0.21 µL); CcP5C08 (0.14 µL); CcP5H07 (0.17 µL), finalizando com 0.125 µL de Taq platinum [5u/µL] e 1 µL de DNA (50 ng/µL). A amplificação dos fragmentos dos primers Cc7G11, Cc1F01, Cc1G02, Cc1G03 seguiu o programa adaptado de SCHUELKE (2000), e para os *primers* CcP7D04, CcP2F11, CcP7C06, CcP8D06, CcP1F09, CcP5C11, CcP1F01, CcP1G03, CcP1B03, CcP5C08 e CcP5H07 foi seguido o perfil de SHAMBLIN et al., (2009), adaptado com técnica de touchdown.

Dezoito *loci* microssatélites foram amplificados para *C. mydas* seguindo os perfis específicos: CM3, CM58 (FITZ SIMMONS, 1995), KLK314 (KICHLER et al., 1999), Cc2H12, Cc5H07, Cc7B07, Cc7E11, Cc1G02 (SHAMBLIN et al., 2007), Cc2, Cc28, Cc10 (MONZÓN-ARGUELLO et al., 2008), A6, B103, B123, C102, D2 (DUTTON & FREY, 2009), CcP7D04, CcP8D06 (SHAMBLIN et al., 2009). Para *D. coriacea* foram utilizados dezenove *loci*, também com seus perfis específicos: C102, D1 (DUTTON & FREY, 2009), LB133, LB157, LB125, LB142, LB158, LB128, LB123 (RODEN & DUTTON, 2011), DERM01, DERM05, DERM06, DERM11, DERM15, DERM32, DERM34, DERM37, DERM39, DERM48 (ALSTAD, 2011).

Os volumes dos reagentes usados para amplificação dos fragmentos por PCR seguiu o mesmo padrão para *C. mydas* e *D. coriacea*: um volume total de 25 µl contendo 19.575 µl de ddH₂O, 2.5 µl de tampão [10X], 1.0 µl de MgCl₂ [50 Mm], 0.2 µl de dNTPs [10 mM], 0.2 µl de *reverse* primer, 0.2 µl de *forward* primer, 0.2 µl de primer M13 marcado com fluorescências, 0.125 µl Taq platinum [5u/µL] e 1 µl de DNA [50 ng/µL]. A genotipagem dos indivíduos foi feita em seguida, em uma reação que incluiu produto amplificado dos marcadores microssatélites (multiplexados), formamida e padrão de peso molecular (LIZ®), seguindo as recomendações do fabricante em um sistema de análise de DNA automatizado em sequenciador ABI Prism 3700. Os *loci* microssatélites gerados foram visualizados e identificados com o software GeneMapper 4.1®.

2.4.2.2 Saúde

Todos os animais abordados passaram inicialmente por uma avaliação clínica *in situ* feita por médicos veterinários. Para as tartarugas adultas (*C. caretta* e *D. coriacea*) e juvenis (*C. mydas*) que apresentavam afecções oftalmológicas, foi coletado *swab* para análises microbiológicas (cultura bacteriana, antibiograma e fúngica). Também foram coletadas amostras de queratina da carapaça das tartarugas em desova para análise de metais. As análises hematológicas aconteceram em laboratório de campo. Foram georreferenciados e monitorados seis ninhos de *C. caretta* (N=3) e *D. coriacea* (N=3)

para coleta de ovos imediatamente durante a postura das fêmeas, sem que houvesse contato dos mesmos com o solo. Os filhotes natimortos, ovos não-eclodidos e areia dos ninhos monitorados foram coletados após a emergência dos demais filhotes.

A coleta de sangue foi feita no seio venoso cervical utilizando seringas e agulhas estéreis descartáveis ou com sistema de coleta múltipla a vácuo. Os esfregaços sanguíneos foram realizados com sangue sem anticoagulante no momento da coleta. Os hemogramas foram realizados em um intervalo inferior a seis horas após a coleta da amostra sanguínea. A determinação do hematócrito (HTC) ocorreu por microcentrifugação a 11.000 rpm em centrífuga para hematócrito e em seguida feita a leitura em escala própria. A contagem total de eritrócitos (He), leucócitos (L) e trombócitos se deu em câmara de Neubauer com diluição de 1:100 em solução de Natt e Herrick. A dosagem de hemoglobina (Hb) foi feita pelo método de cianometahemoglobina após a centrifugação da solução para remoção dos lisados celulares, reagindo 10 µl de sangue total com 2.5 mL do reagente em cubetas quadradas de 10 mm em espectrofotômetro, com filtro de 540 nm (SANTOS et al., 2009). A partir dos valores de hematócrito, hemoglobina e hemácias foram obtidos o cálculo para determinação do volume corpuscular médio (VCM) e concentração de hemoglobina corpuscular média (CHCM) (THRALL et al., 2012).

A contagem diferencial dos leucócitos foi feita após a fixação do esfregaço sanguíneo em álcool metílico e coloração pelo método Panótico Rápido®. Foi realizada a contagem de 100 células para diferenciação leucocitária (SANTOS et al., 2009).

As análises bioquímicas dos animais capturados foram realizadas utilizando o plasma sanguíneo. Ao todo foram avaliados 20 parâmetros bioquímicos, sendo eles: glicose, colesterol, triglicerídeos, proteínas totais, albumina, globulinas, relação albumina-globulina, uréia, ácido úrico, cálcio, fósforo, relação cálcio-fósforo, ferro, magnésio, sódio, potássio, aspartato aminotransferase, alanina aminotransferase, fosfatase alcalina, creatinofosfoquinase. As análises foram realizadas no sistema automatizado Cobas Integra 400 Roche, utilizando os kits próprios e de acordo com as recomendações do fabricante (SANTOS et al., 2015).

As amostras de *swab* ocular foram encaminhadas para o laboratório de microbiologia da Universidade Vila Velha e inoculadas em Agar Sabouraud Dextrose com Cloranfenicol para isolamento de fungos e incubados a 25 °C, por 7 a 20 dias. Para o isolamento de bactérias foi utilizado caldo BHI (Brain Heart Infusion) e ágar sangue seguido da incubação a 36 °C por 24 a 48 h. Para identificação dos fungos foi utilizado ágar Batata e a técnica de microcultivo. Para identificação bacteriana foi utilizado o Sistema Bactray®. As análises bioquímicas foram realizadas pelo IMD em Vitória e as análises de metais e contaminantes no laboratório de ecotoxicologia da FURG, tanto em amostras sanguíneas quanto de ovos e natimortos.

2.4.3 Análises de dados e estatísticas

2.4.3.1 Análises genéticas

As sequências da região controle do DNAm foram alinhadas manualmente no programa MEGA v.10 (KUMAR et al., 2018) usando como referência alinhamentos já publicados para tartarugas-marinhas. A identificação do haplótipo de cada indivíduo sequenciado foi feita no programa DNAsp v6 (ROZAS et al., 2003) comparando as sequências geradas com os haplótipos já publicados para cada uma das espécies analisadas. Foram considerados haplótipos novos as sequências de DNA diferentes das já publicadas, nomeando-as conforme tradicionalmente já vem sendo feito para cada espécie.

As análises genéticas foram precedidas pelo agrupamento das sequências em grupos pré (até novembro de 2015) e pós rompimento da barragem (a partir de novembro de 2015), resumindo-se dados publicados disponíveis. Foram estimados os componentes de variância, incluindo as diversidades haplotípica (H) e nucleotídica (π), além da Análise de Variância Molecular (AMOVA) por meio do programa Arlequin 3.5.2. (EXCOFFIER & LISCHER, 2015), baseada no F_{ST} com 1000 permutações. As redes de haplótipos foram construídas com cálculos de *Median Joining* no programa PopART (LEIGH & BRYANT, 2015).

Para os marcadores microssatélites, múltiplos parâmetros de diversidade genética foram calculados através do programa Arlequin 3.5.2. (EXCOFFIER & LISCHER, 2015): o número de alelos estimado de cada loco (N_a), a proporção de indivíduos heterozigotos amostrados (H_o), heterozigosidade esperada (H_e), testes de equilíbrio de Hardy-Weinberg (EHW) e desequilíbrio de ligação (DL) realizadas por meio de permutações de cadeia de Markov, ajustadas as significâncias estatísticas pela correção de Bonferroni. A estimativa de riqueza alélica (\hat{A}) foi calculada usando o pacote PopGenReport no R Studio (R CORE TEAM, 2019). A identidade individual foi estimada pelo programa COLONY 2.0 (JONES & WANG, 2010), através do método de máxima verossimilhança e o cálculo de probabilidade de identidade (P_I) no programa GenAIEx 6.5 (PEAKALL & SMOUSE, 2012). A análise de alelos raros foi realizada através do software HP-Rare (KALINOWSKI, 2005).

Para determinar a existência ou não de mudanças na composição genética (estrutura genético-populacional) entre as amostras pré e pós rompimento da barragem, foram realizadas comparações par-a-par dos valores de F_{ST} utilizando o DNAm e *loci* microssatélites. Foi utilizado a distância genética de SLATKIN (1995), do F_{ST} linearizado para um tempo de divergência curto pela distância de REYNOLDS et al. (1983), e o número médio de diferenças par a par dentro e entre as populações conforme descrito por NEI & LI (1979) com o Programa Arlequin 3.5.2 (EXCOFFIER & LISCHER, 2015).

Adicionalmente, foram realizados os cálculos da estatística F para o índice relacionado ao coeficiente de endocruzamento (F_{IS}) nas comparações par-a-par. A estimativa do número de agrupamentos (K) foi definida pelos dados agrupados sem inferência *a priori*, a fim de minimizar os desequilíbrios de Hardy-Weinberg e desequilíbrio de ligação entre os *loci* em análise. O modelo de ancestralidade utilizado foi o de mistura e correlação de frequência alélica com e sem as informações prévias do período (pré e

pós rompimento da barragem) de coleta dos dados. A extensão das corridas incluiu 10.000 valores de corte (*burnin*) e 100.000 de simulações em cadeias de Monte Carlo (MCMC) com 5 e 10 iterações. O número de K usado como preditor ideal de agrupamentos foi o proposto por EVANNO et al. (2005). As análises foram realizadas no programa STRUCTURE 2.3 (PRITCHARD et al., 2000).

A ocorrência de gargalo populacional foi verificada através de dois métodos distintos a partir dos marcadores microssatélites. O primeiro consistiu na plotagem da distribuição de frequências alélicas cujos gráficos que apresentarem um formato em L sugerem que a população está em equilíbrio de mutação e deriva, enquanto distribuições assimétricas indicam evento de gargalo recente (LUIKART et al., 1998). O segundo método se baseou na estimativa do excesso de heterozigidade através do teste de Wilcoxon, aplicado no BOTTLENECK 1.2.02 (PIRY et al., 1999) com base no modelo de mutação de duas fases (TPM), com a variância fixada em 22 e a proporção de mutações em 57% (PEERY et al., 2012).

2.4.3.2 Análises de saúde

Os valores de parâmetros bioquímicos, hematológicos e de metais foram testados para normalidade pelo teste de Kolmogorov-Smirnov. Dados paramétricos foram comparados entre áreas de estudo pelo teste t de Student precedido do teste de Levene para igualdade de variâncias. Dados não paramétricos foram comparados pelo teste U de Mann-Whitney. Foram feitas correlações de Spearman entre os parâmetros analisados considerando o coeficiente de correlação (r_s) entre 0.3 e 0.5 como correlação fraca, de 0.5 a 0.7 média e acima de 0.7 forte. Os parâmetros categóricos (condição corporal, carga epibiônica e parasitas) foram comparados entre as áreas pelo teste exato de Fisher e qui-quadrado. Todos esses testes foram feitos no programa IBM SPSS 24.0 a um nível de significância de 95%. Para verificar as interrelações entre as múltiplas variáveis numéricas e as áreas controles e afetadas foi feita uma análise de componentes principais (PCA) utilizando o programa FITOPAC 2.1.2.85 (SHEPHERD, 2010).

3 RESULTADOS

3.1 MONITORAMENTO DA MEGAFUNA

3.1.1 Dronemonitoramento

A Tabela 10 apresenta a lista de taxa dos registros da megafauna marinha através do dronemonitoramento.

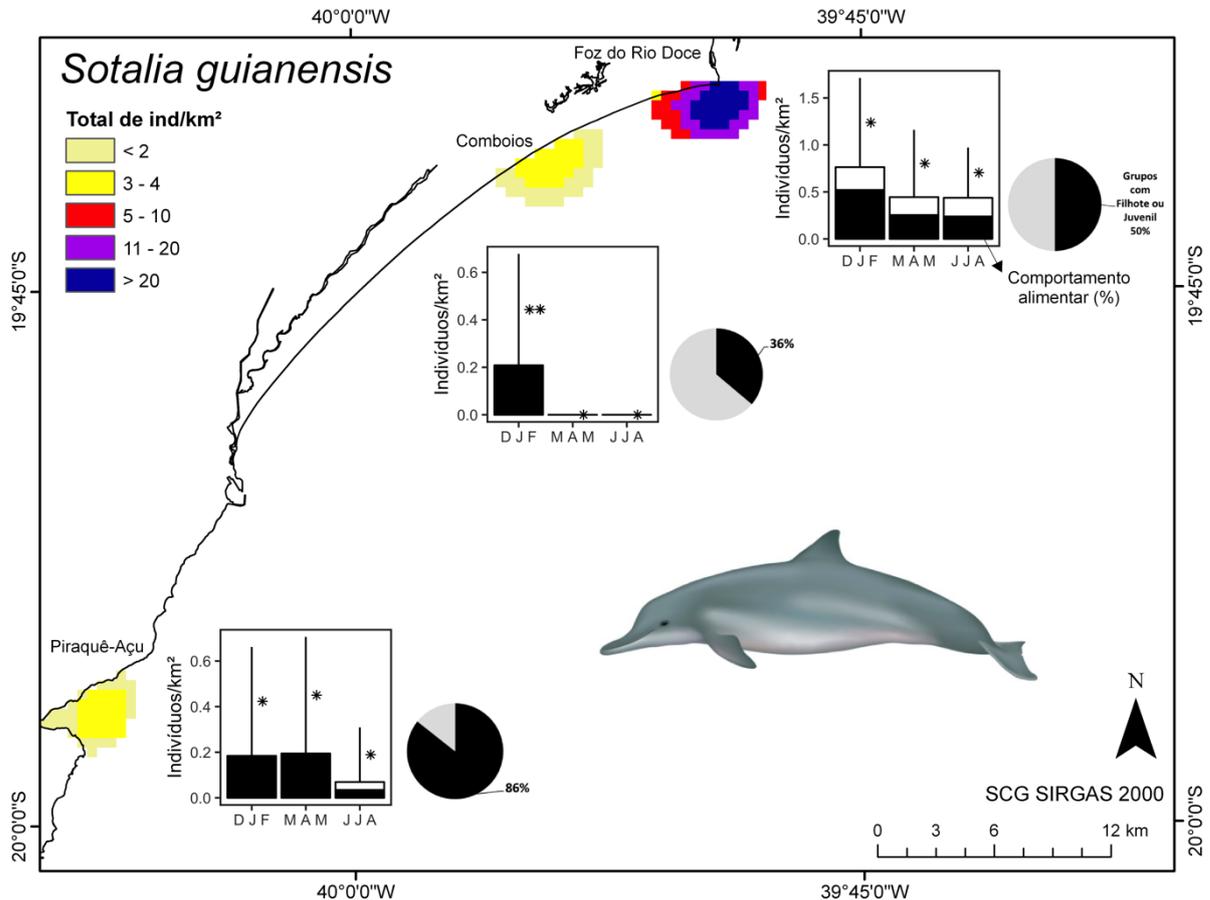
Tabela 10: Lista de taxa registrados no dronemonitoramento da megafauna marinha.

Família	Gênero e espécie	Nome popular	Categorias de ameaça	N total de registros
Apodidae	Sp não identif.	Andorinha	-	15
Sterniidae	Sp não identif.	Andorinha-do-mar	-	1431
Sterniidae	<i>Phaetusa simplex</i>		-	123
Ciconiidae	<i>Mycteria americana</i>	Cabeça-seca	Pouco preocupante (IUCN)	1
Ardeidae	Sp não identif.	Garça-branca-grande	-	16
Ardeidae	<i>Egretta thula</i>	Garça-branca-pequena	Pouco preocupante (IUCN)	1
Procellariidae	Sp não identif.	Albatroz	-	12
Procellariidae	<i>Thalassarche sp.</i>	Albatroz	Pouco preocupante (IUCN)	1
Fregatidae	<i>Fregata magnificens</i>	Fragata	Pouco preocupante (IUCN)	2
Sulidae	<i>Sula dactylatra</i>	Atobá-mascarado	Pouco preocupante (IUCN)	2
Sulidae	<i>Sula leucogaster</i>	Atobá-marrom	Pouco preocupante (IUCN)	68
Delphinidae	<i>Sotalia guianensis</i>	Boto-cinza	Quase ameaçada (IUCN); Vulnerável (MMA)	420
Delphinidae	<i>Steno brendanensis</i>	Golfinho-de-dentes-rugosos	-	9
Pontoporiidae	<i>Pontoporia blainvillei</i>	Toninha	Vulnerável (IUCN); Criticamente em perigo (MMA); Em perigo (ES)	70
Cheloniidae	<i>Chelonia mydas</i>	Tartaruga-verde	Em perigo (IUCN); Vulnerável (MMA); Vulnerável (ES)	82
Dermochelyidae	<i>Dermochelys coriacea</i>	Tartaruga-de-couro	Vulnerável (IUCN); Criticamente em perigo (MMA e ES)	3

Foram coletados dados referentes à localização das espécies de cetáceos dentro de cada transecto, a composição social e o principal comportamento de cada grupo. Durante os nove meses de coleta sistematizada foram observados 105 grupos de cetáceos nas 3 áreas de monitoramento, Foz do Rio Doce, Comboios e Piraquê-Açu. As espécies *Sotalia guianensis*, o boto-cinza, e *Pontoporia blainvillei*, conhecida como Toninha, foram as com maior número de registros: 77 e 13 grupos, respectivamente.

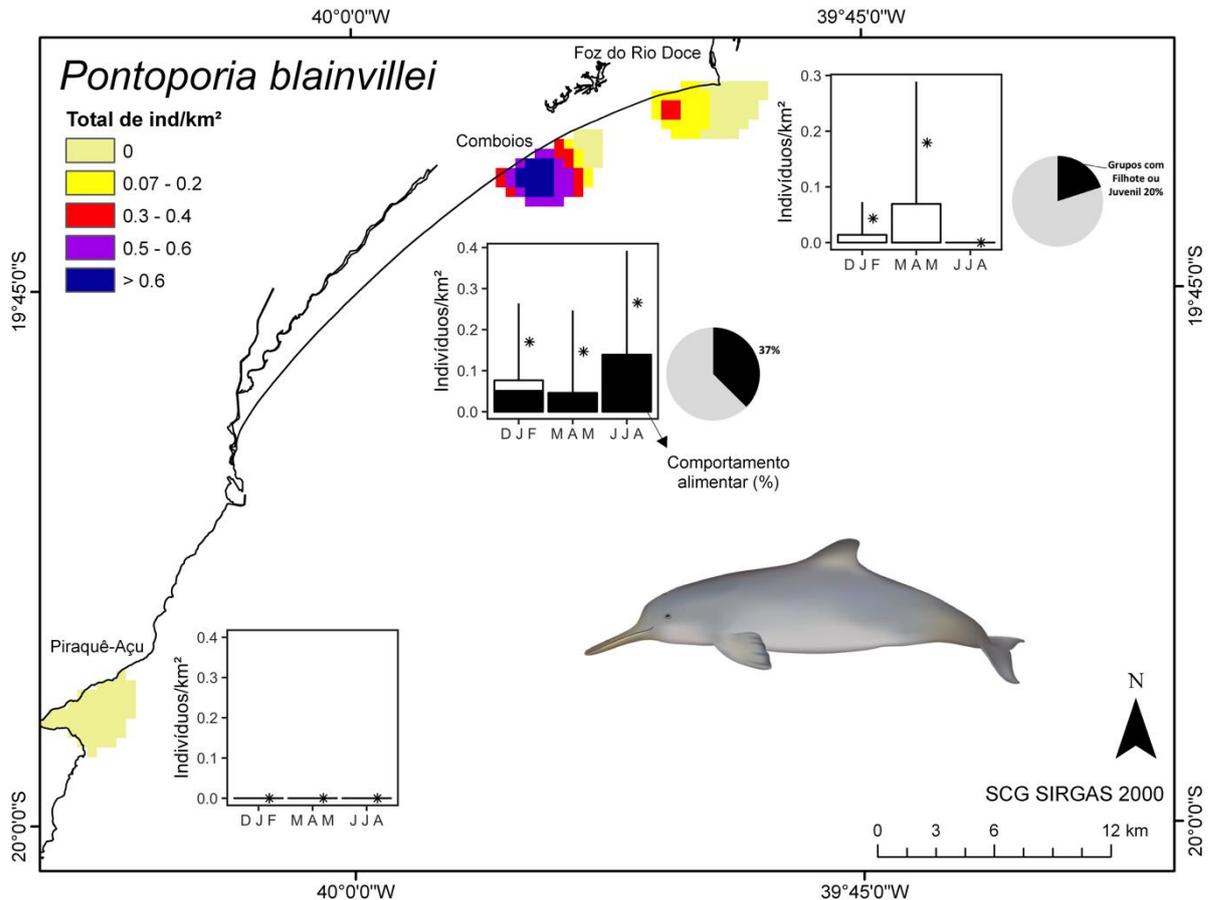
A espécie *Sotalia guianensis* foi registrada em todas as áreas de dronemonitoramento desse estudo. A maior concentração de indivíduos de boto-cinza foi registrada na Foz do Rio Doce, onde ocorreram durante todo o período de amostragem. Não foram observados *S. guianensis* na área de Comboios durante os meses de março e agosto, o que resultou em uma diferença significativa na ocorrência de boto-cinza entre os dois últimos trimestres e o primeiro. A alimentação foi o comportamento mais observado nos grupos de boto-cinza em todas as áreas amostradas, durante todo o período. Os grupos com filhotes e juvenis representaram 50% das avistagens na área de dronemonitoramento da Foz do Rio Doce, 36% em Comboios e na foz do Piraquê-Açu representaram a maioria dos grupos, com 86% (Figura 17).

Figura 17: Resultado do dronemonitoramento para espécie de cetáceo *Sotalia guianensis*. Os gráficos em barra referem-se à média trimestral da densidade de indivíduos registrada, com o respectivo desvio padrão. A cor preta no gráfico de barras refere-se ao percentual de comportamento alimentar entre os grupos registrados. O gráfico em pizza representa o percentual de grupos com filhotes ou juvenis registrados. A interpolação do total de indivíduos por km² está representada em cores, conforme a legenda do mapa, para todo o período monitorado. Dois asteriscos representam diferença significativa ($p < 0.05$).



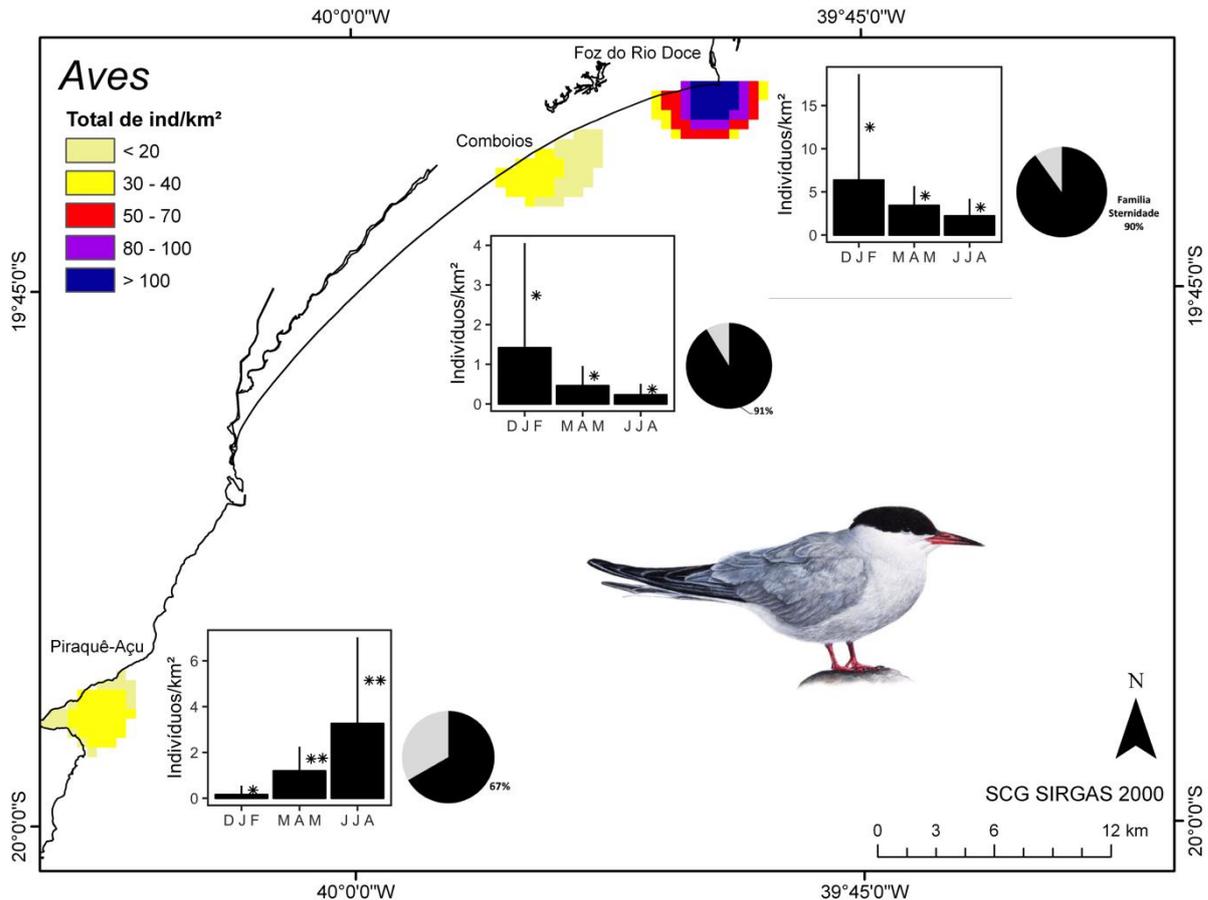
Os grupos de *P. blainvillei* foram observados em Comboios e na Foz do Rio Doce. Na região do Piraquê-açu não houve registro da espécie na área de amostragem. A maior concentração de indivíduos foi encontrada na área de Comboios, onde as toninhas foram avistadas nos 3 trimestres amostrados. Na Foz do Rio Doce não foram registrados indivíduos dessa espécie somente no último trimestre. A alimentação foi o comportamento mais registrado nos grupos observados, e todos estavam localizados na área de Comboios. Na Foz do Rio Doce o deslocamento e a interação entre os indivíduos foram os comportamentos observados. Os grupos com filhotes e juvenis foram mais presentes em Comboios, totalizando 37% dos registros deste local. Na Foz do Rio Doce, 20% dos grupos encontrados apresentavam filhotes e/ou juvenis (Figura 18).

Figura 18: Resultado do dronemonitoramento para espécie de cetáceo *Pontoporia blainvillei*. Os gráficos em barra referem-se à média trimestral da densidade de indivíduos registrada, com o respectivo desvio padrão. A cor preta no gráfico de barras refere-se ao percentual de comportamento alimentar entre os grupos registrados. O gráfico em pizza representa o percentual de grupos com filhotes ou juvenis registrados. A interpolação do total de indivíduos por km² está representada em cores, conforme a legenda do mapa, para todo o período monitorado.



Foram coletados dados referentes à localização das aves dentro de cada transecto. Durante os nove meses de coleta sistematizada foram observados 776 espécimes de aves marinhas e costeiras nas 3 áreas de monitoramento, Foz do Rio Doce, Comboios e Piraquê-Açu. A maior concentração de aves foi encontrada na área da Foz do Rio Doce, onde ocorreram durante todo o período amostral. Em Comboios, não foram registrados indivíduos desse grupo somente no último trimestre. Já no Piraquê-Açu não houve registro de aves no primeiro trimestre, com uma diferença significativa na densidade desse período para os próximos, bem como o último trimestre registrou maior densidade que os anteriores. Devido ao método de amostragem, focado no monitoramento de cetáceos, não foi possível observar o comportamento deste grupo, tampouco a identificação em nível específico em alguns registros. A Família Sternidae, espécies conhecidas como trinta-réis, foram as mais abundantes identificadas em todas as áreas monitoradas, atingindo mais de 90% dos registros tanto na Foz do Rio Doce, quanto em Comboios, e 67% dos registros na foz do Piraquê-Açu (Figura 19).

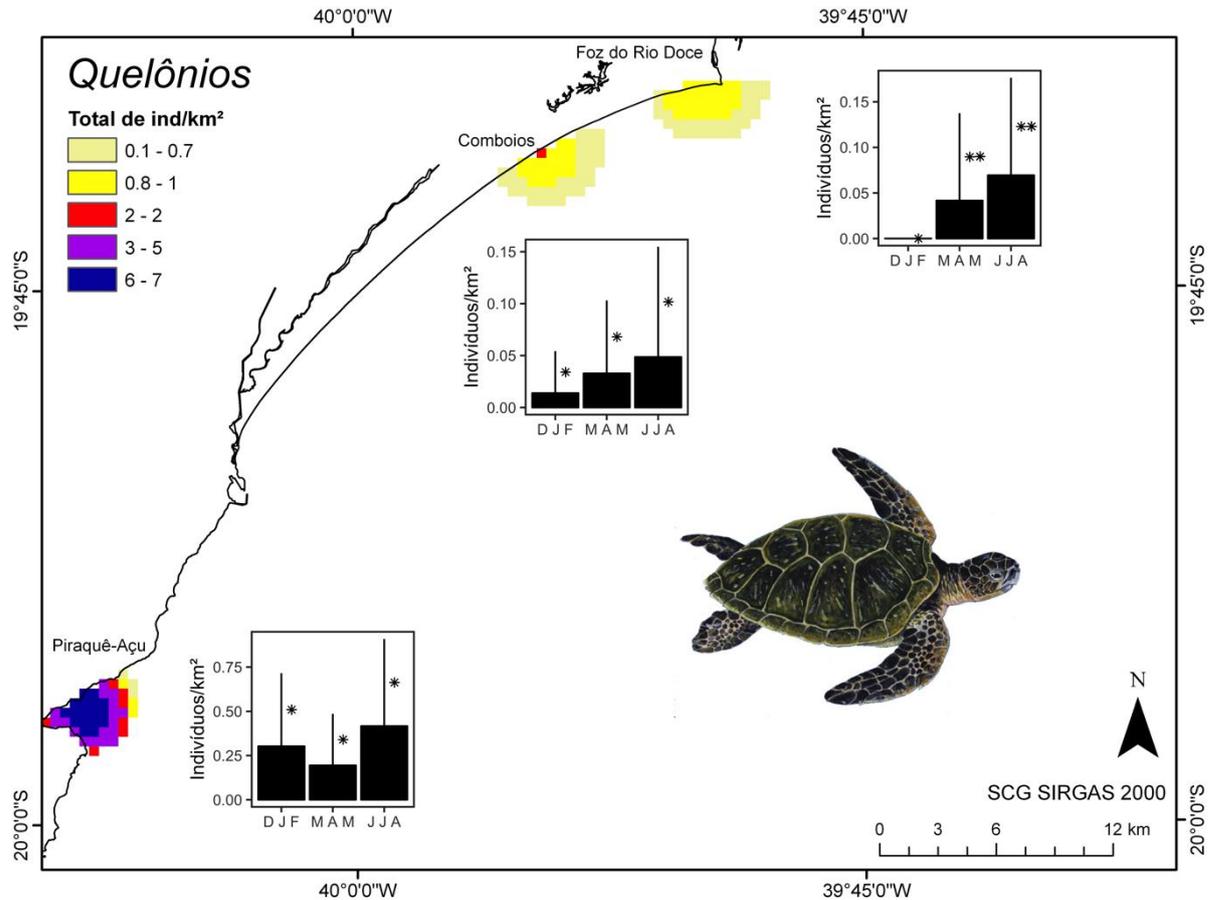
Figura 19: Resultado do dronemonitoramento para o grupo das aves. Os gráficos em barra referem-se à média trimestral da densidade de indivíduos registrada, com o respectivo desvio padrão. A cor preta no gráfico de barras refere-se ao percentual de comportamento alimentar entre os grupos registrados. O gráfico em pizza representa o percentual de grupos com filhotes ou juvenis registrados. A interpolação do total de indivíduos por km² está representada em cores, conforme a legenda do mapa, para todo o período monitorado. Dois asteriscos (**) representam diferenças significativas.



Foram coletados dados referentes à localização das espécies de quelônios dentro de cada transecto e a classe etária de cada indivíduo. Durante os nove meses de coleta sistematizada foram observados 89 espécimes de tartarugas marinhas nas 3 áreas de monitoramento, Foz do Rio Doce, Comboios e Piraquê-Açu. A espécie *Chelonia mydas*, conhecida como tartaruga-verde, foi a única espécie registrada. Porém, a espécie *Dermochelys coriacea*, conhecida como tartaruga-de-couro, obteve 3 registros durante o período de desenvolvimento metodológico, os quais não foram incorporados nessas análises. As tartarugas-verde foram observadas em todas as áreas de monitoramento, durante todo o período de amostragem. A maior concentração de indivíduos foi encontrada na área da foz do Piraquê-Açu. Na Foz do Rio Doce não foram registrados indivíduos dessa espécie no primeiro trimestre, sendo a densidade nesse período significativamente menor que os demais. Da mesma forma, o último trimestre tem maior densidade de *C. mydas* nessa área que ambos os períodos anteriores. Devido ao método de amostragem, focado no monitoramento de cetáceos, não foi possível observar com precisão

o comportamento deste grupo. Os espécimes de *C. mydas* registrados são todos pertencentes a classe etária juvenil (Figura 20).

Figura 20: Resultado do dronemonitoramento para o grupo dos quelônios. Os gráficos em barra referem-se à média trimestral da densidade de indivíduos registrada, com o respectivo desvio padrão. A cor preta no gráfico de barras refere-se ao percentual de comportamento alimentar entre os grupos registrados. O gráfico em pizza representa o percentual de grupos com filhotes ou juvenis registrados. A interpolação do total de indivíduos por km² está representada em cores, conforme a legenda do mapa, para todo o período monitorado. Dois asteriscos (**) representam diferenças significativas.



3.1.2 Sobrevoos tripulados

3.1.2.1 Esforço amostral

As duas campanhas tiveram duração semelhante, com 35 dias no verão e 40 dias no inverno. Na campanha de verão foram percorridos 88 transectos lineares totalizando 1.336km em esforço de observação e cobrindo uma área total de 3.319km². Na campanha de inverno foram sobrevoados 153 transectos lineares, totalizando 3.248km em esforço de observação e cobrindo uma área de 9.305km² (Tabela 11).

Tabela 11: Sumário das campanhas de verão e inverno dos sobrevoos realizados no subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”.

Estação	Período	No. de linhas	Esforço (km)	Área amostrada (km ²)
Verão	jan-fev 2019	88	1.336	3.319
Inverno	ago-set 2019	153	3.248	9.305

3.1.2.2 Grupos registrados

Durante as duas campanhas de sobrevoos (i.e., verão e inverno), foram registrados todos os cetáceos, quelônios e elasmobrânquios avistados. Dentre os cetáceos foi possível identificar seis espécies: baleia jubarte (*Megaptera novaeangliae*), baleia-franca-austral (*Eubalaena australis*), toninha (*Pontoporia blainvillei*), boto-cinza (*Sotalia guianensis*), golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) e golfinho-de-Risso (*Grampus griseus*). Alguns grupos de cetáceos não foi possível identificar ao nível de espécie, sendo possível a identificação ao nível de família - Delphinidae. Dentre as tartarugas marinhas avistadas foi possível identificar a tartaruga-de-couro (*Dermochelys coriacea*), sendo, as demais, identificadas como pertencentes a família Cheloniidae. Dentre os elasmobrânquios (i.e., raias e tubarões) foi possível identificar a raia manta (*Mobula* sp.) e os demais foram considerados como pertencentes a Ordem Elasmobranchii. Dentre as aves, apenas o atobá-marrom (*Sula leucogaster*) foi identificado a nível de espécie. As aves conhecidas popularmente como trinta-réis, foram todas consideradas como pertencentes a família Sternidae, não sendo possível chegar a um nível mais específico.

O total de 393 grupos de cetáceos, 96 grupos de elasmobrânquios, 197 grupos de tartarugas marinhas e 444 grupos de aves marinhas foi registrado durante as duas campanhas (Tabela 12).

Tabela 12: Número de grupos e número de indivíduos de cada grupo taxonômico registrados durante os sobrevoos das campanhas de verão e inverno no subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”.

Táxon	Verão		Inverno	
	Número de grupos	Número de indivíduos	Número de grupos	Número de indivíduos
Ordem Cetartiodactyla				
Toninha - <i>Pontoporia blainvillei</i>	19	45	8	18
Golfinho-nariz-de-garrafa - <i>Tursiops truncatus</i>	17	147	5	79
Boto-cinza - <i>Sotalia guianensis</i>	59	263	46	202
Golfinho-de-Risso - <i>Grampus griseus</i>	0	0	1	6
Golfinhos não identificados - Delphinidae	42	98	37	180
Baleia jubarte - <i>Megaptera novaeangliae</i>	0	0	158	247
Baleia-franca-austral - <i>Eubalaena australis</i>	0	0	1	1
Ordem Elasmobranchii				
Raia-manta - <i>Mobula</i> sp.	0	0	19	19
Raias	36	243	19	21
Tubarões	10	10	12	13
Ordem Testudinata				
Tartaruga-de-couro - <i>Dermochelys coriacea</i>	0	0	3	3
Tartarugas-marinhas – Cheloniidae	131	149	63	139
Ordem Aves				
Atobá-marrom - <i>Sula leucogaster</i>	30	41	15	22
Trinta-réis – Sternidae	83	180	316	1.147

3.1.2.3 Distribuição e abundância

A seguir são apresentados os resultados de distribuição e abundância das espécies avistadas durante as campanhas de verão e inverno de sobrevoos do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”.

Toninha (Pontoporia blainvillei)

A distribuição da espécie é costeira, estando restrita à área entre Santa Cruz (19°57´S) e Conceição da Barra (18°36´S), ao longo de apenas 165km de costa, raramente ultrapassando 25m de profundidade. Foi possível estimar uma densidade de 0,32 grupos/km² de toninha, resultando em um tamanho populacional de 777 indivíduos (IC 95% 410-1.474; CV: 0,34) no Espírito Santo. A área ao sul

da barra do Rio Doce concentrou as maiores densidades de grupos nas duas estações amostradas (Figura 21 e Figura 22). De acordo com a modelagem de dispersão da pluma com poluentes, esta área recebeu o maior aporte de metais imediatamente após o deságue (Magris et al. 2019), coincidindo com a região de maior densidade de indivíduos (Figura 21). Em relação a variação sazonal, as TE da estação de verão foram em sua maioria mais altas do que no inverno (Figura 23). As TE foram significativamente maiores no estrato ao sul do Rio Doce do que no estrato norte em ambas as estações (Figura 23). Os grupos de toninha registrados durante a campanha de verão (n= 19) apresentaram um tamanho de grupo que variou entre 1 e 4 indivíduos (média = 2,4; DP = 1), e na campanha de inverno (n= 8) variaram de 1 a 4 indivíduos (média= 2,3; DP= 1,2).

Figura 21: Mapa da área de estudo com os registros de toninha, *Pontoporia blainvillei*, realizados durante as estações de verão (vermelho) e inverno (azul) de 2019 como parte do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”.

As áreas coloridas no mapa indicam a APA Costa das Algas e o REVIS Santa Cruz.

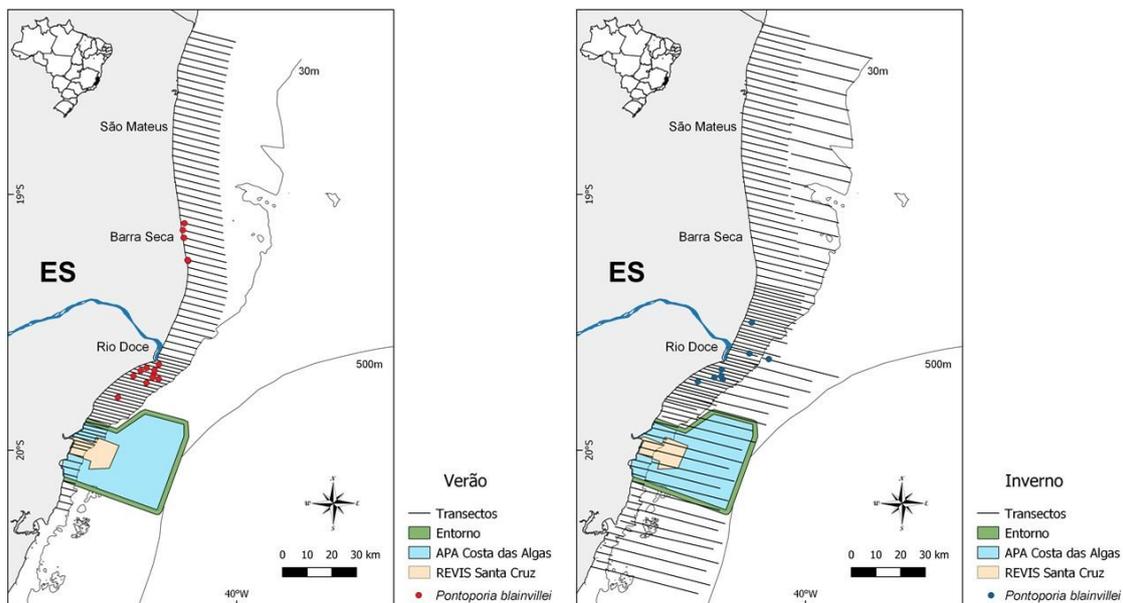


Figura 22: Mapa da área de estudo com grids de 5x5km indicando o número de grupos avistados de toninha, *Pontoporia blainvillei*, durante as estações de verão (vermelho) e inverno (azul) de 2019 como parte do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”.

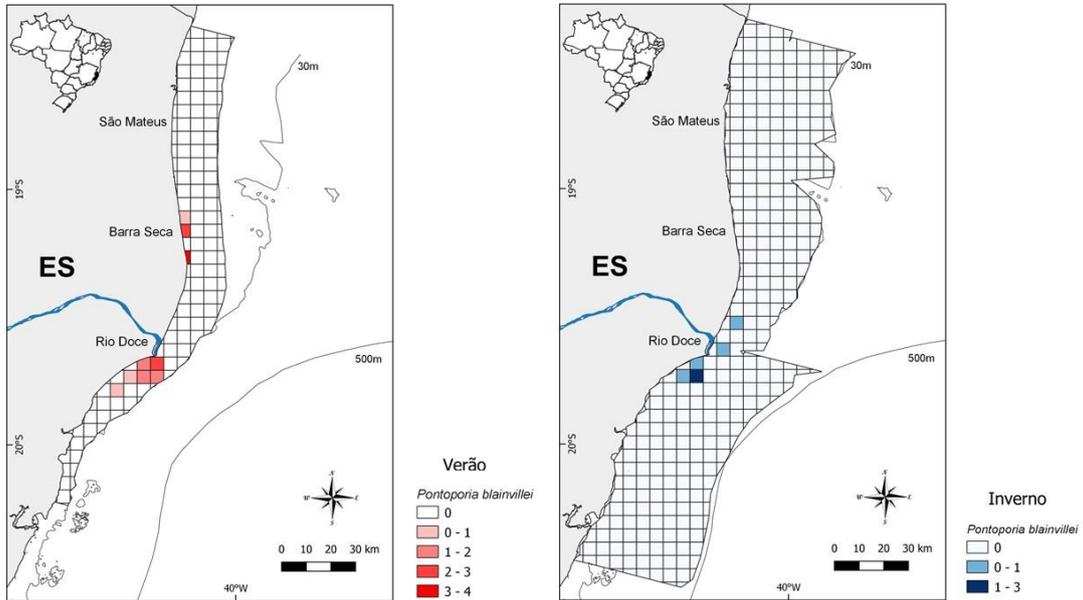
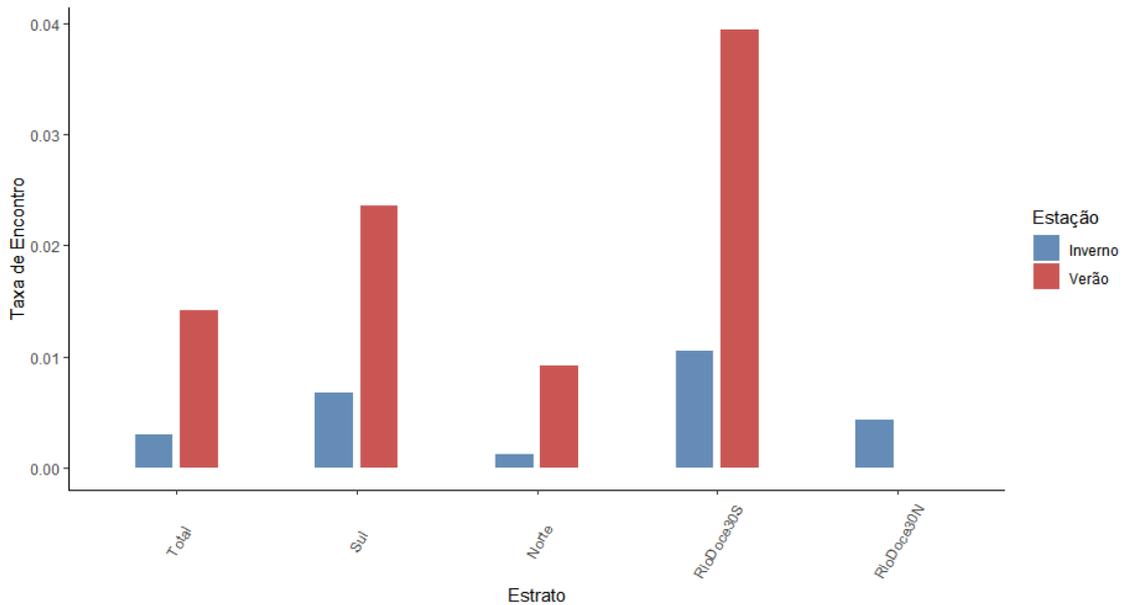


Figura 23: Taxa de encontro (TE) de toninha, *Pontoporia blainvillei*, em cada um dos estratos, durante as estações de verão e inverno.



Boto-cinza (Sotalia guianensis)

A partir do monitoramento aéreo estimamos, para o verão, uma densidade de 0,21 indivíduos/km² ao longo de toda a área de estudo, resultando em um total de 702 indivíduos (IC 95%: 393-1.256). Considerando apenas a área ao sul do Rio Doce, a densidade estimada para o verão foi de 0,51 indivíduos/km² (CV= 0.30) e um total de 473 indivíduos (IC 95%: 264-846). A densidade estimada para toda a área de estudo, durante o inverno, foi de 0,10 indivíduos/km² (CV= 0,49) e uma abundância total de 339 indivíduos (IC 95%: 137-840). Considerando apenas a área ao sul do Rio Doce, a densidade estimada para o inverno foi de 0,23 indivíduos/km² (CV= 0.49) e um total de 216 indivíduos (IC 95%: 87-536). No entanto, trata-se de uma subestimativa, uma vez que ainda não foi inserido na estimativa um fator de correção para os animais que foram perdidos enquanto mergulhavam. Durante o inverno não foram registrados grupos dentro dos limites da APA Costa das Algas e do REVIS Santa Cruz, e apenas um grupo foi registrado após a isóbata dos 30m (Figura 24). As áreas do entorno do Rio Doce concentraram as maiores densidades de indivíduos (Figura 25). As taxas de encontro de botos-cinza apresentaram um padrão espacial, com maiores valores ao sul do Rio Doce, e um padrão temporal, com uma tendência de maiores valores no verão dentro dos estratos sul e RioDoce30S (Figura 26). Durante o inverno houve uma tendência de maiores concentrações de grupos ao sul (Figura 24). Ao longo da campanha de verão foram registrados 59 grupos compostos por conjuntos que variaram de 1 a 50 indivíduos (média= 4,5; DP= 7,4), os 46 grupos avistados durante a campanha de inverno variaram de 1 a 16 indivíduos (média= 4,4; DP= 4,3).

Figura 24: Mapa da área de estudo com os registros de boto-cinza, *Sotalia guianensis*, realizados durante as estações de verão (vermelho) e inverno (azul) de 2019 como parte do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. As áreas coloridas no mapa indicam a APA Costa das Algas e o REVIS Santa Cruz.

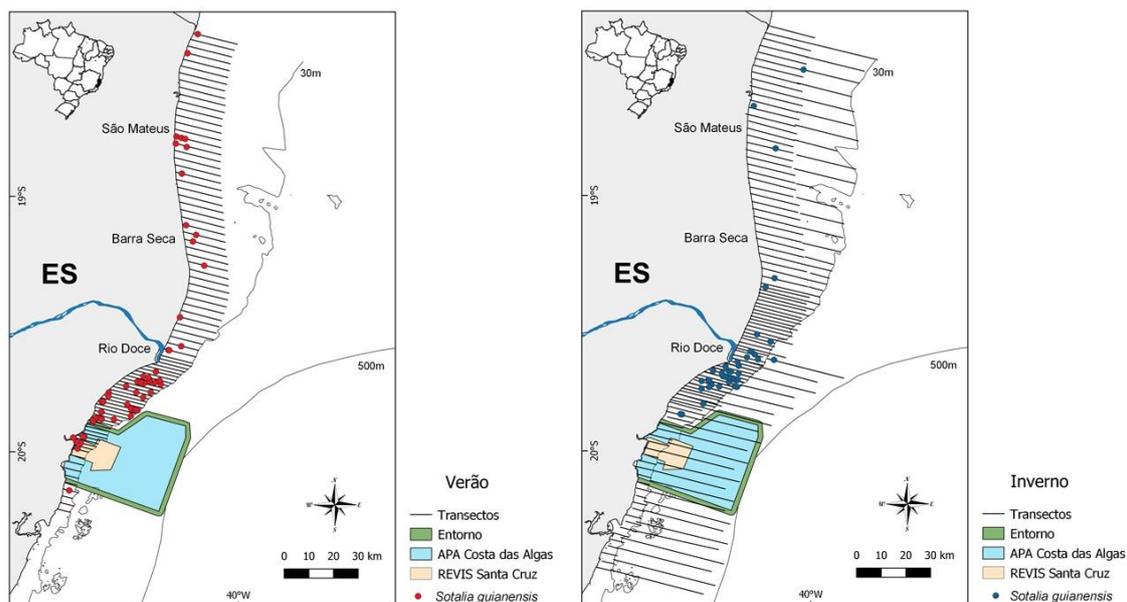


Figura 25: Mapa da área de estudo com grids de 5x5km indicando o número de indivíduos de boto-cinza, *Sotalia guianensis*, durante as estações de verão (vermelho) e inverno (azul) de 2019 como parte do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”.

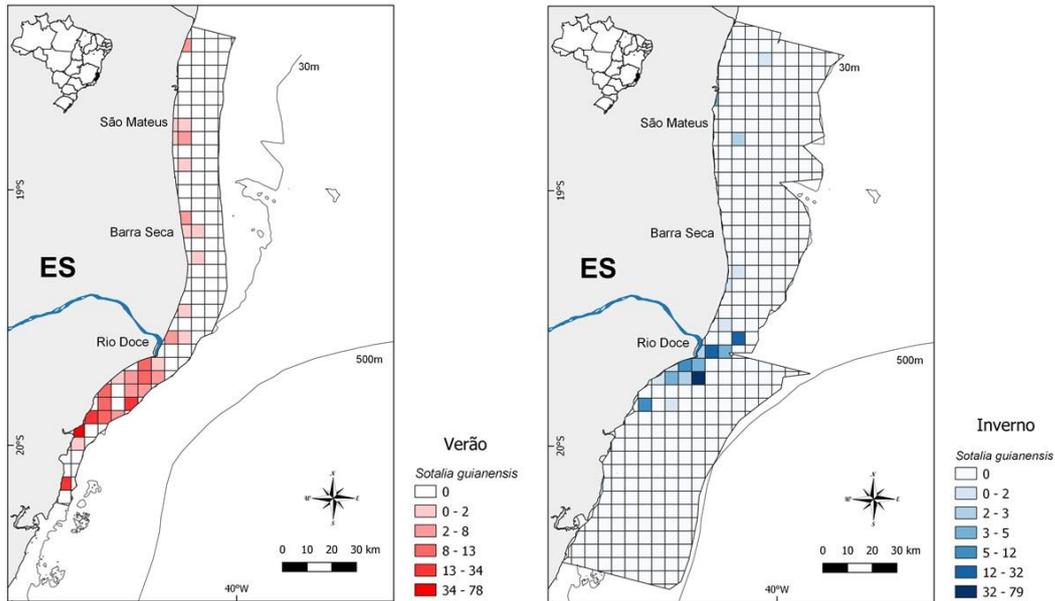
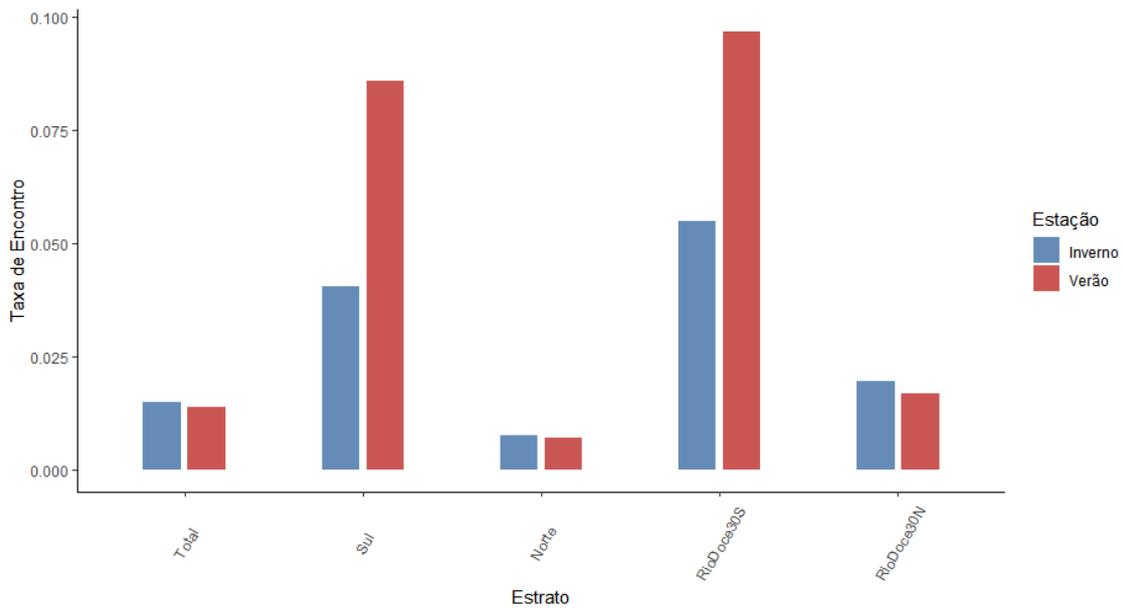


Figura 26: Taxa de encontro (TE) de boto-cinza, *Sotalia guianensis*, em cada um dos estratos, durante as estações de verão e inverno.



Golfinho-nariz-de-garrafa (Tursiops truncatus)

A TE do golfinho-nariz-de-garrafa para toda a área de estudo foi de 0,013 grupos/km durante o verão, e de 0,002 grupos/km durante o inverno. As TE foram maiores na maioria dos estratos no verão quando comparadas com o inverno (Figura 29). Durante o verão, todos os grupos registrados (n= 17) ao longo da área sobrevoada tiveram como limite a isóbata de 30m; no inverno dos cinco grupos registrados dois estavam após a isóbata dos 30m (Figura 27 e Figura 28). Os grupos do golfinho-nariz-de-garrafa, registrados durante a campanha de verão, apresentaram um tamanho total de 1 a 80 indivíduos (média= 8,6; DP= 18,7) e, na campanha de inverno, o tamanho variou de 2 a 60 indivíduos (média= 15,8; DP= 24,8). Devido ao baixo número de registros realizados para o inverno, foi computada a densidade e abundância da espécie apenas para o verão. A densidade do golfinho-nariz-de-garrafa ao longo de toda a área de estudo foi de 0,22 indivíduos/km² (CV= 0,85), sendo estimada uma abundância total de 727 indivíduos (IC 95%= 214-2.464). Quando avaliada a densidade de indivíduos apenas para a região ao sul do Rio Doce, esse valor foi estimado em 0,59 indivíduos/km² (CV= 0,69) e uma abundância de 544 indivíduos (IC 95%= 161-1.845).

Figura 27: Mapa da área de estudo com os registros de golfinho-nariz-de-garrafa, *Tursiops truncatus*, realizados durante as estações de verão (vermelho) e inverno (azul) de 2019 como parte do subprojeto "Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos". As áreas coloridas no mapa indicam a APA Costa das Algas e o REVIS Santa Cruz.

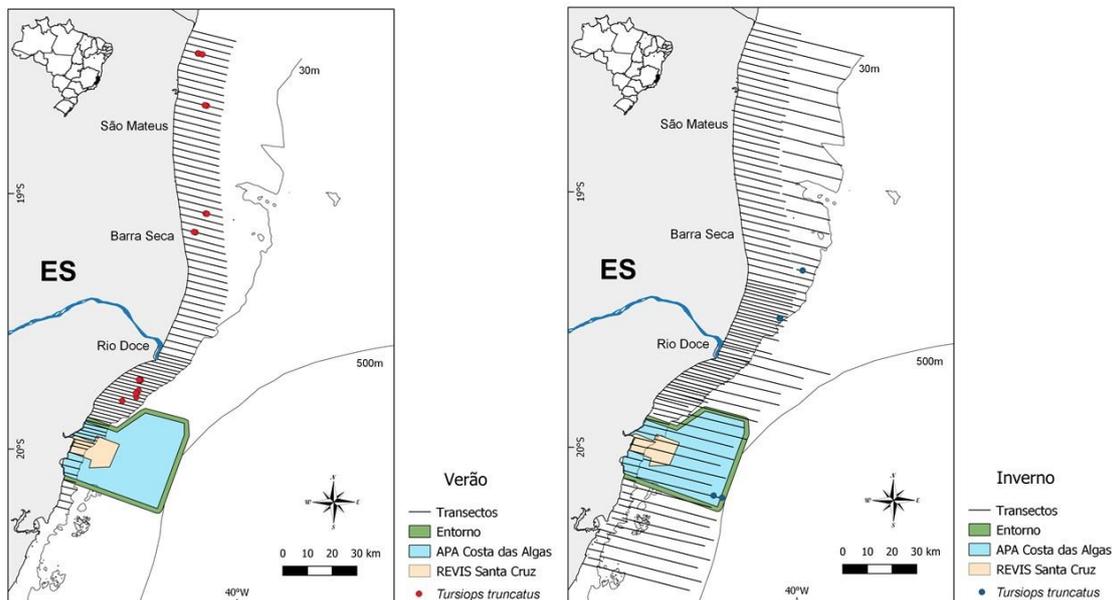


Figura 28: Mapa da área de estudo com grids de 5x5km indicando o número de grupos do golfinho-nariz-de-garrafa, *Tursiops truncatus*, durante as estações de verão (vermelho) e inverno (azul) de 2019 como parte do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”.

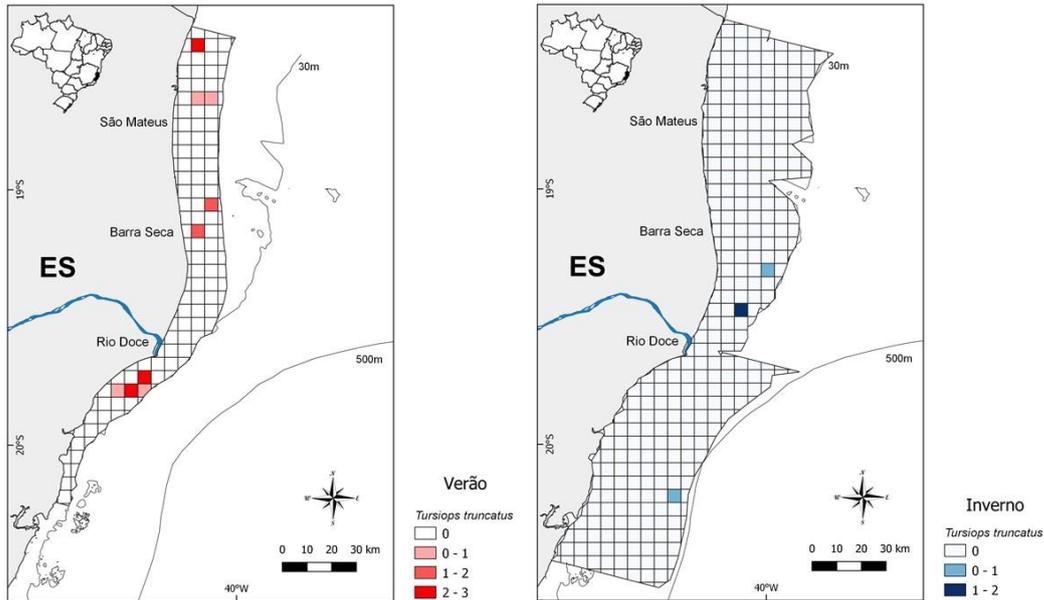
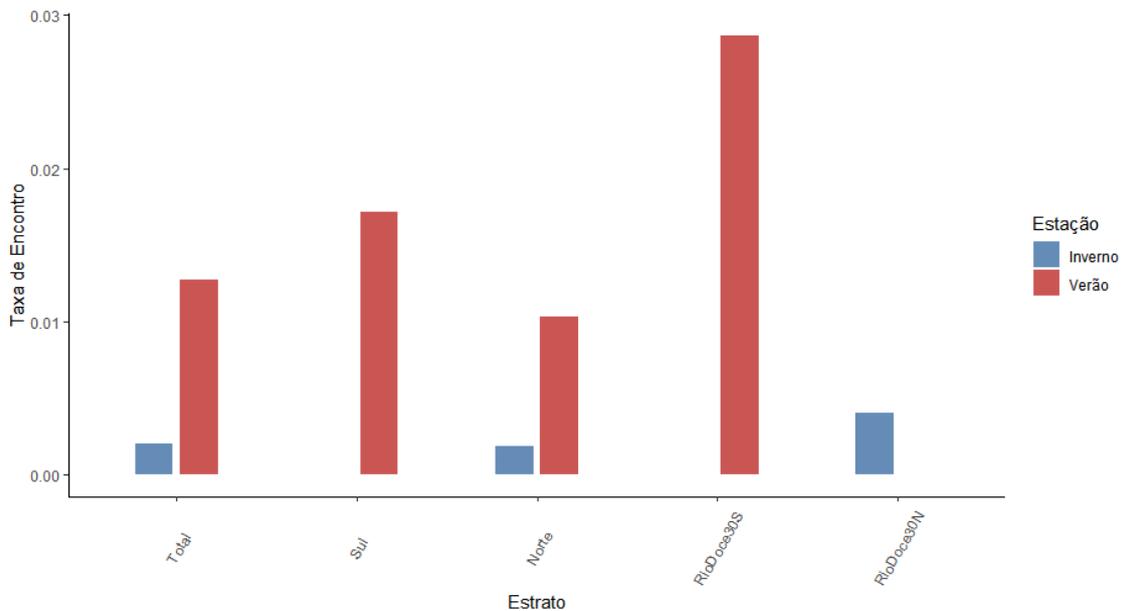


Figura 29: Taxa de encontro (TE) do golfinho-nariz-de-garrafa, *Tursiops truncatus*, em cada um dos estratos, durante as estações de verão e inverno.



Baleia jubarte (Megaptera novaeangliae)

A baleia jubarte, *Megaptera novaeangliae*, tem uma distribuição cosmopolita, e assim como outras espécies de baleias realiza migrações anuais. Durante o verão no hemisfério sul, as jubartes migram para águas mais frias (regiões polares) para alimentação retornando a águas tropicais durante o inverno para acasalamento e nascimento de filhotes (Engel, 1996). O banco de abrolhos é considerado o maior berço reprodutivo da espécie no Atlântico Sul, justificando o enfoque do monitoramento aéreo de inverno nesta espécie. Portanto, os dados aqui apresentados acerca da baleia jubarte, são referentes apenas a estação de inverno de 2019.

A TE total da baleia jubarte em toda área de estudo foi de 0,049 grupos/km. Considerando apenas as linhas costeiras, da costa até a isóbata de 30m, as TE foram de 0,030 grupos/km ao norte e 0,008 grupos/km ao sul (Figura 32). Apesar de um menor esforço total, a área entre as isóbatas de 30m e 500m concentrou o maior valor de TE, sendo igual a 0,125 grupos/km.

As baleias jubarte representaram 62% de todos os grupos de cetáceos registrados durante a campanha de inverno dos sobrevoos. Dos 158 grupos avistados, 34 (21,5%) deles continham filhotes reforçando a importância da área para reprodução e cria desta espécie. Esses grupos foram compostos por conjuntos que variaram de 1 a 5 indivíduos (média= 1,6; DP= 0,7) (Figura 31).

A densidade de baleias jubarte estimada a partir dos levantamentos aéreos de inverno foi de 0,08 indivíduos/km² (CV= 0,22), sendo estimada a ocorrência total de 655 indivíduos (IC 95%= 426-1.010) ao longo de toda a área amostrada (i.e., entre a costa e a isóbata de 500m). Vale ressaltar que essa estimativa está corrigida para a perda de indivíduos que estariam mergulhando durante a passagem do avião (viés de disponibilidade).

Apesar dos maiores valores de TE estarem concentrados em águas mais profundas, os registros de baleias jubarte relativamente próximas a costa (Figura 30) combinados com a alta frequência de filhotes nos grupos, evidenciam a importância desses habitats para o desenvolvimento da espécie. Esses dados reforçam a necessidade de monitoramento da espécie na região de maior impacto potencial do rompimento da barragem e áreas adjacentes.

Figura 30: Mapa da área de estudo com os registros de baleia jubarte, *Megaptera novaeangliae*, realizados durante a campanha de inverno de 2019 como parte do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoo”. As áreas coloridas no mapa indicam a APA Costa das Algas e o REVIS Santa Cruz.

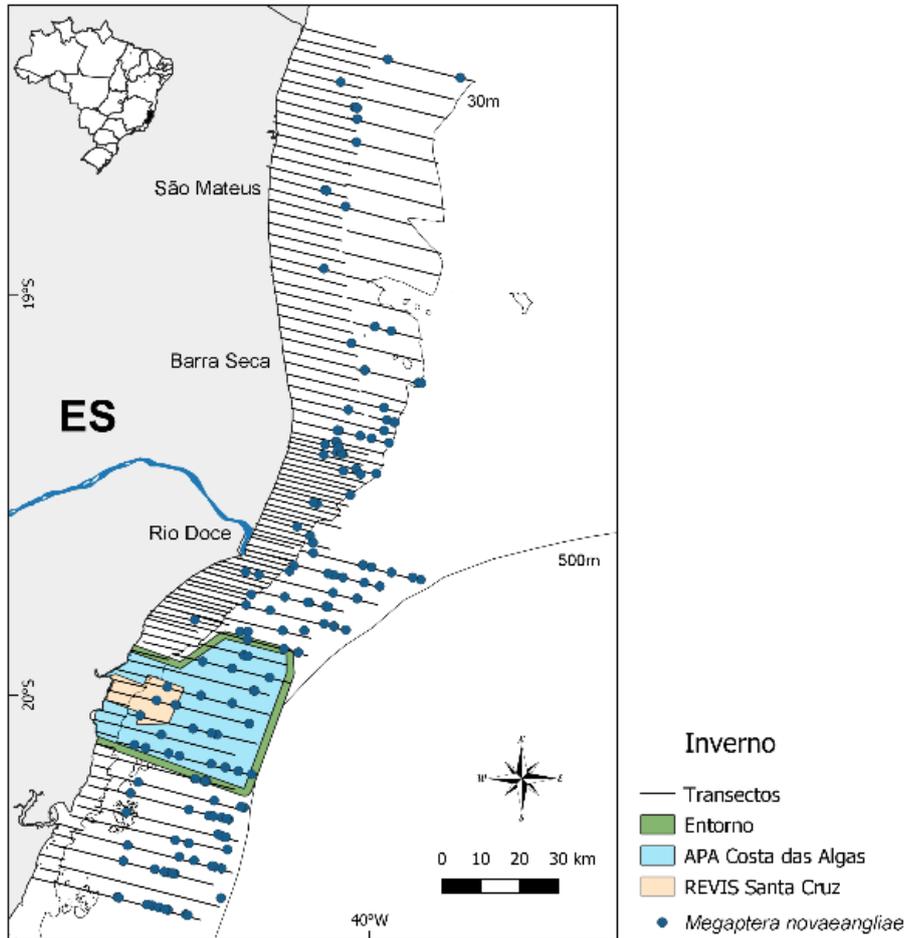


Figura 31: Mapa da área de estudo com grids de 5x5km indicando o número de grupos de baleia jubarte, *Megaptera novaeangliae*, registrados durante a campanha de inverno de 2019 como parte do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”.

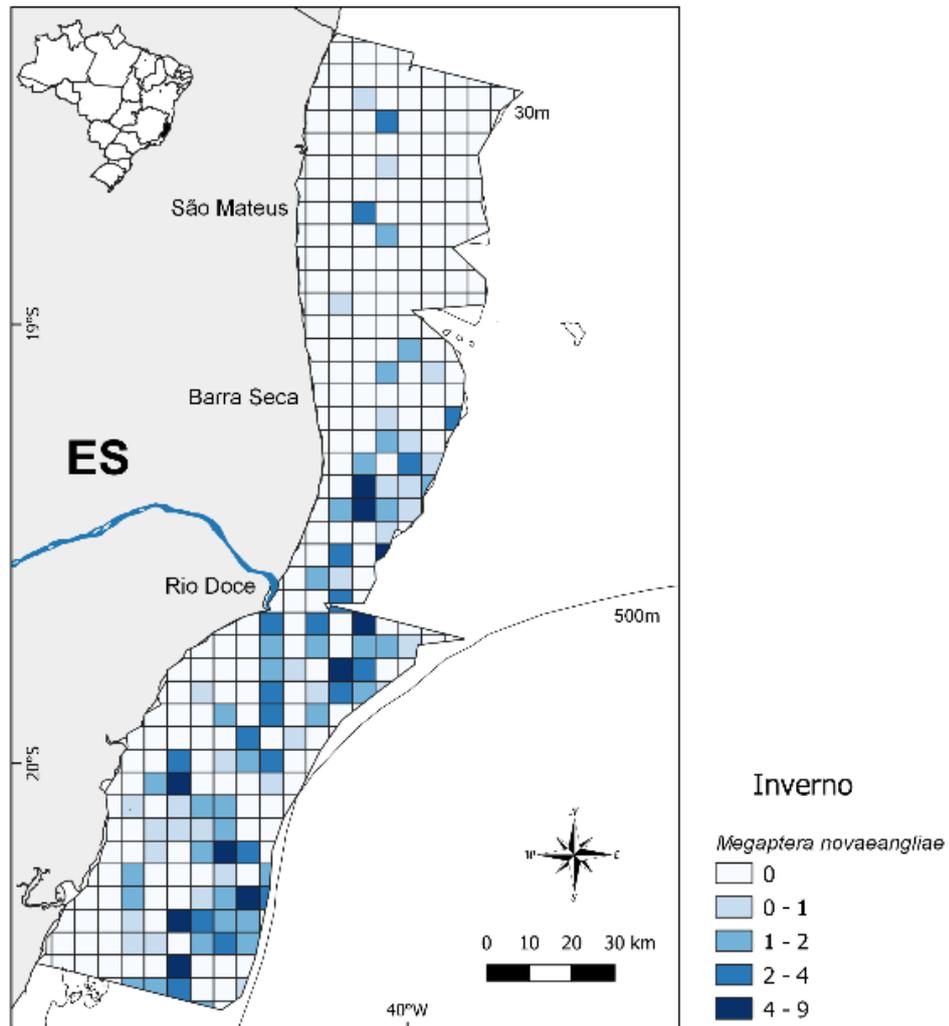
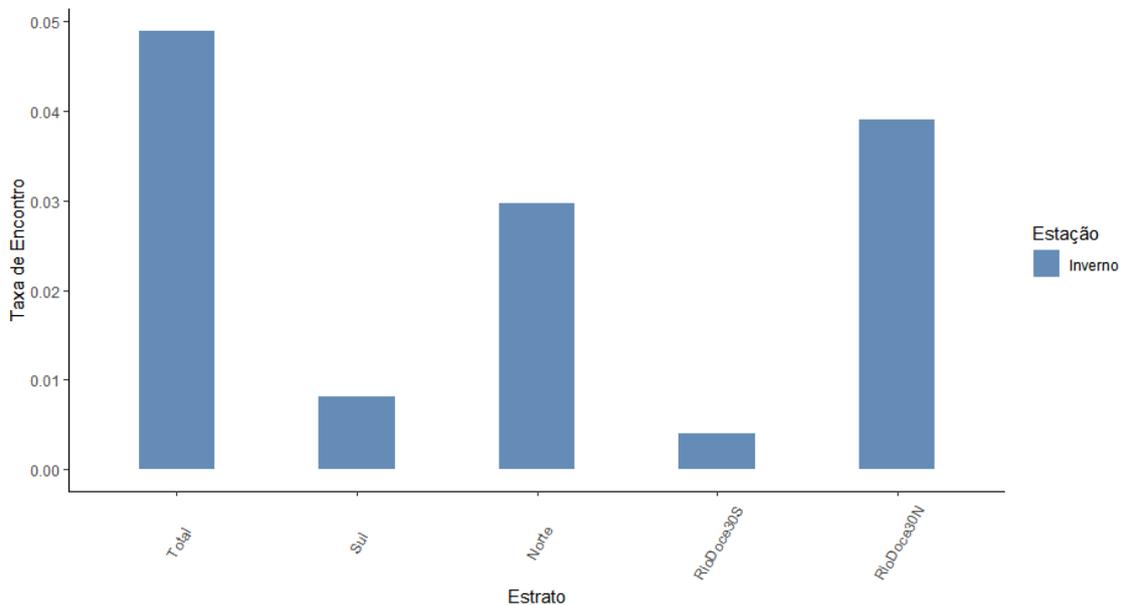


Figura 32: Taxa de encontro (TE) da baleia jubarte, *Megaptera novaeangliae*, em cada um dos estratos, durante a estação de inverno.



Tartarugas marinhas (Cheloniidae)

A taxa de encontro (TE) de Cheloniidae em toda a área de estudo foi de 0,098 grupos/km durante o verão, e de 0,020 grupos/km durante o inverno. As TE durante o verão foram maiores do que durante o inverno em todos os estratos analisados (Figura 35). Foi estimada uma abundância de 631 tartarugas durante a estação de verão, e de 531 durante a estação de inverno. No entanto, trata-se de uma subestimativa, uma vez que ainda não foi inserido na estimativa um fator de correção para os animais que foram perdidos enquanto mergulhavam.

Durante o verão, registrou-se uma alta densidade de grupos de Cheloniidae no interior da APA Costa das Algas e do REVIS Santa Cruz (Figura 33 e Figura 34). Na campanha de inverno, um evento de agregação de tartarugas marinhas foi registrado durante um transecto do dia 15 de setembro a cerca de 42km da costa. Ao longo de aproximadamente 6,7km de extensão foram registrados 81 indivíduos de Cheloniidae próximos a linha d'água, totalizando 12,09 indivíduos/km². Esse comportamento é relativamente conhecido em Cheloniidae e frequentemente associado a reprodução (Lutz et al. 2002).

Destacamos também registros da tartaruga-de-couro (*Dermochelys coriacea*), que assim como a baleia jubarte possui hábitos essencialmente pelágicos, altamente adaptada a vida em mar aberto e a mergulhos a grandes profundidades (Lutz et al. 2002). A espécie tem uma distribuição geográfica ampla, ocorrendo em todos os oceanos, porém com reprodução restrita a regiões tropicais (Pritchard & Trebbau, 1984). Ao contrário da maioria das outras tartarugas marinhas que nidificam durante a primavera e o verão, a tartaruga-de-couro frequentemente reproduz no outono e no inverno (Márquez, 1990) e sua única área regular de desova no Brasil é concentrada na porção norte do Espírito Santo

(Comboios, Povoação e Pontal do Ipiranga) (Marcovaldi & Marcovaldi, 1999). O registro desses indivíduos reforça a importância da sazonalidade dos sobrevoos, permitindo o registro de espécies com hábito predominantemente pelágico utilizando ambientes costeiros e com potencial risco de exposição aos efeitos do rompimento da barragem.

Figura 33: Mapa da área de estudo com os registros de tartarugas marinhas pertencentes a família Cheloniidae, realizados durante as estações de verão (vermelho) e inverno (azul) de 2019 como parte do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. As áreas coloridas no mapa indicam a APA Costa das Algas e o REVIS Santa Cruz.

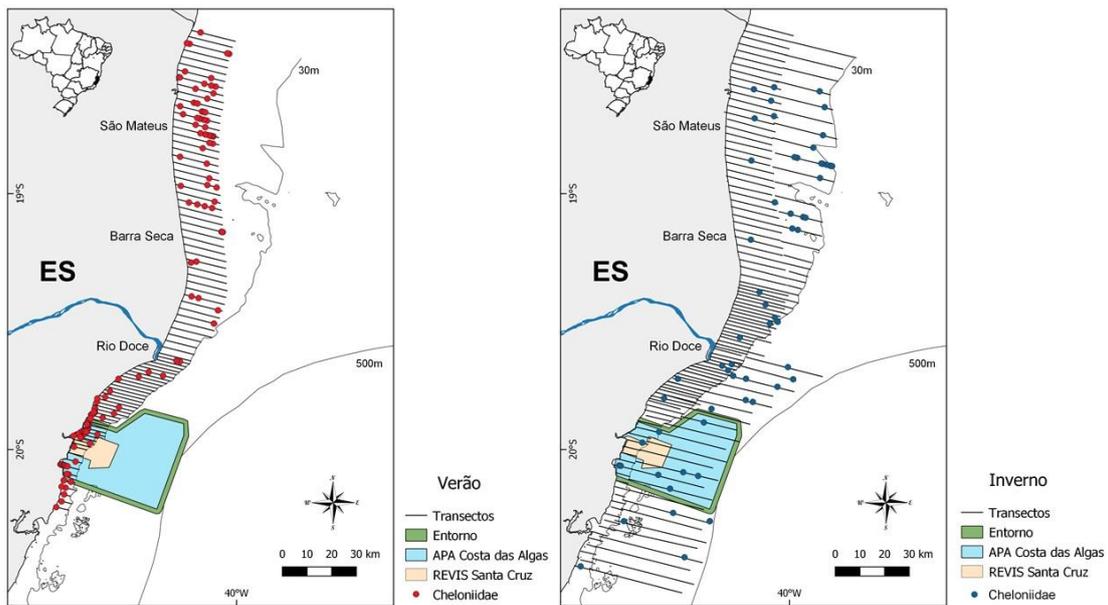


Figura 34: Mapa da área de estudo com grids de 5x5km indicando o número de indivíduos de tartarugas marinhas pertencentes a família Cheloniidae, durante as estações de verão (vermelho) e inverno (azul) de 2019 como parte do subprojeto "Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos".

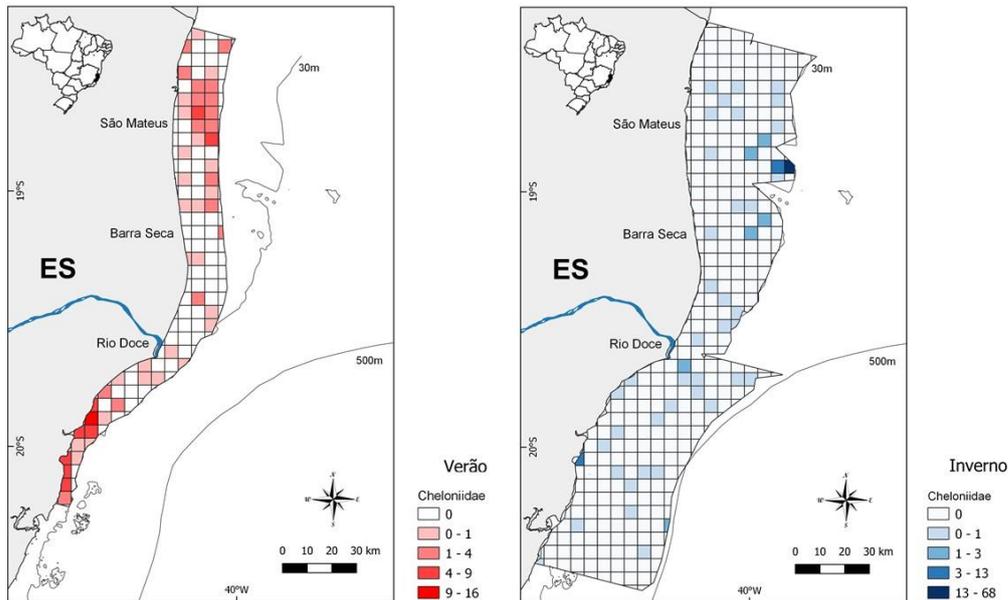
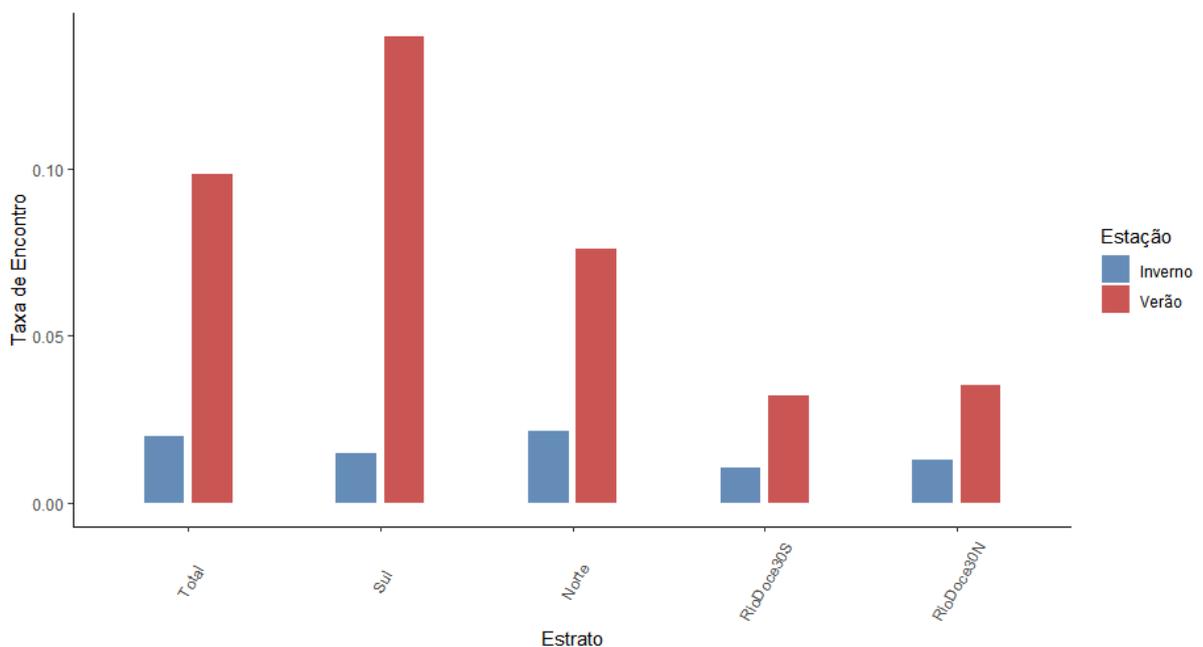


Figura 35: Taxa de encontro (TE) de tartarugas marinhas pertencentes a família Cheloniidae, em cada um dos estratos, durante as estações de verão e inverno.



Elasmobrânquios (Raias e Tubarões)

Apesar de originalmente não estar definida no presente subprojeto a necessidade de coleta de dados de Elasmobrânquios, os sobrevoos provaram ser um método eficiente de registro desses grupos. Sendo assim, optamos por registrar esses animais com objetivo de entender melhor a sua distribuição ao longo da área de estudo. Dessa forma apresentamos os resultados obtidos para os menores grupos taxonômicos possíveis de identificação.

Durante os sobrevoos das duas campanhas, foram registrados um total de 74 grupos de raias (Figura 36). Com relação aos tubarões, durante as duas campanhas foram registrados um total de 22 grupos (Figura 37). A TE de raias em toda área de estudo foi de 0,027 grupos/km durante o verão, e 0,006 grupos/km no inverno (Figura 38). Os valores de TE para tubarões, em toda área de estudo, foi de 0,007 grupos/km durante o verão, e 0,004 grupos/km no inverno (Figura 39).

Figura 36: Mapa da área de estudo com os registros de Elasmobrânquios, Raias, realizados durante as estações de verão (vermelho) e inverno (azul) de 2019 como parte do subprojeto "Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos".

As áreas coloridas no mapa indicam a APA Costa das Algas e o REVIS Santa Cruz.

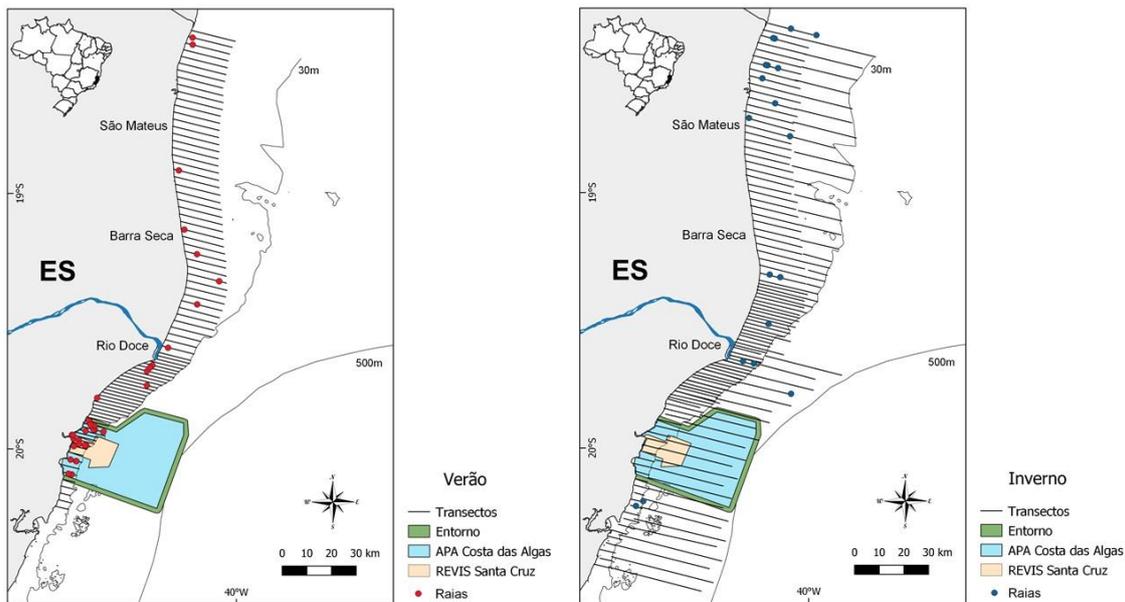


Figura 37: Mapa da área de estudo com os registros de Elasmobrânquios, Tubarões, realizados durante as estações de verão (vermelho) e inverno (azul) de 2019 como parte do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. As áreas coloridas no mapa indicam a APA Costa das Algas e o REVIS Santa Cruz.

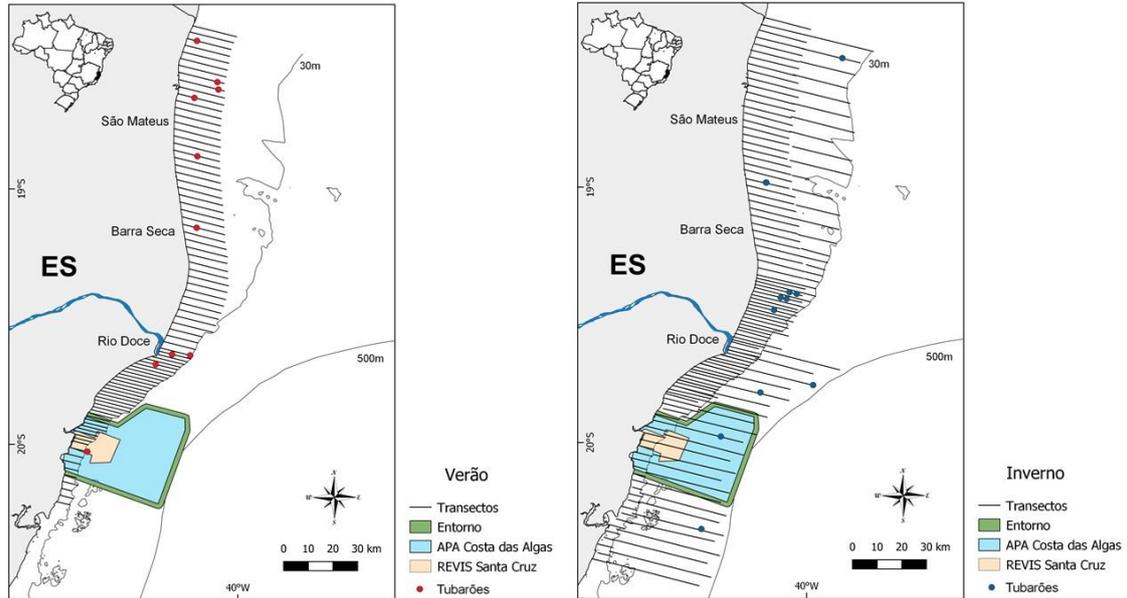


Figura 38: Taxa de encontro (TE) de Elasmobrânquios, Raias, em cada um dos estratos, durante as estações de verão e inverno.

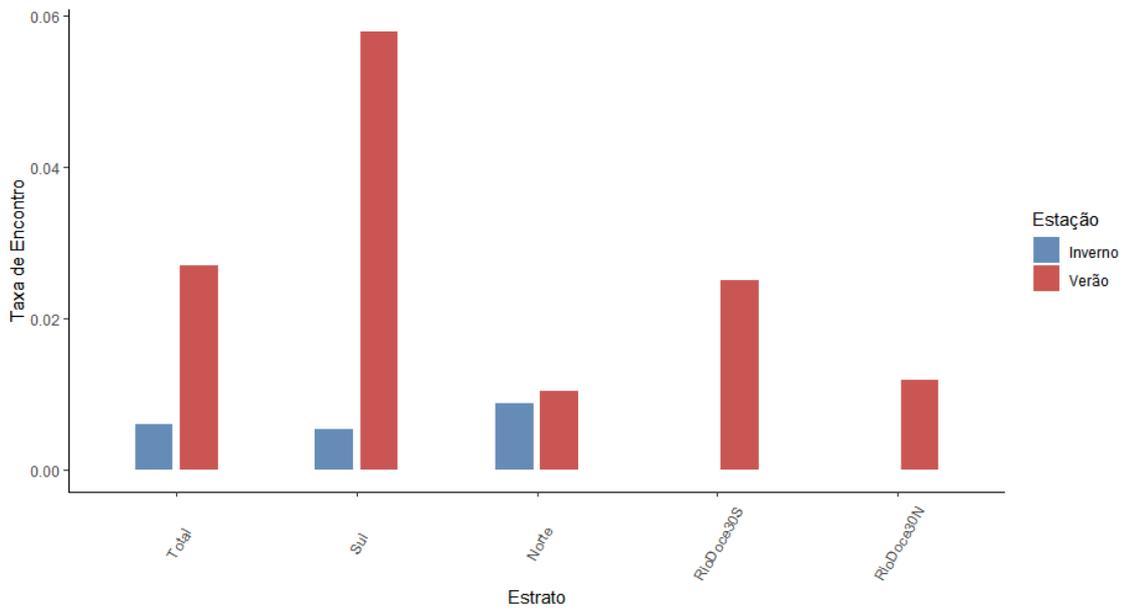
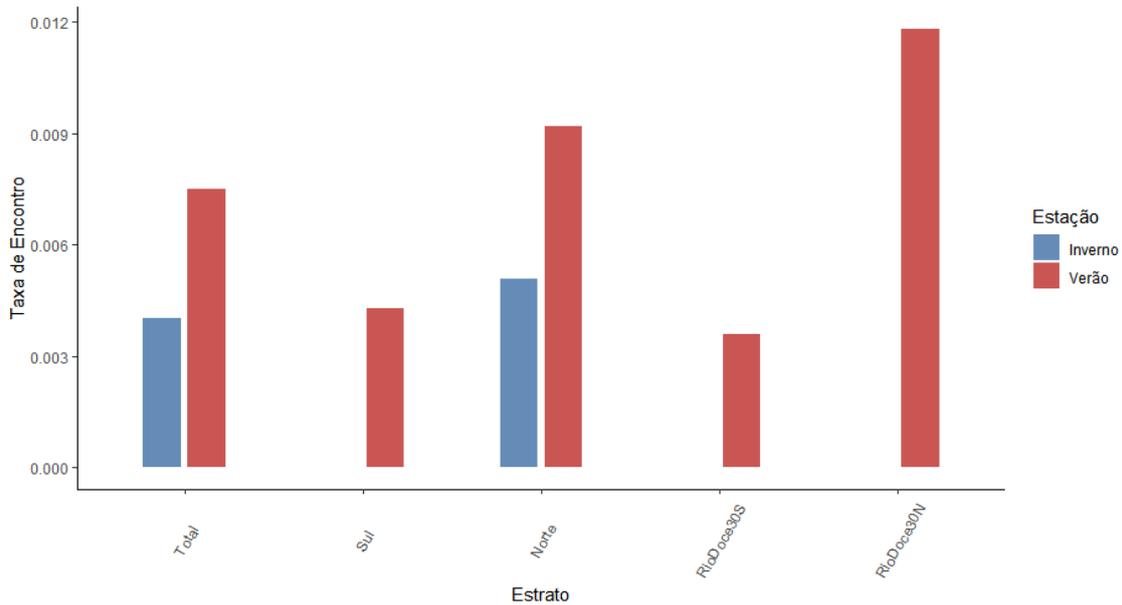


Figura 39: Taxa de encontro (TE) de Elasmobrânquios, Tubarões, em cada um dos estratos, durante as estações de verão e inverno.



Aves marinhas

A exemplo dos Elasmobrânquios, não estava definida no escopo do subprojeto a necessidade de coleta de dados de Aves Marinhas. Apesar disso, optamos por registrar esses animais com objetivo de entender melhor a sua distribuição ao longo da área de estudo. Dessa forma apresentamos os resultados obtidos para os menores grupos taxonômicos possíveis de identificação.

A TE total do atobá-marrom em toda a área de estudo foi de 0,022 grupos/km durante o verão, e 0,005 grupos/km durante o inverno (Figura 42). Nas duas campanhas a espécie foi registrada em praticamente toda a área sobrevoada, da costa até a isóbata de 30m. Apenas dois grupos foram registrados além da isóbata de 30m no inverno (Figura 40).

As aves marinhas registradas como pertencentes a família Sternidae, são popularmente conhecidas como trinta-réis. A TE total dos trinta-réis em toda área de estudo foi de 0,062 grupos/km durante o verão, e 0,101 grupos/km durante o inverno (Figura 43). Nas duas campanhas a TE foi maior no estrato sul do Rio Doce do que no estrato norte (Figura 43). Tanto na campanha de verão quanto na de inverno, a maior densidade de indivíduos foi registrada na região da foz do Rio Doce (Figura 41).

Figura 40: Mapa da área de estudo com os registros do atobá-marrom, *Sula leucogaster*, realizados durante as estações de verão (vermelho) e inverno (azul) de 2019 como parte do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”. As áreas coloridas no mapa indicam a APA Costa das Algas e o REVIS Santa Cruz.

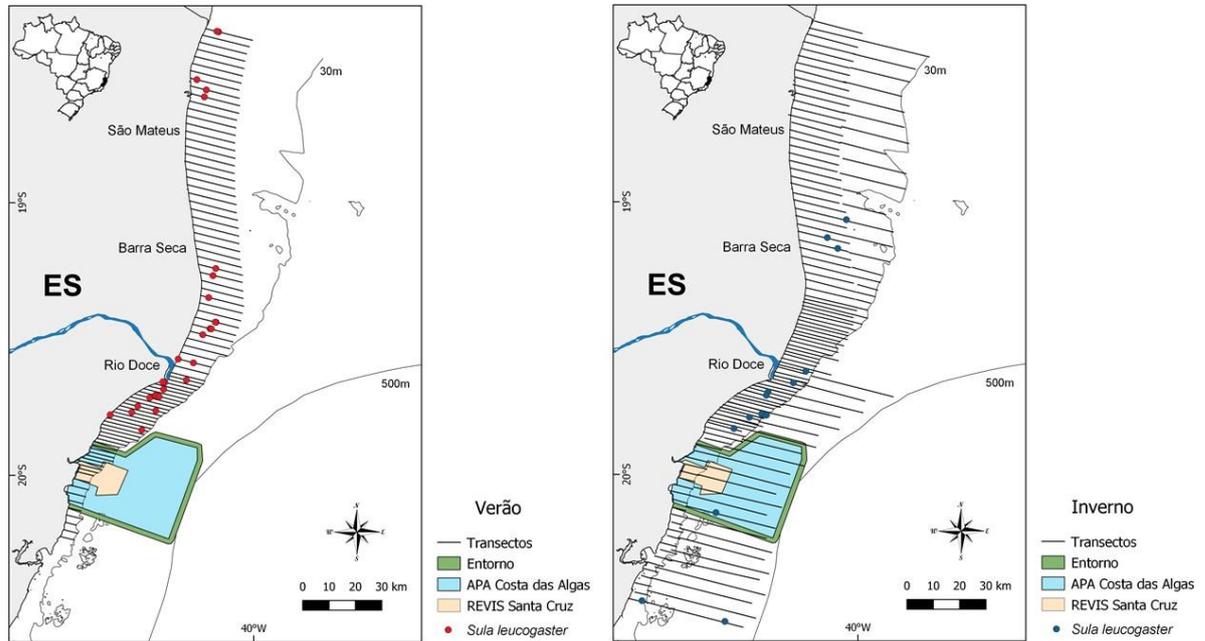


Figura 41: Mapa da área de estudo com grids de 5x5km indicando o número de indivíduos de aves marinhas pertencentes a família Sternidae, durante as estações de verão (vermelho) e inverno (azul) de 2019 como parte do subprojeto “Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos”.

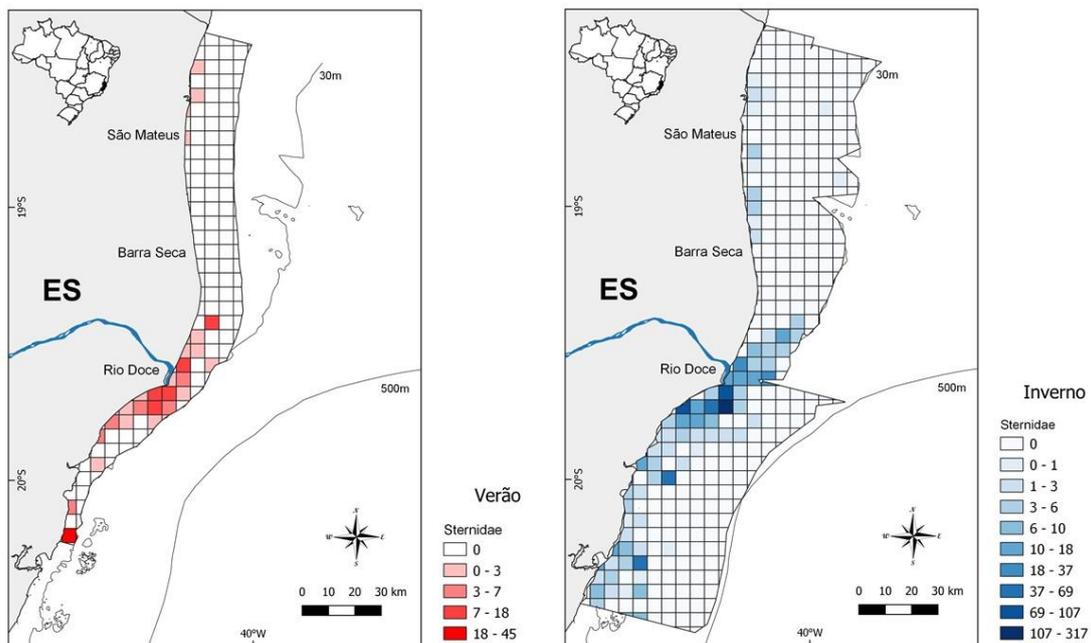


Figura 42: Taxa de encontro (TE) do atobá-marrom, *Sula leucogaster*, em cada um dos estratos, durante as estações de verão e inverno.

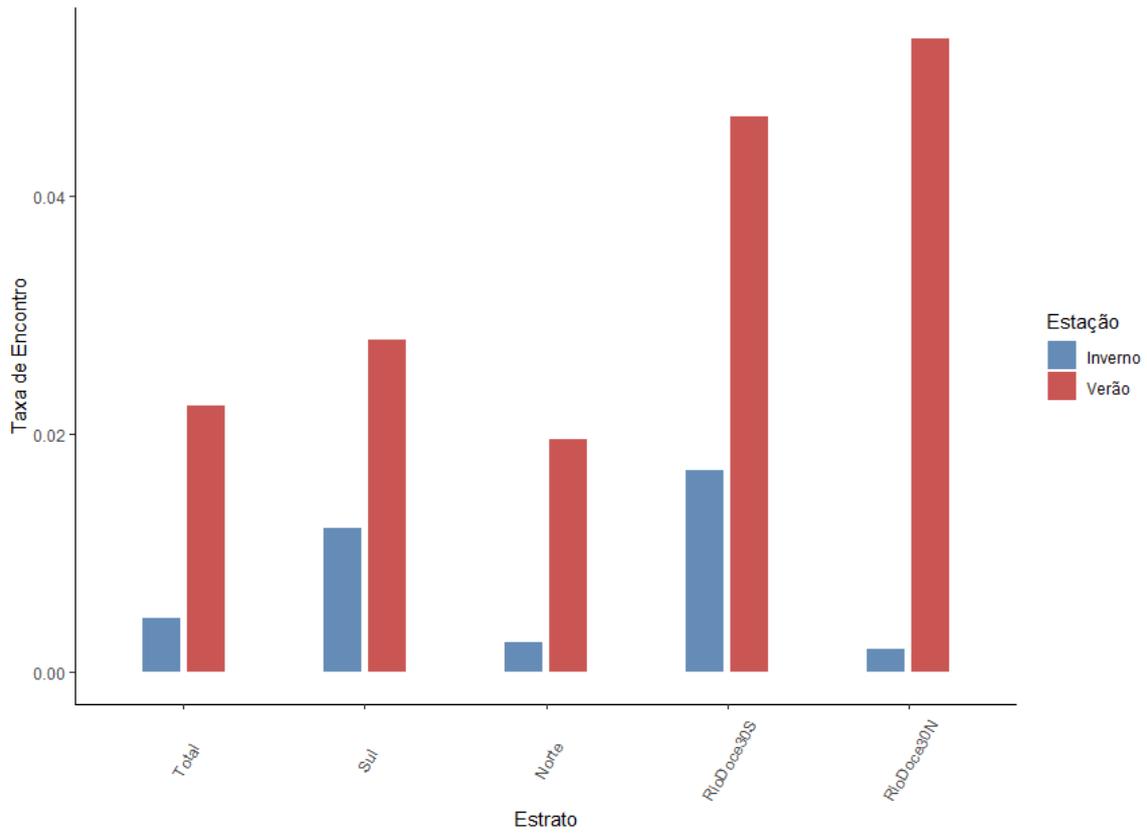
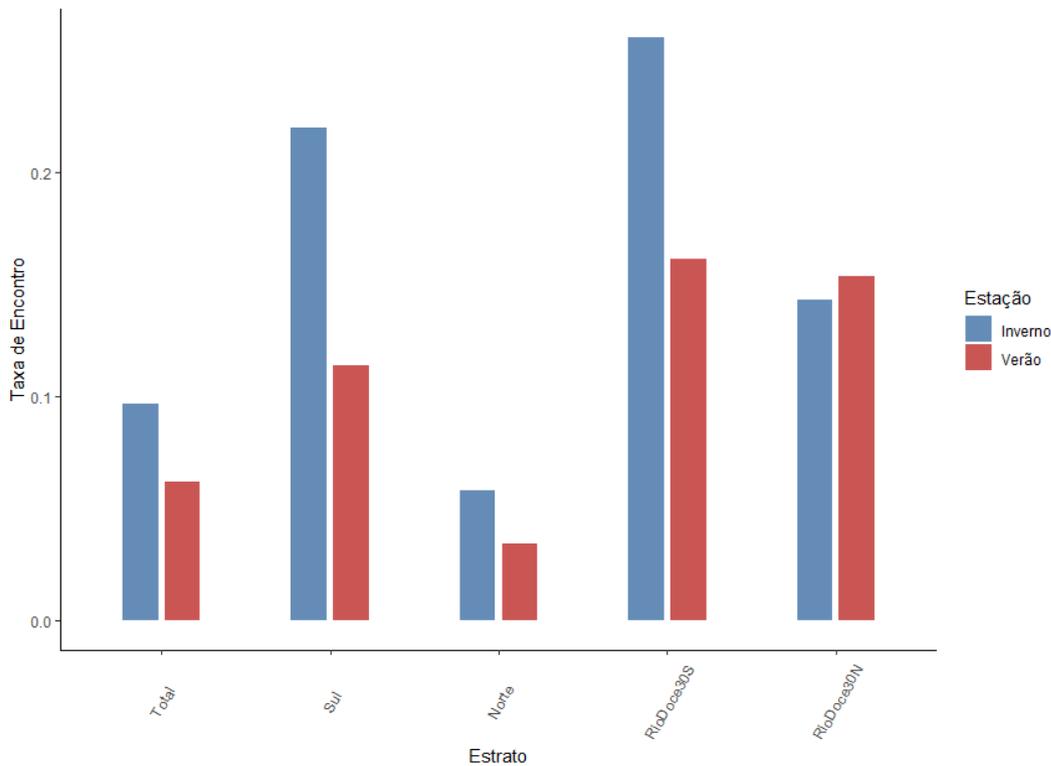


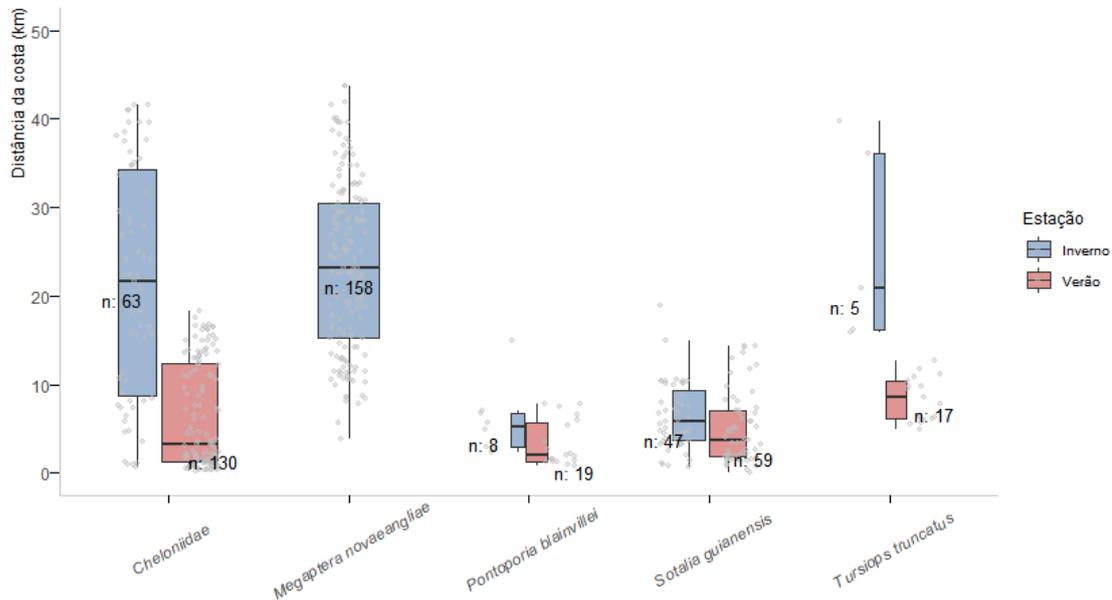
Figura 43: Taxa de encontro (TE) de aves marinhas pertencentes a família Sternidae, em cada um dos estratos, durante as estações de verão e inverno.



3.1.2.4 Padrões espaciais e temporais

Alguns resultados, principalmente aqueles relacionados as taxas de encontro, apresentaram padrões tanto espacial quanto temporal e foram abordados ao longo dos resultados de cada grupo. Com relação a distância da costa, é possível identificar que todos os grupos avistados estavam, na média, mais próximos a costa na amostragem de verão do que na de inverno (Figura 44), indicando a maior exposição dos grupos às áreas de maior concentração de metais pesados durante o verão. A influência de fatores abióticos (e.g., temperatura superficial da água) e bióticos (e.g., disponibilidade de presas) sobre o padrão observado será avaliada.

Figura 44: Número de grupos e distância da costa de cada grupo avistado (pontos cinza), sumarizados por estação amostrada. A mediana para cada grupo em cada estação é representada pela linha dentro dos limites do boxplot.



3.1.3 Associação com habitats bentônicos (ROV)

O monitoramento com ROV identificou os habitats sedimentares com ausência de macrobentos (ex. sedimentos finos e arenosos) como os dominantes na área de estudo devido a influência do grande aporte sedimentar oriundo do rio Doce (Aracruz até Conceição da Barra, com predomínio para a região de influência da foz do rio Doce (Vieira et al., 2019) (Figura 46). Por outro lado, os habitats dominados por organismos bentônicos (ex. habitats dominados por Chlorophyta, Chordata, Cnidaria, Ectoprocta, Mollusca, Porifera, Rhodophyta e Stramenopiles) estão majoritariamente associados a ecossistemas recifais (ex. bancos de rodólitos e recifes de corais) e a sedimento misto distantes da região de influência de aporte sedimentar do rio Doce ou em maiores profundidades na plataforma interna (ex. isóbata de 25m até os 40m de profundidade (Figura 45 e Figura 46).

Além disso, a pesar dos padrões sedimentares bem definidos para a plataforma continental interna do Espírito Santo, nossos resultados suportam a existência de variações na estrutura e composição dos habitats sedimentares, onde em uma mesma região podemos encontrar habitats dominados por sedimentos finos a poucos metros de habitats dominados por organismos bentônicos (ex. APA 1, 2 e 3). Tais variações em habitats sedimentares ocorrem naturalmente no ambiente devido a variações espaciais e temporais de correntes marinhas, processos de sedimentação e influências climáticas (Vieira et al., 2019), assim o uso de ROV possui um alto potencial para melhores definições de estrutura e composição de habitats bentônicos e demais aplicações para conservação de ecossistemas no antropoceno.

Figura 45: Análise de agrupamento dos pontos de monitoramento com ROV em relação à composição de macrobentos identificados em filós (Chlorophyta, Chordata, Cnidaria, Ectoprocta, Mollusca, Porifera, Rhodophyta e Stramenopiles). A – representa ausência de macrobentos nos vídeos. B – briozóários, esponjas e algas. C – predomínio de esponjas. D – predomínio de algas. E – algas e moluscos.

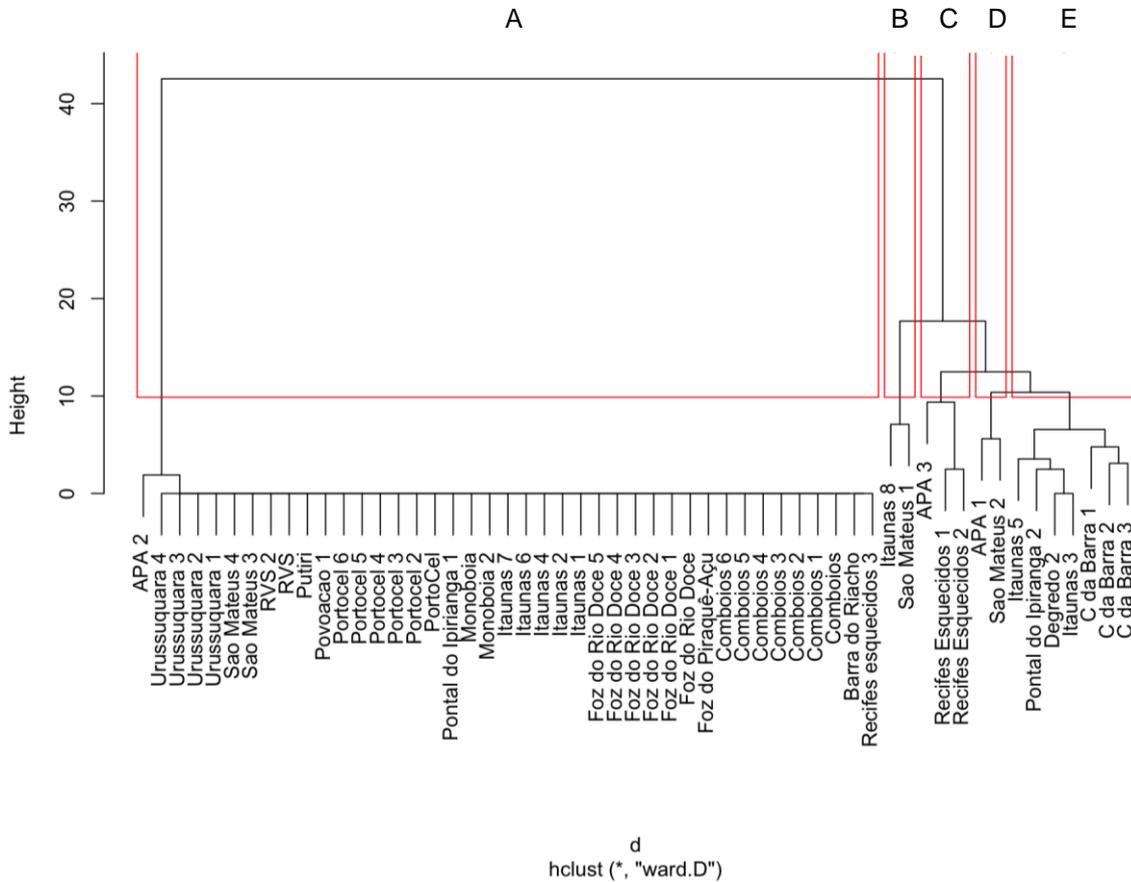
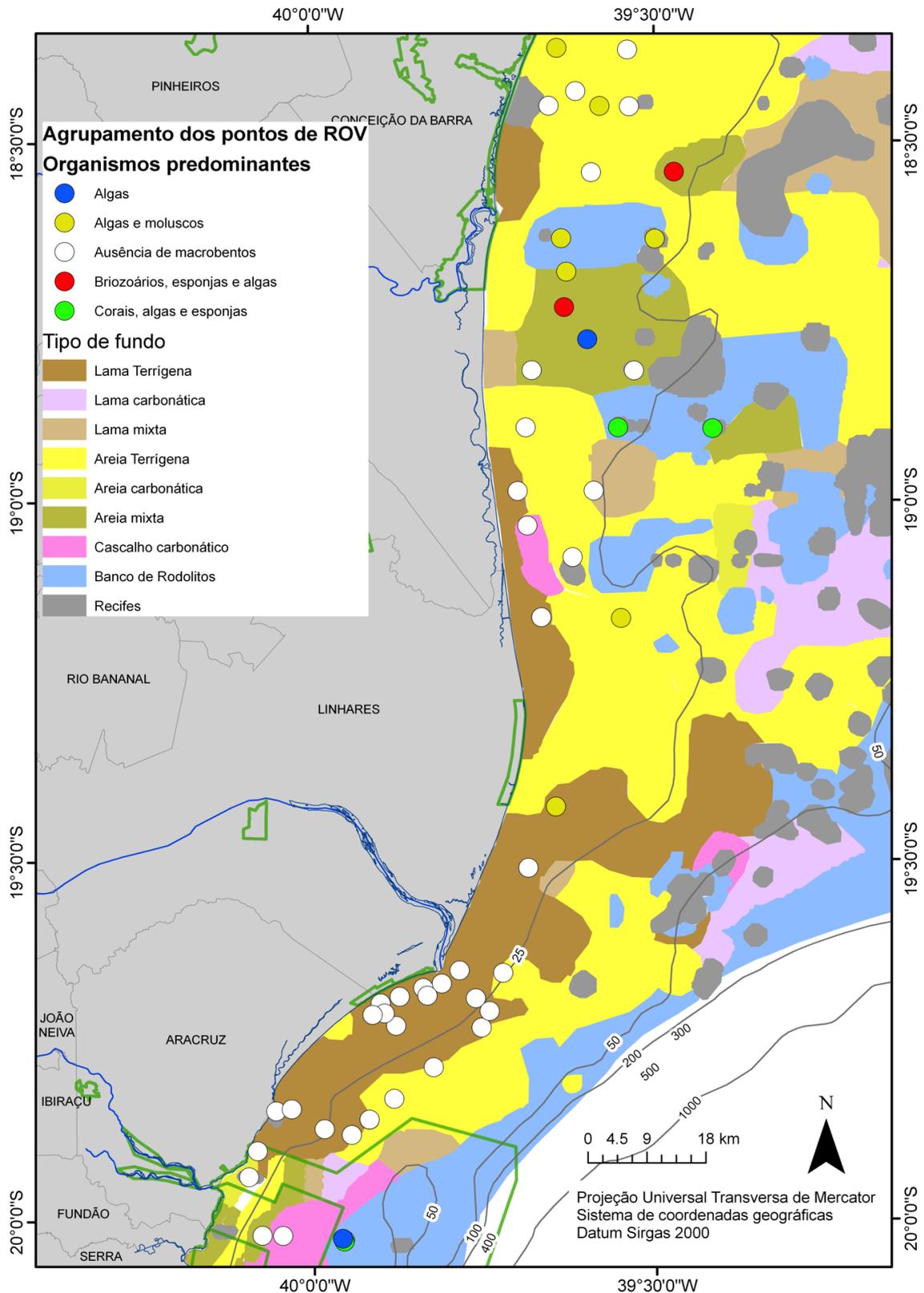


Figura 46: Agrupamento dos pontos de monitoramento com ROV em relação à composição dos filos predominantes. O mapa dos tipos de fundo foi obtido de Vieira et al. (2019).



3.1.4 Bioacústica de cetáceos

Foram realizadas 14 campanhas de amostragens, totalizando 529 horas e 10 minutos de navegação ao longo de 1663,140 milhas náuticas, com 329 horas e 40 minutos de registro acústico e 298 horas e 07 minutos de esforço visual (Tabela 2).

3.1.4.1 Registro visual

Durante o monitoramento visual ocorreram 64 avistagens (Figura 47), totalizando 73 grupos de golfinhos. Destes grupos, oito foram classificados visualmente como *Tursiops truncatus*, 51 como indivíduos da espécie *Sotalia guianensis* (Figura 48) e 14 não foi possível a identificação. As condições de avistagem se estabeleceram predominantemente em estado do mar 2 na escala Beaufort (54,80%) e altura das ondas de 0 a 2m. As imagens e filmagens aéreas com qualidade foram utilizadas para confirmar a identificação das espécies. Contudo, a aquisição de imagem por filmagem subaquática não se mostrou um método eficaz para o objetivo de observação comportamental dos animais neste projeto, visto que as condições de turbidez da água não permitiram uma visualização subaquática satisfatória.

Figura 47: Mapa das avistagens, blocos de detecção acústica de cetáceos e eventos acústicos localizados.

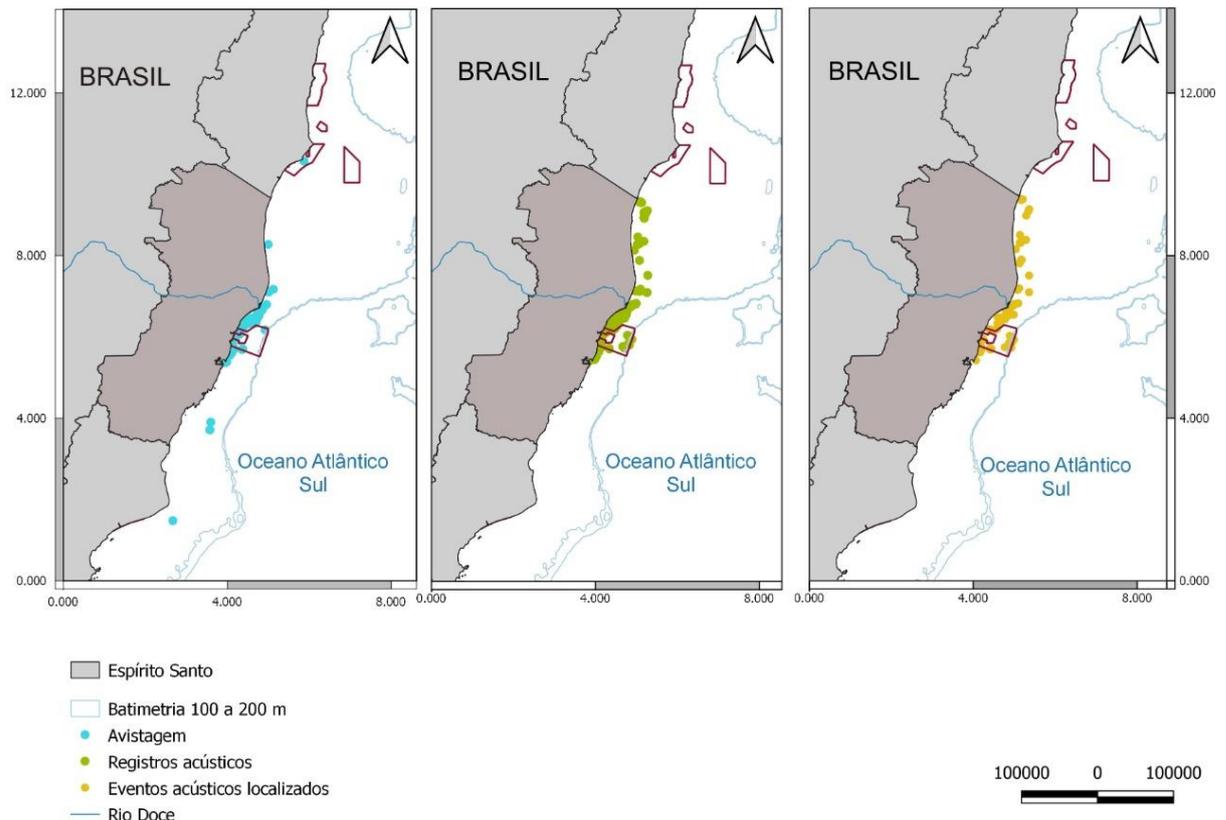


Figura 48: Foto das espécies *Tursiops truncatus* e *Sotalia guianensis*, respectivamente, registradas durante a etapa de campo do Anexo 6 - Projeto Megafauna/Bioacústica.



O tamanho de grupo variou entre 1 e 24 indivíduos, com presença de filhotes em parte destes grupos. A estatística descritiva geral e por espécie, referente à composição dos grupos, está indicada na Tabela 13.

Tabela 13: Estatística descritiva da composição de grupo referente ao registro visual de cetáceos. Média \pm desvio padrão; (mínimo - máximo); e coeficiente de variação.

	Tamanho de grupo	Número de filhotes
Geral	3,78 \pm 3,61 (1 - 24) 95,53	0,22 \pm 0,55 (0 - 2) 252,59
Tt	4,75 \pm 5,06 (1 - 15) 106,61	0,67 \pm 1,16 (0 - 2) 173,20
Sg	3,98 \pm 3,74 (1 - 24) 94,08	0,23 \pm 0,53 (0 - 2) 232,4
ni	2,39 \pm 0,87 (1 - 4) 36,47	0

Geral = todas as espécies; Tt = *Tursiops truncatus*; Sg = *Sotalia guianensis*; ni = não identificada.

Foram observados dez estados comportamentais, totalizando 90 eventos (em uma única avistagem pode ter sido registrado mais de um estado comportamental). Os comportamentos de deslocamento e natação foram apresentados em maior número, ambos com valor de 21,11%. Os estados comportamentais e suas respectivas quantificações estão apresentados na Tabela 14.

Tabela 14: Quantificação dos estados comportamentais observados durante o monitoramento visual de cetáceos. Número de eventos comportamentais (porcentagem).

Comportamento	Geral	Tt	Sg	Ni
<i>Bow riding</i>	3 (3,33)	3 (37,50)	0 (0)	0 (0)
Brincadeira	1 (1,11)	0 (0)	1 (1,52)	0 (0)
Deslocamento	19 (21,11)	0 (0)	18 (27,27)	1 (6,25)
Forrageio	16 (17,78)	1 (12,50)	15 (22,73)	0 (0)
Interação com ave	1 (1,11)	0 (0)	1 (1,52)	0 (0)
Natação	19 (21,11)	2 (25,00)	10 (15,15)	7 (43,75)
Salto	8 (8,89)	0 (0)	5 (7,58)	3 (18,75)
Socialização	2 (2,22)	0 (0)	2 (3,03)	0 (0)
<i>Splash</i>	2 (2,22)	0 (0)	2 (3,03)	0 (0)
Surfe	1 (1,11)	0 (0)	0 (0)	1 (6,25)
NA	18 (20,00)	2 (25,00)	12 (18,18)	4 (25,00)
Total	90 (100)	8 (100)	66 (100)	16 (100)

Geral = todas as espécies; Tt = *Tursiops truncatus*; Sg = *Sotalia guianensis*; ni = não identificada; NA = não amostrado.

3.1.4.2 Registro acústico

Foram detectados uma média de 8,77 encontros acústicos de cetáceos por campanha, realizadas em 1663,140 mn percorridos no total, resultando em uma taxa de encontro média de 0,69 detecções por milha náutica percorrida (Tabela 15).

Tabela 15: Taxa de encontro acústico de cetáceos por campanha, (transecção em milhas náuticas/número de registro acústico por transecto).

Campanha	Transecto	Distância percorrida (mn)	Número de registros (N)	DPUE (N/mn)
1	1	14,015	0	0,000
	2	22,837	0	0,000
	3	23,079	1	0,043
	4	22,608	0	0,000
	5	21,621	0	0,000
	6	21,257	0	0,000
	7	20,654	0	0,000
Total	7	146,071	1	0,007
2	-	-	-	-
3	1	23,076	1	0,043
	2	20,891	1	0,048
	3	22,309	0	0,000

Campanha	Transecto	Distância percorrida (mn)	Número de registros (N)	DPUE (N/mn)
	4	21,284	2	0,094
	5	14,547	0	0,000
	6	7,181	1	0,139
	7	7,929	0	0,000
	8	8,174	0	0,000
	9	12,808	0	0,000
	10	9,496	0	0,000
	11	13,032	1	0,077
	12	13,015	0	0,000
	13	7,518	0	0,000
	14	9,275	0	0,000
	15	9,474	0	0,000
	16	3,807	0	0,000
	17	4,197	0	0,000
	18	1,408	0	0,000
	19	5,002	0	0,000
	20	11,753	0	0,000
	21	8,676	0	0,000
	22	7,675	0	0,000
	23	7,733	0	0,000
	24	8,825	0	0,000
	25	10,353	1	0,097
	26	11,324	0	0,000
	27	6,174	0	0,000
Total	27	286,935	7	0,024
	[01]	17,936	0	0,000
	[02]	2,973	0	0,000
	[03]	0,659	0	0,000
	1	2,760	0	0,000
	2	3,115	0	0,000
	3	2,606	0	0,000
	4	1,802	0	0,000
	5	2,235	0	0,000
	6	2,409	0	0,000
	7	2,934	0	0,000
	8	2,852	0	0,000
	9	2,977	1	0,336
	10	21,920	3	0,137
	11	20,982	0	0,000

Campanha	Transecto	Distância percorrida (mn)	Número de registros (N)	DPUE (N/mn)
	12	12,787	0	0,000
	13	11,977	0	0,000
	14	15,116	0	0,000
	15	11,032	1	0,091
	16	1,626	0	0,000
	17	13,572	0	0,000
	18	10,672	0	0,000
	[04]	20,036	0	0,000
Total	22	184,979	5	0,027
5	1	4,020	0	0,000
	2	3,177	1	0,315
	3	2,844	1	0,352
	4	3,648	0	0,000
	5	4,674	1	0,214
	6	3,517	1	0,284
	7	6,052	1	0,165
	8	7,188	1	0,139
	9	8,295	2	0,241
	10	8,374	0	0,000
	11	3,319	0	0,000
	12	9,152	0	0,000
Total	12	64,259	8	0,124
6	[01]	11,439	0	0,000
	1	2,467	0	0,000
	2	3,291	0	0,000
	3	4,376	0	0,000
	4	3,042	0	0,000
	5	4,642	0	0,000
	6	3,042	0	0,000
	7	5,889	0	0,000
	8	3,450	0	0,000
	9	6,572	0	0,000
	10	5,590	0	0,000
	11	10,814	0	0,000
	12	2,257	0	0,000
	[02]	1,766	0	0,000
	[03]	2,640	0	0,000
	[04]	4,208	0	0,000
	[05]	15,699	0	0,000

Campanha	Transecto	Distância percorrida (mn)	Número de registros (N)	DPUE (N/mn)
Total	17	91,184	0	0,000
7	1	18,372	0	0,000
	2	7,836	0	0,000
	3	8,902	0	0,000
	4	14,579	0	0,000
	5	10,048	0	0,000
	6	10,680	0	0,000
	7	9,907	6	0,606
	8	9,614	2	0,208
	9	6,125	0	0,000
	10	6,053	0	0,000
	11	9,465	0	0,000
	12	9,555	0	0,000
	13	12,287	0	0,000
	14	10,879	4	0,368
	15	11,101	5	0,450
	16	2,202	0	0,000
Total	16	157,608	17	0,108
8	1	21,522	0	0,000
	2	21,872	3	0,137
	3	22,149	1	0,045
	4	20,863	0	0,000
	5	3,221	0	0,000
	6	8,342	0	0,000
	7	8,182	2	0,244
	8	5,215	1	0,192
	9	4,301	0	0,000
	10	4,323	0	0,000
	11	6,163	0	0,000
	12	7,054	0	0,000
Total	12	133,208	7	0,053
9	0	1,990	0	0,000
	1	2,446	0	0,000
	2	1,265	0	0,000
	3	2,218	0	0,000
	4	1,521	0	0,000
	5	5,039	0	0,000
	6	3,008	0	0,000
7	2,298	0	0,000	

Campanha	Transecto	Distância percorrida (mn)	Número de registros (N)	DPUE (N/mn)
	8	3,961	0	0,000
	9	2,128	0	0,000
	10	3,079	0	0,000
	11	2,106	1	0,475
	12	4,135	0	0,000
Total	13	35,195	1	0,028
10	[01]	4,445	3	0,675
	1	21,672	0	0,000
	2	20,773	0	0,000
	3	19,963	0	0,000
	4	20,494	0	0,000
Total	5	87,346	3	0,034
11	[01]	10,755	3	0,279
	1	28,974	0	0,000
	2	14,039	0	0,000
	3	19,651	3	0,153
	4	16,782	4	0,238
	5	9,362	0	0,000
	6	16,303	0	0,000
	7	10,515	1	0,095
	8	11,447	0	0,000
	9	16,934	1	0,059
	10	9,743	2	0,205
	11	14,989	0	0,000
	12	8,842	1	0,113
	13	16,127	0	0,000
	14	10,886	2	0,184
	15	19,190	0	0,000
	16	10,647	1	0,094
17	16,976	2	0,118	
Total	18	262,162	20	0,076
12	1	18,798	2	0,106
	2	9,453	1	0,106
	3	26,109	0	0,000
Total	3	54,361	3	0,055
13	[01]	8,052	2	0,248
	1	6,653	3	0,451
	2	4,091	0	0,000
	3	2,452	0	0,000

Campanha	Transecto	Distância percorrida (mn)	Número de registros (N)	DPUE (N/mn)
	4	3,581	0	0,000
	5	2,911	1	0,343
	6	6,873	3	0,436
	7	1,452	0	0,000
	8	11,697	0	0,000
	9	7,312	4	0,547
	10	13,566	2	0,147
	11	7,801	4	0,513
	12	25,098	0	0,000
Total	13	101,538	19	0,187
14	1	1,214	0	0,000
	2	3,061	0	0,000
	3	3,500	0	0,000
	4	3,411	0	0,000
	5	4,791	0	0,000
	6	6,226	0	0,000
	7	7,692	0	0,000
	8	9,976	16	1,604
	9	6,334	2	0,316
	10	4,690	3	0,640
	11	7,399	2	0,270
Total	11	58,295	23	0,395
Total geral	176	1663,140	114	0,069

Os transectos representados entre colchetes correspondem àqueles percorridos, porém não planejados previamente. A campanha 2, apesar de realizada, foi assumida como traslado entre Caravelas (BA) e Vitória (ES), uma vez que não houve registro acústico devido à utilização contínua do motor. DPUE = detecção por unidade de esforço.

3.1.4.2.1 Localização

Foram gerados 11.938 arquivos de áudio, registrados utilizando matrizes de arrasto e 13 arquivos gravados com hidrofone estático. Destes, foram extraídos 127 pontos de detecção (Figura 47) estimados pelo *LTSA*, os quais, após inspecionados no programa *Raven 1.5*, possibilitaram a identificação estrutural dos sons, conforme identificados na Tabela 16.

Tabela 16: Quantificação dos tipos de sons de cetáceos registrados, identificados estruturalmente após inspeção aural e visual no programa *Raven*.

Tipo de som		Número de registros
Pulsados	Cliques	2759
	Cadeias de cliques	267
	Chamados	6
	Explosivos	187
Tonais	Assobios	975
Total		4194

Foram extraídos 57 blocos de detecção, dos quais 50 foram confirmadas a presença de cadeias de cliques. Das 267 detecções de cadeias de cliques, 148 foram localizadas espacialmente (Figura 47). A distância perpendicular média (dp) de cada localização em relação à transecção foi estimada, para as 35 cadeias identificadas como de boto-cinza (*Sotalia guianensis*), em 397,697m (desvio padrão, $sd=977,722m$), para as 27 cadeias de golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) estimadas em 306,419m ($sd=377,385m$) para toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em 87,424m ($sd=102,203m$) estimados a partir de nove cadeias identificadas. Também foram localizados eventos em que não foi possível a identificação da espécie que produziu os cliques ($N=26$, $dp=391,395m$, $sd=412,309m$) e a localização de que não apresentaram qualidade mínima necessária para entrar no processo de classificação das espécies ($N=48$, $dp=402,970m$, $sd=718,705m$).

Os parâmetros acústicos extraídos dos sons pulsados: cliques, explosivos e chamados, bem como para os assobios estão apresentados nas Tabela 17, Tabela 18, Tabela 19,

Tabela 20 e Tabela 21. Imagens espectrais destes sinais acústicos são apresentadas na Figura 49. Na análise dos parâmetros acústicos dos cliques foram considerados apenas aqueles que não atingiram o limite máximo de amostragem de frequência do sistema acústico.

Tabela 17: Estatística descritiva dos parâmetros acústicos dos cliques emitidos pelos cetáceos. Média \pm desvio padrão; (mínimo - máximo); e coeficiente de variação.

	FMin (kHz)	FMax (kHz)	PF (kHz)	BW 3dB (kHz)	BW 10dB (kHz)	SPL (dB)
Geral (N=2297)	33,56 \pm 30,97 (6,81 - 150,77) 92,28	166,39 \pm 27,31 (69,96 - 249,48) 16,41	78,85 \pm 25,32 (7,76 - 201,52) 32,11	19,08 \pm 12,05 (3,88 - 99,35) 63,14	67,24 \pm 34,07 (6,29 - 333,83) 50,67	109,57 \pm 13,12 (62,11 - 131,02) 11,97
Sg (N=1049)	23,85 \pm 5,01 (8,17 - 32,86) 20,99	165,48 \pm 24,81 (86,96 - 249,48) 14,99	71,31 \pm 10,84 (22,59 - 200,19) 15,20	20,01 \pm 10,25 (4,01 - 95,51) 51,24	70,19 \pm 25,18 (6,88 - 231,29) 35,88	113,08 \pm 7,83 (95,49 - 130,61) 6,93
Tt (N=702)	21,41 \pm 5,64 (6,81 - 32,77) 26,35	169,44 \pm 30,61 (69,96 - 221,41) 18,06	71,62 \pm 13,32 (20,41 - 151,61) 18,60	19,34 \pm 14,45 (3,88 - 99,35) 74,71	70,58 \pm 44,10 (6,29 - 223,06) 62,48	114,40 \pm 11,31 (93,40 - 131,00) 9,89
Pb (N=260)	116,81 \pm 18,53 (93,43 - 150,77) 15,86	165,80 \pm 19,91 (147,09 - 209,41) 12,01	139,03 \pm 21,09 (96,57 - 20,15) 15,17	17,27 \pm 11,08 (4,30 - 53,08) 64,33	51,79 \pm 30,08 (6,44 - 333,83) 58,07	83,73 \pm 5,19 (62,11 - 100,59) 6,19
ni (N=286)	10,14 (7,28 - 54,12) 43,60	162,74 \pm 32,25 (84,94 - 222,09) 19,82	69,56 \pm 12,80 (7,76 - 125,08) 18,41	16,74 \pm 12,07 (4,09 - 77,44) 72,12	62,24 \pm 33,30 (6,57 - 188,18) 53,50	108,31 \pm 10,40 (93,37 - 131,02) 9,60

Geral = todas as espécies; Sg = *Sotalia guianensis*; Tt = *Tursiops truncatus*; Pb = *Pontoporia blainvillei*; ni = espécie não identificada; FMin = frequência mínima; FMax = frequência máxima; PF= frequência pico; BW 3dB = largura de banda a 3dB; BW 10dB = largura de banda a 10 dB; SPL = nível de pressão sonora (*sound pressure level*); kHz = quilo-hertz; dB = decibéis; N = número de cliques.

Tabela 18: Estatística descritiva dos parâmetros acústicos dos sons pulsados explosivos emitidos pelos cetáceos. Média \pm desvio padrão; (mínimo - máximo); e coeficiente de variação.

	FMin (kHz)	FMax (kHz)	DF (kHz)	PF (kHz)	FC (kHz)	DUR (s)
Geral (N=187)	21,69 \pm 13,28 (0 - 60,09) 61,20	166,74 \pm 41,85 (68,28 - 249,04) 25,10	145,05 \pm 47,14 (32,50 - 245,75) 32,50	70,33 \pm 24,16 (7,32 - 200,20) 34,36	69,33 \pm 12,05 (17,09 - 111,33) 17,37	0,12 \pm 0,20 (0,01 - 1,80) 163,35

	FMin (kHz)	FMax (kHz)	DF (kHz)	PF (kHz)	FC (kHz)	DUR (s)
Sg (N=73)	20,85 ± 14,27 (3,86 - 60,09) 68,44	168,36 ± 41,27 (68,28 - 249,04) 24,51	147,52 ± 44,80 (37,45 - 234,67) 30,37	73,20 ± 32,92 (7,32 - 200,20) 30,37	69,40 ± 13,65 (17,09 - 99,12) 19,66	0,10 ± 0,15 (0,01 - 0,86) 141,71
ni (N=114)	22,23 ± 12,64 (0 - 58,89) 56,83	165,70 ± 42,37 (74,12 - 248,94) 25,57	143,46 ± 48,70 (32,50 - 245,75) 33,95	68,13 ± 13,99 (9,28 - 113,77) 20,54	69,29 ± 10,73 (39,55 - 111,33) 15,49	0,13 ± 0,22 (0,02 - 1,80) 170,08

Geral = todas as espécies; Sg = *Sotalia guianensis*; ni = espécie não identificada; FMin = frequência mínima; FMax = frequência máxima; DF = variação de frequência; PF = frequência pico; FC = frequência central; DUR = duração; kHz = quilohertz; s = segundos; N = número de sons pulsados explosivos.

Tabela 19: Estatística descritiva dos parâmetros acústicos dos assobios emitidos pelos cetáceos. Média ± desvio padrão; (mínimo - máximo); e coeficiente de variação.

	FMin (KHz)	FMax (KHz)	DF (KHz)	PF (KHz)	FC (KHz)	FI (KHz)	FF (KHz)	DUR (s)	PI
Geral (N=975)	8,69 ±4,10 (0,87 - 46,30) 47,17	15,80 ±6,54 (2,04 - 49,41) 41,42	7,29 ±5,35 (0,37 - 28,57) 73,30	10,93 ±5,08 (0,98 - 7,24) 46,45	11,36 ±4,83 (1,22 - 47,49) 42,47	9,22 ±4,32 (0,87 - 46,82) 46,86	15,12 ±6,67 (1,34 - 49,15) 44,11	0,26 ±0,27 (0,02- 3,32) 103,07	0,69 ±1,07 (0 - 10) 155,86
Sg (N=270)	8,89 ±4,34 (2,91 - 46,30) 48,82	15,02 ±5,83 (4,47 - 49,41) 38,78	6,14 ±4,56 (0,56 - 26,59) 74,33	10,70 ±4,69 (3,56 - 47,24) 43,80	11,03 ±4,57 (4,15 - 47,49) 41,48	9,56 ±4,69 (2,81 - 46,82) 49,05	14,68 ±5,76 (4,26 - 49,15) 39,23	0,19 ±0,13 (0,02 - 1,00) 70,29	0,60 ±0,96 (0 - 8) 158,60
Tt (N=23)	6,05 ±2,84 (2,43 - 12,33) 46,96	13,78 ±4,14 (4,44 - 20,84) 30,06	7,73 ±5,06 (0,84 - 15,49) 65,38	9,92 ±4,44 (3,56 - 7,25) 44,77	9,61 ±3,24 (4,13 - 17,25) 33,70	8,60 ±3,49 (3,50 - 16,62) 40,58	8,33 ±5,23 (2,24 - 19,12) 62,72	0,81 ±0,62 (0,11 - 2,81) 75,86	1,52 ±2,29 (0 - 10) 150,73

	FMin (KHz)	FMax (KHz)	DF (KHz)	PF (KHz)	FC (KHz)	FI (KHz)	FF (KHz)	DUR (s)	PI
ni (N=682)	8,73 ±4,01 (0,87 - 32,61) 45,91	16,24 ±6,83 (2,04 - 40,10) 42,06	7,80 ±5,58 (0,37 - 28,57) 71,52	11,13 ±5,27 (0,98 - 40,04) 47,32	11,65 ±4,98 (1,22 - 33,20) 42,77	9,14 ±4,19 (0,87 - 32,90) 45,82	15,60 ±6,91 (1,34 - 40,10) 44,30	0,27 ±0,27 (0,01 - 3,32) 100,18	0,70 ±1,03 (0 - 8) 48,82

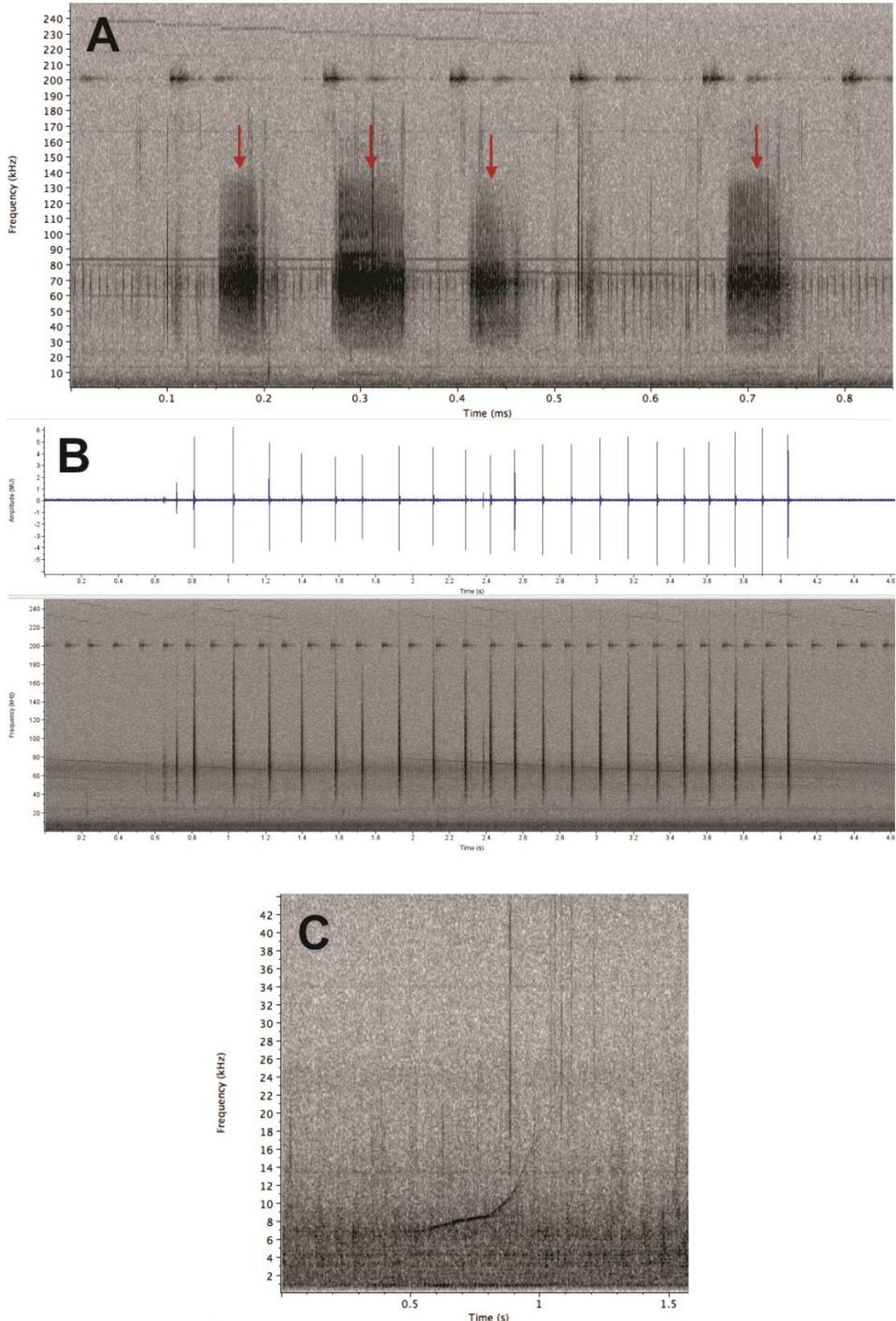
Geral = todas as espécies; Sg = *Sotalia guianensis*; Tt = *Tursiops truncatus*; ni = espécie não identificada; FMin = frequência mínima; FMax = frequência máxima; DF = variação de frequência; PF = frequência pico; FC = frequência central; FI = frequência inicial; FF = frequência final; DUR = duração; PI = número de pontos de inflexão; kHz = quilo-hertz; s = segundos; N = número de assobios.

Tabela 20: Quantificação da frequência relativa do contorno visual dos assobios de cetáceos registrados.

	A	D	AD	DA	C	MULT
Geral (N=975)	52,10	2,26	10,15	17,64	2,56	15,28
Sg (N=270)	54,07	1,48	4,44	24,07	3,33	12,59
Tt (N=23)	13,04	17,39	34,78	0	8,70	26,09
ni (N=682)	52,64	2,05	11,58	15,69	2,05	15,98

A = ascendente; D = descendente; AD = ascendente - descendente; DA = descendente - ascendente; C = constante; MULT = múltiplo; N= número de assobios.

Figura 49: Representação espectral dos diferentes tipos de sinais acústicos produzidos por odontocetos: A) Sons pulsados explosivos; B) Cliques de ecolocalização; C) Assobios.



Dos 6 chamados registrados, a representação no espaço multivariado (Figura 50) confirmou a identificação de um dos chamados como sendo de *O. orca*, e os demais permaneceram não identificados (erro=7,8%; Wilks' $\lambda=0,2$; $F=13,9$; $p<0,001$). A localização desta espécie ocorreu no limite mais oceânico da Unidade de Conservação, Área de Proteção Ambiental Costa das Algas (Figura 51).

Figura 50: Espaço multivariado gerado pela Análise de Função Discriminante entre: ni = chamados não identificados; *Orcinus orca*_ES = chamado de orca confirmado pela discriminante; *Orcinus orca* = chamados de orca provenientes do banco de dados do LABEC/UFJF.

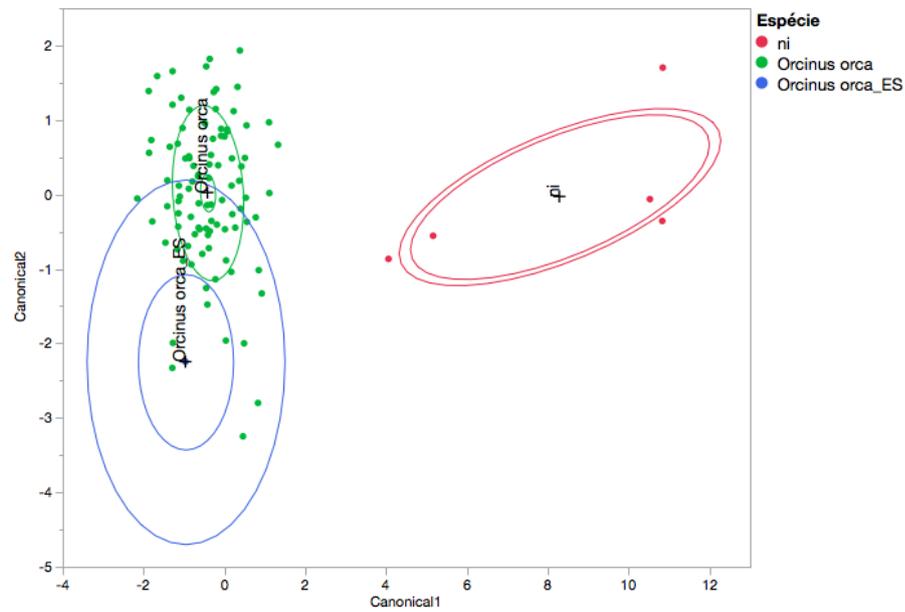


Figura 51: Mapa da localização da embarcação no momento em que os chamados de orca (*Orcinus orca*) e de espécie não identificada (ni) foram registrados pelo Anexo 6 - Projeto Megafauna/Bioacústica.

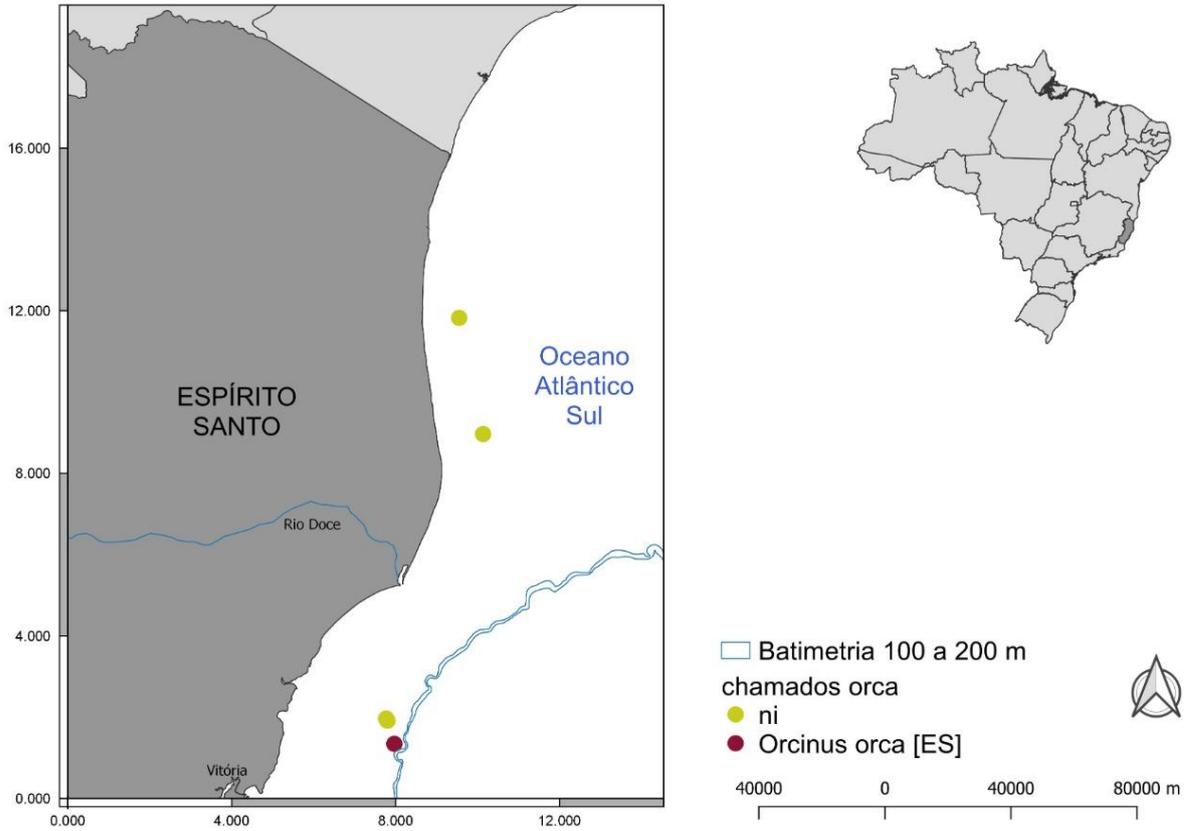


Tabela 21: Estatística descritiva dos parâmetros acústicos dos chamados emitidos pelos cetáceos. Média \pm desvio padrão; (mínimo - máximo); e coeficiente de variação.

	FMin (KHz)	FMax (KHz)	DF (KHz)	PF (KHz)	FC (KHz)	DUR (s)	IBI	IBM	IBF
Geral (N = 6)	3,68 \pm 2,54 (0,69 - 7,35) 68,85	14,051 \pm 9,16 (2,14 - 30,48) 68,85	10,37 \pm 8,38 (1,45 - 25,54) 36,51	6,834 \pm 3,73 (0,843 - 11,23) 80,86	7,33 \pm 3,95 (1,03 - 11,72) 54,55	0,35 \pm 0,13 (0,16 - 0,52) 5,18	2,87 \pm 3,82 (0,208 - 9,96) 53,84	2,57 \pm 3,52 (0,21 - 9,41) 132,99	2,64 \pm 3,11 (0,32 - 8,23) 136,91
Oo (N = 1)	0,69	2,14	1,45	0,84	1,03	0,52	0,44	0,67	0,71
ni (N = 5)	4,28 \pm 2,31 (1,23 - 7,35) 54,03	1,64 \pm 7,89 (12,19 - 30,47) 48,03	12,15 \pm 7,99 (5,29 - 25,54) 65,83	8,03 \pm 2,57 (4,39 - 11,23) 31,99	8,59 \pm 2,75 (5,13 - 11,72) 32,02	0,31 \pm 0,11 (0,16 - 0,44) 34,10	3,36 \pm 4,05 (0,21 - 9,96) 120,79	2,95 \pm 3,79 (0,21 - 9,41) 128,58	3,03 \pm 0,31 (0,31 - 8,23) 109,51

Geral = todas as espécies; Oo = *Orcinus orca*; ni = espécie não identificada; FMin = Frequência mínima; FMax = Frequência máxima; DF= variação de frequência; PF= frequência pico; FC = frequência central; DUR = duração; IIB = intervalo inicial entre bandas; IMB = intervalo mediano entre bandas; IFB = intervalo final entre bandas; kHz = quilo-Hertz; s = segundos; N= número de chamados.

Classificação de espécies através de registros acústicos

A árvore de classificação de cliques Figura 52 A, B, C, D) resultou em 19 ramos terminais e 40,0% de erros de classificação (Tabela 22). A porcentagem de partições para cada parâmetro acústico foi de 38,8% para frequência de banda a 3dB, 34,9% para frequência pico e 26,3% para frequência de banda a 10dB. Através da matriz de validação (Tabela 23) verificamos que 26,0% (N=411; 21,8%) dos cliques permaneceram não identificados, 41,6% foram classificados como sendo de *Sotalia guianensis* e 32,4% como sendo de *Tursiops truncatus*.

Figura 52: Árvore geral de classificação de cliques de *Sotalia guianensis* (Sg), *Tursiops truncatus* (Tt) e espécie não identificada (ni) por avistagem. A - Ramos iniciais; B, C, D, E - Detalhamentos dos nós 3, 28, 32 e 35, respectivamente.

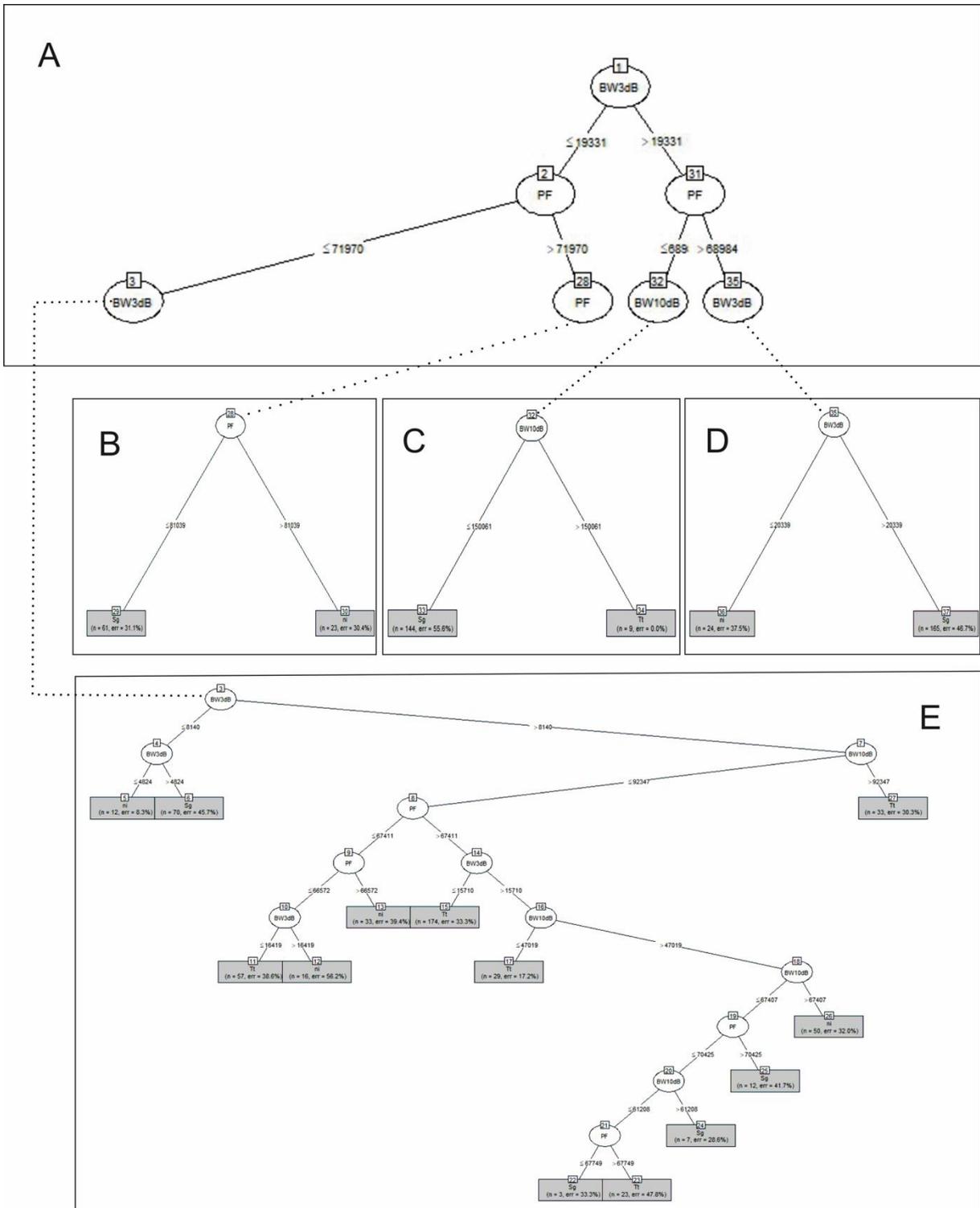


Tabela 22: Classificação de cliques, número de modelos gerados (trial), tamanho da árvore e erros de classificação associados.

Trial	Tamanho	Erro %
0	58	32,0
1	38	32,5
2	23	41,1
3	19	44,4
4	19	40,0

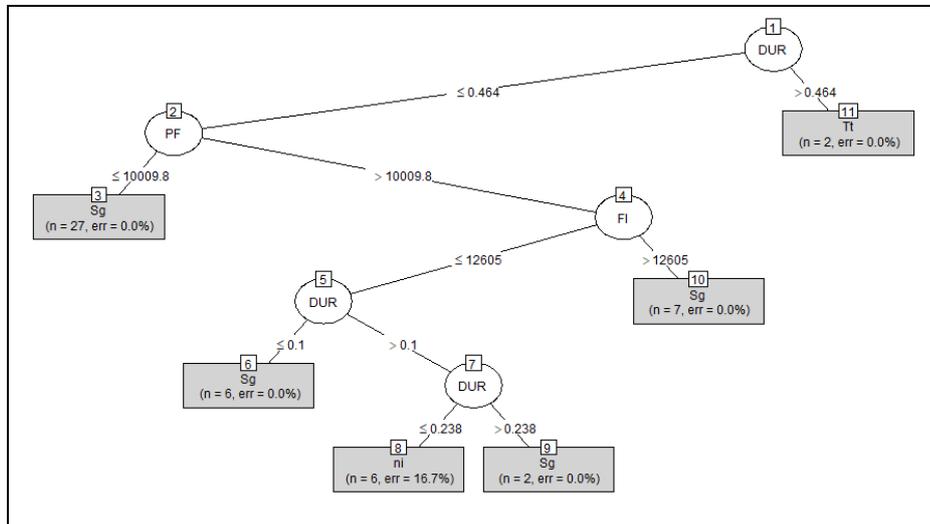
Tabela 23: Matrizes de validação da análise de classificação (em %) de clique, assobios e análise integrada (cliques+assobios) para *Sotalia guianensis*, *Tursiops truncatus* e espécie não identificada por avistagem.

	Cliques (N=1887)			Assobios (N=303)			Análise integrada (N=249)		
	ni	Sg	Tt	ni	Sg	Tt	ni	Sg	Tt
ni	26,0	41,6	32,4	6,7	90,0	3,3	67,4	18,6	14,0
Sg	13,5	59,2	27,3	1,0	96,0	3,0	44,6	28,6	26,8
Tt	7,1	25,1	67,8	0,0	28,6	71,4	57,5	2,5	40,0

Sg = *Sotalia guianensis*; Tt = *Tursiops truncatus*; ni = espécie não identificada; N = número de vocalizações.

A árvore de classificação de assobios (Figura 53) resultou em 6 ramos terminais e 2,0% de erros de classificação (Tabela 24). Os três principais parâmetros eleitos pelo algoritmo foram duração com 30,5% das partições, frequência mínima com 12,6% e frequência pico com 10,5%. A matriz de validação (Tabela 25) mostrou que 6,7% (N=8) dos assobios permaneceram não identificados, 90,0%.

Figura 53: Árvore de classificação de assobios de *Sotalia guianensis* (Sg), *Tursiops truncatus* (Tt) e espécie não identificada (ni) por avistagem.



DUR = Duração; PF = frequência pico; Fi = Frequência inicial.

Tabela 24 : Classificação de assobios, número de modelos gerados (trial), tamanho da árvore e erros de classificação associados.

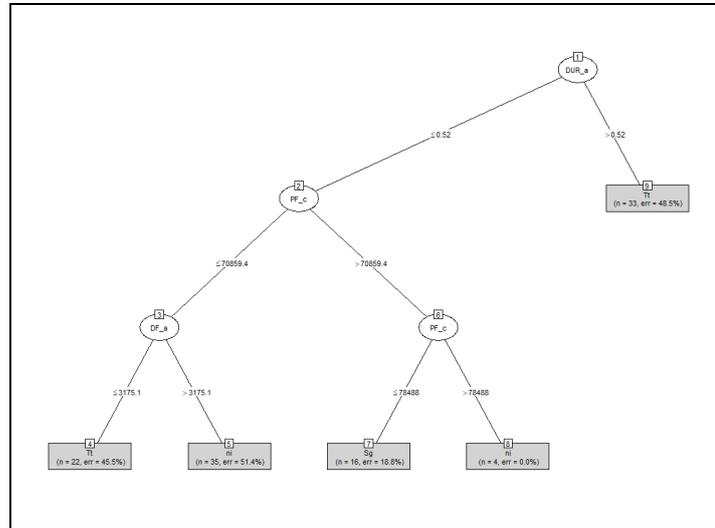
Trial	Tamanho	Erro %	Trial	Tamanho	Erro %
0	4	4	16	4	4
1	2	16	17	4	8
2	4	4	18	3	8
3	3	6	19	5	4
4	5	6	20	4	4
5	4	16	21	5	2
6	4	10	22	5	8
7	3	8	23	5	8

Trial	Tamanho	Erro %	Trial	Tamanho	Erro %
8	3	22	24	2	12
9	5	2	25	4	6
10	4	4	26	3	6
11	4	2	27	4	10
12	4	14	28	5	14
13	5	14	29	3	10
14	4	14	30	3	12
15	4	14	31	6	2

A árvore de classificação integrada (Figura 54) resultou em 5 ramos terminais e 38,2% de erros de classificação (Tabela 25). Os três principais parâmetros eleitos pelo algoritmo foram frequência pico do clique com 25,5% das partições, duração do assobio com 20,0% e frequência de banda a 3dB com 12,7%. A matriz de validação (Tabela 23) mostrou que 67,4% (N=26) das vocalizações permaneceram não identificadas, 18,6% foram classificadas como sendo de *Sotalia guianensis* e 14,0% como sendo de *Tursiops truncatus*.

Corroborando Amorim et al. (2019), a análise integrada dos parâmetros acústicos proporciona um poder de classificação maior, resultando em separação evidente entre as espécies *Tursiops truncatus* e *Sotalia guianenses*.

Figura 54: Árvore de classificação integrada (cliques+assobios) de *Sotalia guianensis* (Sg), *Tursiops truncatus* (Tt) e espécie não identificada (ni) por avistagem.



DUR_a - Duração do assobio, PF_c - frequência pico do click, DF_a - Variação de frequência do assobio.

Tabela 25: Classificação integrada (cliques+assobios), número de modelos gerados (trial), tamanho da árvore e erros de classificação associados.

Trial	Tamanho	Erro %
0	9	24,5
1	7	32,7
2	5	37,3
3	7	30,9
4	7	33,6
5	6	33,6
6	8	43,6
7	4	38,2
8	7	37,3
9	5	38,2

Uso do hábitat

A área de estudo foi subdividida em um total de 106 quadriculas. Destas, em 28,30% foram registrados encontros acústicos. Em média, os encontros acústicos (n= 148 eventos localizados) foram registrados

em quadrículas 7834141,75 m de latitude (min-max: 7754812,21 a 7965000 m; DP: 60405,06 m; CV: 0,77%) a 12423,09 m da costa (min-max: 1319,32 a 41239,15 m; DP: 10234,79 m; CV: 82,38%) e em profundidades de 5 a 934 m (média: 53,10 m; DP: 166,94; CV: 314,39%), com 90% ocorrendo até a isobata de 50 m. Os resultados referentes a cada espécie identificada são apresentados na Tabela 26.

Tabela 26: Análise descritiva da distribuição das espécies em relação às variáveis: distância à costa, profundidade e latitude. Média \pm desvio padrão; (mínimo - máximo); e coeficiente de variação.

Espécie*	Número de Quadrículas	Distância à costa (m)	Profundidade (m)	Latitude (° S)
Sg (N = 35)	20	13353,40 \pm 11715,41 (1319,32 - 41239,15) 87,73	68,85 \pm 204,17 (5 - 934) 296,53	7828393,92 \pm 62246,58 (7754812,21 - 7955000) 0,79
Tt (N = 27)	14	12795,31 \pm 7730,11 (1319,39 - 37138,59) 60,41	24,57 \pm 16,88 (5 - 60) 68,69	7826312,50 \pm 58896,95 (7764350,25 - 7965000) 0,75
Pb (N = 12)	4	10264,66 \pm 1974,24 (1817,73 - 11553,27) 19,23	18,25 \pm 9,32 (8 - 28) 51,08)	7819105,57 \pm 4847,29 (7814997 - 7824440,75) 0,06
ni (N = 26)	13	10887,15 \pm 7919,9 (1319, 32 - 32324,9) 72,74	24,15 \pm 313,38 (5 - 58) 55,41	7827232,68 \pm 50560,17 (7774609,71 - 7925000) 0,64

Sg = *Sotalia guianensis*; Tt = *Tursiops truncatus*; Pb = *Pontoporia blainvillei*; ni = espécie não identificada; m = metros; ° S = grau decimal, latitude Sul. *Um total de 48 eventos acústicos localizados não foi possível participar do processo de classificação das espécies, devido a qualidade das cadeias de cliques.

O teste de Wilcoxon, não indicou diferença significativa (Superfície: V = 1371, p-value = 0,065; Meio: V = 1822, p-value = 0,870; Fundo: V = 1853, p-value = 0,763), entre os valores extraídos a partir da interpolação correspondente a turbidez (adotada como modelo), quando gerada a partir dos dados coletados mensal e trimestralmente (média dos valores obtidos considerando os dados coletados entre os meses de março e maio de 2019). Assim, para a modelagem do uso do habitat foram adotados os valores resultantes da interpolação trimestral.

Como a variável resposta (encontros acústicos por espécie) e os resíduos do modelo apresentaram distribuição não normal na etapa de análise exploratória, foram ajustados oito MLGs, considerando apenas variáveis explicativas não correlacionadas (Tabela 27).

Tabela 27: Coeficientes de correlação de Spearman para as variáveis explicativas.

	Latitude	Batimetria	Distância à costa	Salinidade	Oxigênio	Temperatura	Turbidez
Latitude	1,000	-0,579	-0,368	-0,699	-0,508	0,820	0,696
Batimetria	-0,579	1,000	0,912	0,528	0,297	-0,354	-0,633
Distância à costa	-0,340	0,912	1,000	0,477	0,134	-0,056	-0,523
Salinidade	-0,701	0,528	0,477	1,000	0,326	-0,500	-0,901
Oxigênio	-0,519	0,297	0,134	0,326	1,000	-0,426	-0,508
Temperatura	0,830	-0,354	-0,056	-0,500	-0,426	1,000	0,593
Turbidez	0,698	-0,633	-0,523	-0,901	-0,508	0,593	1,000

Latitude e turbidez apresentaram o maior número de colinearidade (coeficiente de correlação de Spearman maior que $|r| > 0,6$), sendo a primeira positiva em relação à temperatura e turbidez, e negativa em relação à salinidade; e a turbidez negativa à batimetria e à salinidade. A maior correlação positiva observada foi entre batimetria e distância à costa. Já a maior correlação negativa esteve entre turbidez e salinidade.

A partir deste resultado, foi possível gerar quatro modelos incluindo apenas variáveis explicativas não-colineares. Considerando a sobredispersão da variável resposta e que esta corresponde a dados de contagem, o modelo escolhido foi o Binomial Negativo.

Para cada modelo as variáveis foram testadas num processo passo a passo (StepAIC), avaliando se a inclusão de variáveis explicativas adicionais seria relevante para justificar sua adoção. Se comparadas ao modelo mais simples. O Critério de Informação de Akaike (AIC) foi utilizado como base para a escolha do modelo melhor ajustado.

Esse processo foi realizado individualmente considerando as espécies identificadas a partir do processo de classificação dos cliques de ecolocalização: boto-cinza (*Sotalia guianensis*), golfinho nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*), toninha (*Pontoporia blainvillei*) e espécie não identificada (Figura 55, Figura 56, Figura 57 e Figura 58). A Tabela 28 traz o modelo melhor ajustado para cada espécie.

Figura 55: Distribuição das espécies em relação à variável ambiental salinidade.

Salinidade Trimestral (Março a Maio/ 2019)

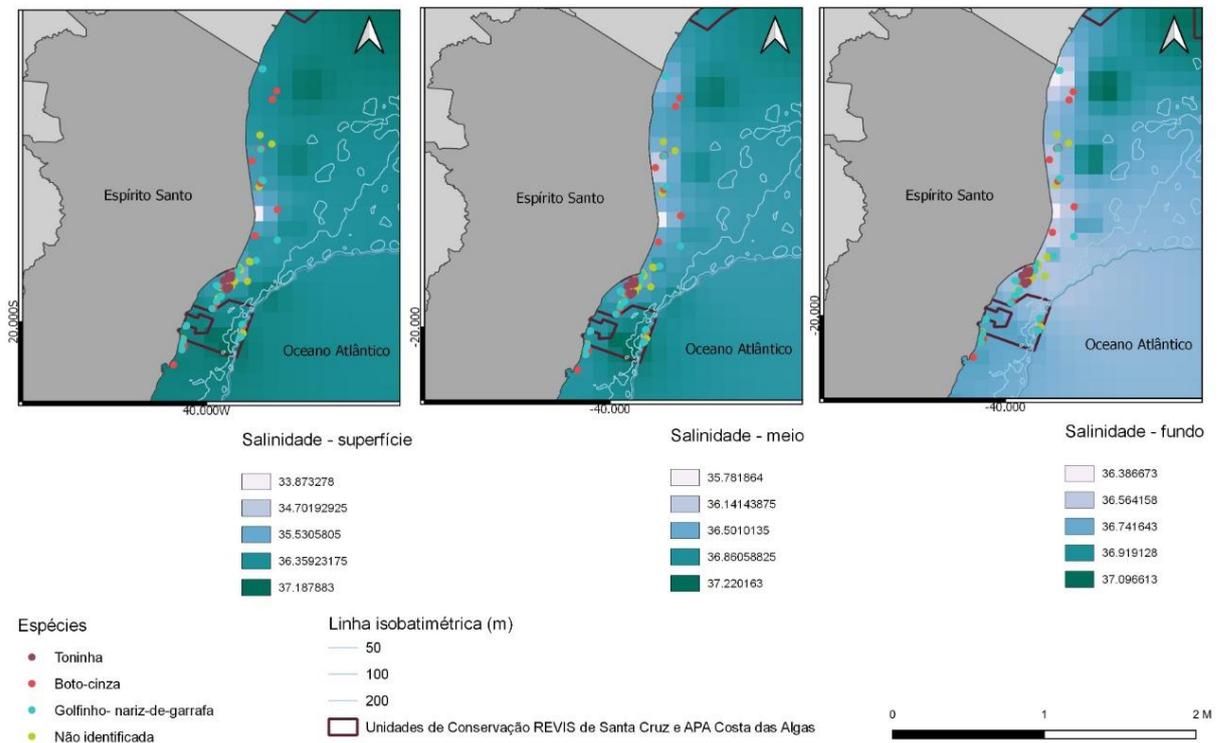


Figura 56: Distribuição das espécies em relação à variável ambiental oxigênio dissolvido.

Oxigênio dissolvido Trimestral (Março a Maio/ 2019)

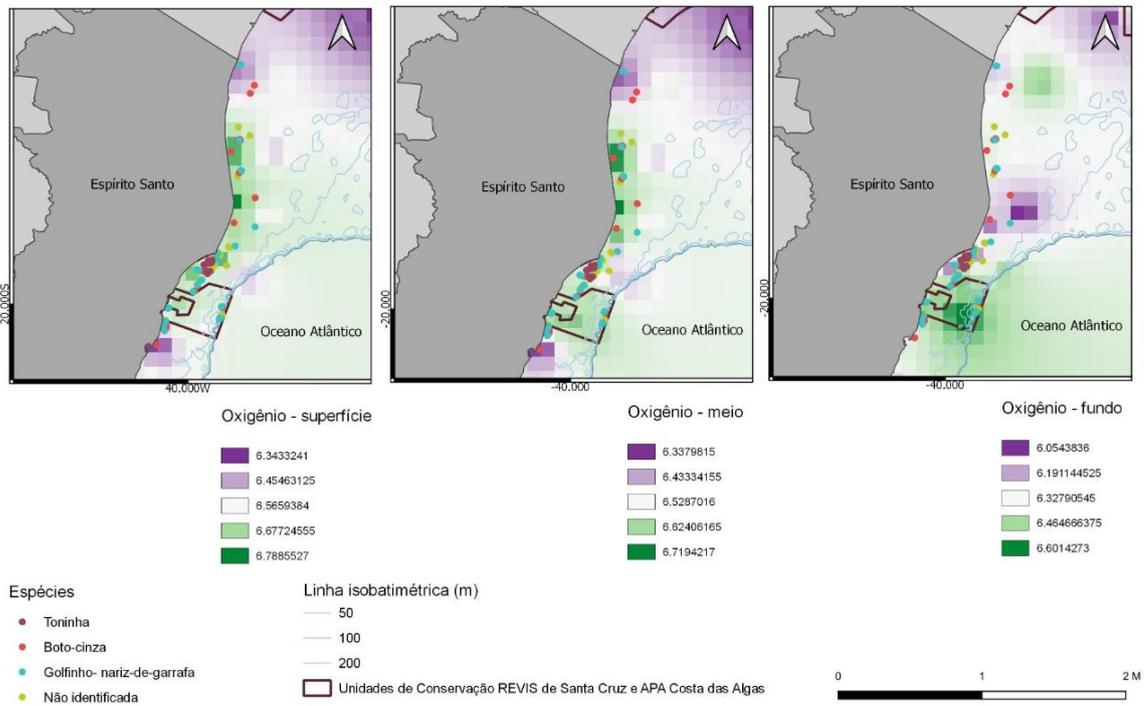


Figura 57: Distribuição das espécies em relação à variável ambiental temperatura aparente

Temperatura Trimestral (Março a Maio/ 2019)

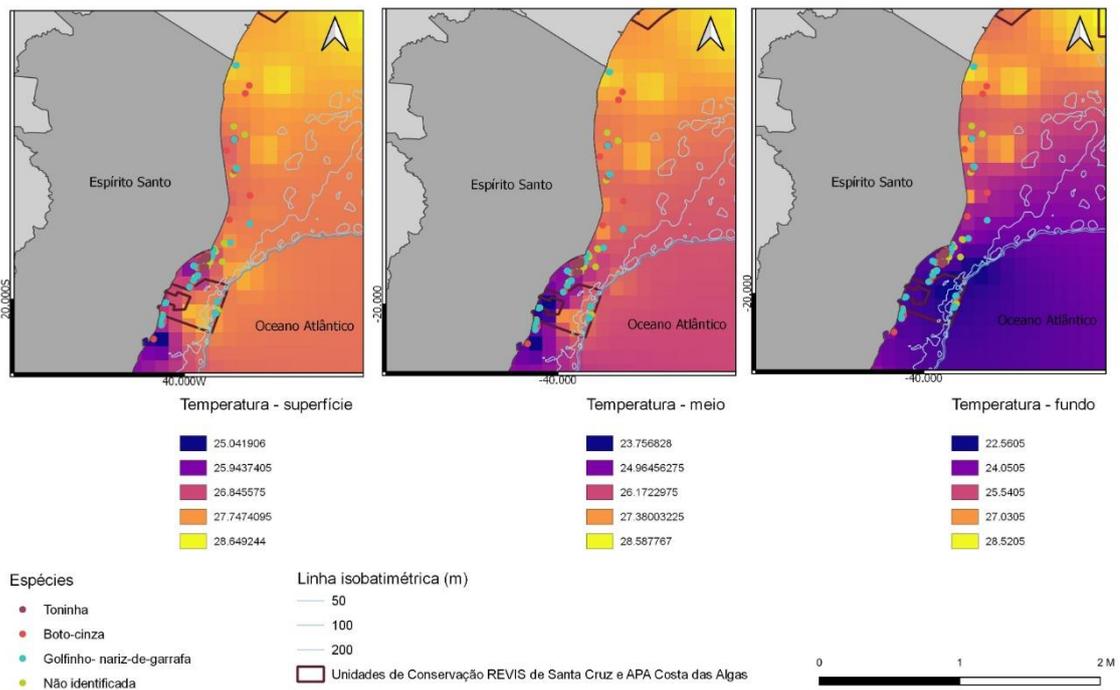


Figura 58: Distribuição das espécies em relação à variável ambiental turbidez.

Turbidez Trimestral (Março a Maio/ 2019)

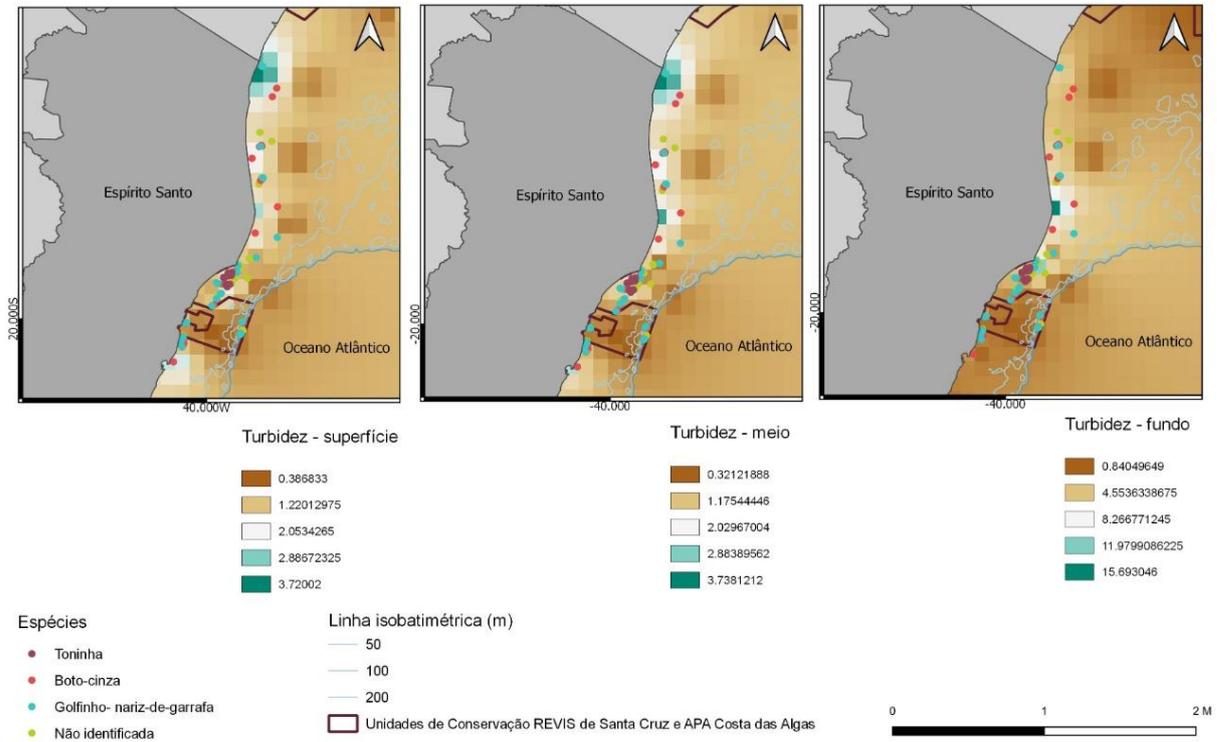


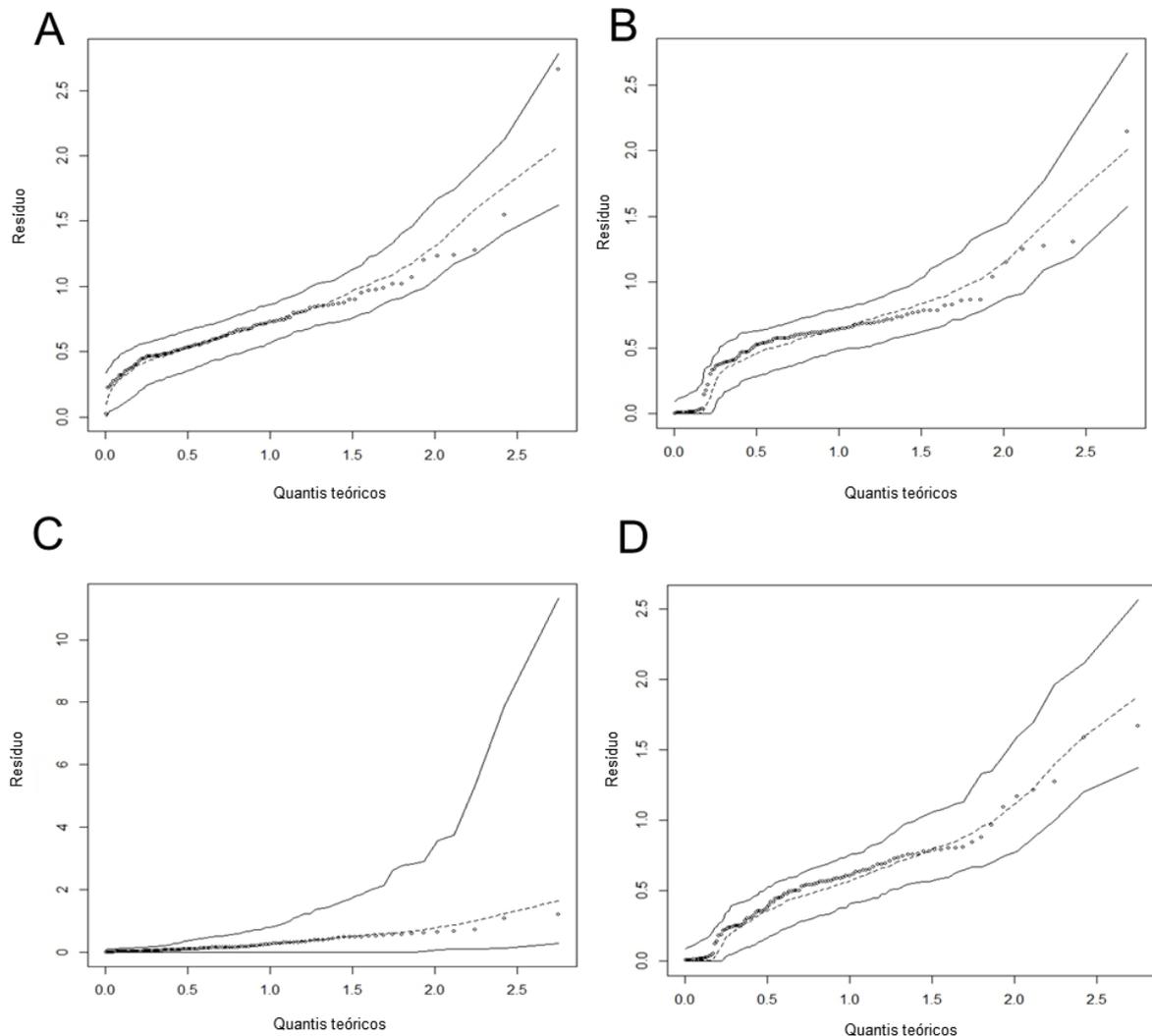
Tabela 28: Modelos Binomial negativo ajustados para investigar a relação entre a variável resposta e as explicativas e seus respectivos valores de estimativa, valor de p (<0.05), grau de liberdade residual, desvio residual e Critério de Informação de Akaike.

Espécie	Modelo	Estimativa	P	GI	Desvio residual	AIC
Sg	ea ~ dist	-4,780e-05	0,039	101	55,72	145,76
Tt	ea ~ bat	-0,006762	0,390	101	41,81	118,99
Pb	ea ~ dist	-2,005e-04	0,046	102	10,14	49,70
Ni	ea ~ bat + sal + temp	-0,005769	0,441	101	36,60	113,64
		-2,897188	0,049			
		-0,852240	0,068			

Sg = *Sotalia guianensis*; Tt = *Tursiops truncatus*; Pb = *Pontoporia blainvillei*; ni = espécie não identificada; ea = encontro acústico; dist = distância à costa; bat = batimetria; sal = salinidade; temp = temperatura aparente; p = valor de significância; GI = grau de liberdade; AIC = Critério de Informação de Akaike.

Para todos os casos, o desvio residual foi menor que o nulo (desvio nulo: 65,33; 52,76; 16,77; 49,61; respectivamente), indicando melhoria do modelo (Figura 59). Para ambas espécies: *S. guianensis* e *P. blainvillei* a distância à costa foi a variável que melhor explicou, de forma significativamente negativa, a distribuição dos indivíduos. Já para os *T. truncatus*, a batimetria foi a variável que melhor explicou, porém de forma negativa e não significativa, a presença da espécie. Apesar de três variáveis explicarem a presença das espécies não identificadas, apenas a salinidade apresentou significância estatística negativa.

Figura 59: Gráfico quantil-quantil com envelope simulado, indicando um bom ajuste para (a) *S. guianensis* (distância) (b) *T. truncatus* (batimetria), (c) *P. blainvillei* (distância); e (d) espécie não identificada (salinidade como única variável significativamente explicativa, além de batimetria e temperatura).



Turbidez x parâmetros acústicos dos cliques de ecolocalização

Da mesma forma que conduzido para a análise do uso do hábitat, como a variável resposta (cada um dos parâmetros acústicos dos cliques analisados) e os resíduos do modelo apresentaram distribuição não normal na etapa de análise exploratória, foram ajustados seis MLGs, para cada espécie, considerando apenas variáveis explicativas não correlacionadas (Tabela 29).

Considerando que a variação observada nos parâmetros acústicos dos cliques poderia igualmente estar associada à distância em que os indivíduos vocalmente ativos estavam em relação à matriz, a variável distância perpendicular foi também incluída no modelo.

Tabela 29: Coeficientes de correlação de Spearman para as variáveis explicativas.

	Distância perpendicular	Turbidez
Distância perpendicular	1	0,078
Turbidez	0,078	1

Não foi observada colinearidade (coeficiente de correlação de Spearman maior que $|r| > 0,6$) entre a distância perpendicular e turbidez. Desta forma, ambas foram incluídas como variável explicativa nos modelos, onde cada um dos parâmetros acústicos dos cliques foi individualmente considerado como variável resposta.

Uma vez que as diferentes variáveis respostas consideradas nesta etapa foram classificadas como contínuas, a família de distribuição escolhida para o modelo foi a Gaussiana. O StepAIC também foi utilizado para avaliar se variáveis explicativas adicionais contribuíram para o melhor ajuste do modelo testado. A Tabela 30 traz o melhor modelo identificado, considerando os diferentes parâmetros acústicos, para cada uma das espécies.

Tabela 30: Modelos Lineares Generalizados Gaussian ajustados para investigar a relação entre cada variável resposta avaliada e as variáveis explicativas, bem como seus respectivos valores de estimativa, valor de p (<0,05), grau de liberdade residual, desvio residual e Critério de Informação de Akaike.

Frequência máxima (FMax)							
Espécie	Modelo	Estimativa	p	Gl	Desvio residual	Desvio nulo	AIC
Sg	FMax~ perp + turb	-28,430	<0,001	1042	6,1022E+11	6,4396E+11	24067
		-2575,965	0,006				
Tt	FMax~ perp + turb	5,614E+00	0,103	699	6,3900E+11	6,5682E+11	16482
		4,015E+03	<0,001				
Pb	FMax~turb	-20831,025	0,0168	184	8,2373E+10	8,5008E+11	4258,7
ni	FMax~ perp + turb	14,998	0,002	233	2,1431E+11	2,4534E+11	5545,7
		-10549,290	<0,001				

Frequência mínima (FMin)							
Espécie	Modelo	Estimativa	p	Df	Desvio residual		AIC
Sg	FMin~ perp + turb	1,692	0,046	1042	2,5665E+10	2,5833E+10	20756
		-344,572	0,071				
Tt	FMin~ perp+ turb	4,8153	<0,001	699	1,9627E+10	2,2316E+10	14037
		-953,1861	<0,001				
Pb	FMin~turb	-18333,414	0,0322	184	7,9750E+10	8,1907E+10	4252,8

ni	FMin~ perp + turb	-7,443	<0,001	233	1,3962E+10	2,6382E+10	4901,1
		7108,198	<0,001				

Frequência pico (PF)

Espécie	Modelo	Estimativa	p	Gl	Desvio residual	Desvio nulo	AIC
Sg	PF~ perp + turb	-5,08	0,006	1042	1,2055E+11	1,2311E+11	22373
		1647,16	<0,001				
Tt	PF~turb	1,2427E+11	0,0534	699	1,2361E+11	1,2445E+11	15328
Pb	PF~ perp + turb	1,898	0,522	184	9,8094E+10	9,9880E+11	4290,0 2
		-5432,272	0,565				
ni	PF~perp	-5,474	0,0153	233	4,4993E+10	4,6510E+10	5177

Sound pressure level (SPL)

Espécie	Modelo	Estimativa	p	Gl	Desvio residual	Desvio nulo	AIC
Sg	SPL~ perp + turb	-0,00825	<0,001	1042	55078	63842	7116,7
		-2,95156	<0,001				
Tt	SPL~ perp + turb	-0,0157	<0,001	699	66682	89649	5196,9
		-2,0381	<0,001				
Pb	SPL~turb	7,736E+00	<0,001	184	5416,9	5785	1166,4
ni	SPL~	-0,0086	<0,001	233	17939	27091	1699,8

	perp + turb	-5,3306	<0,001				
--	-------------	---------	--------	--	--	--	--

Largura de banda de frequência a 3 dB (BW 3dB)

Espécie	Modelo	Estimativa	p	Gl	Desvio residual	Desvio nulo	AIC
Sg	BW 3dB~turb	-1919,782	<0,001	1042	1,0708E+11	1,0982E+11	22248
Tt	BW 3dB~perp + turb	-2,818	0,079	699	1,3871E+11	1,4638E+11	15410
		-2716,625	<0,001				
Pb	BW 3dB~perp + turb	2,728	0,060	184	2,3339E+10	2,5373E+10	4024,8
		-16471,48	<0,001				
ni	BW 3dB ~turb	-4119,376	<0,001	233	3,4700E+10	3,8372E+10	5114,4

Largura de banda de frequência a 10 dB (BW 10dB)

Espécie	Modelo	Estimativa	p	Df	Desvio residual	Desvio nulo	AIC
Sg	BW 10dB~turb	-5619,580	<0,001	1042	6,3134E+11	6,5396E+11	24102
Tt	BW 10dB~perp + turb	-20,298	<0,001	699	1,2003E+12	1,3636E+12	16925
		-11746,720	<0,001				
Pb	BW 10dB~turb	-4,024E+04	0,003	184	1,9717E+11	2,30690E+11	4421,8
ni	BW 10dB~turb	-4937,284	0,027	233	2,24911E+11	2,4938E+11	5574,3

Sg = *Sotalia guianensis*; Tt = *Tursiops truncatus*; Pb = *Pontoporia blainvillei*; ni = espécie não identificada; turb = turbidez; perp = distância perpendicular; p = valor de significância; Gl = grau de liberdade; AIC = Critério de Informação de Akaike.

Todos os modelos (para cada uma das variáveis resposta) para cada uma das espécies apresentou desvio residual menor que o nulo, indicando melhor ajuste do modelo proposto.

A variável turbidez foi significativamente explicativa quanto a variação observada na frequência máxima, frequência mínima, SPL, BW 10dB dos cliques de ecolocalização de toninhas. A turbidez ainda explicou significativamente o parâmetro BW 10 dB para boto-cinza e para as espécies não identificadas. A variação observada em frequência máxima foi explicada de forma significativa pela turbidez para a espécie *S. guianensis*, enquanto a variação observada em BW 3dB foi explicada significativamente pela turbidez para esta espécie e para *T. truncatus*.

Turbidez x parâmetros acústicos dos assobios

Os modelos lineares generalizados (MLG's), considerando os parâmetros acústicos dos assobios como variável resposta, teve como variável explicativa apenas a turbidez, uma vez que não foi possível a localização destes sinais acústicos. Para todos os parâmetros foi considerada a família Gaussiana, exceto para o número de pontos de inflexão (variável contagem), para o qual foi considerada a família Poisson. Os resultados de cada um dos modelos são apresentados na Tabela 31.

Tabela 31: Modelos Lineares Generalizados Gaussian/Poisson ajustados para investigar a relação entre cada variável resposta avaliada e as variáveis explicativas, bem como seus respectivos valores de estimativa, valor de p (<0,05), grau de liberdade residual, desvio residual e Critério de Informação de Akaike.

Frequência máxima (FMax)							
Espécie	Modelo	Estimativa	p	Gl	Desvio residual	Desvio nulo	AIC
Sg	FMax~turb	-948,9	0,104	250	8922187171	9017393916	5101,5
Tt	FMax~turb	-17543	0,276	22	389215784	411325372	472,55
ni	FMax~turb	2361,8	0,0135	641	2,9367E+10	2,9648E+10	13171,34

Frequência mínima (FMin)							
Espécie	Modelo	Estimativa	p	Gl	Desvio residual	Desvio nulo	AIC
Sg	FMin~turb	-258,1	0,571	250	5,469E+09	5,476E+09	4978,16
Tt	FMin~turb	-12494	0,2544	22	180090287	191303848	454,05

ni	FMin~turb	-4,417	0,994	641	1,0268E+10	1,0268E+10	12495,64
----	-----------	--------	-------	-----	------------	------------	----------

Varição de frequência (DF)

Espécie	Modelo	Estimativa	p	Gl	Desvio residual	Desvio nulo	AIC
Sg	Fmin~turb	-690,8	0,126	250	5344210148	5394673201	4972,35
Tt	Fmin~turb	-5049	0,792	22	564952677	566784411	481,49
ni	Fmin~turb	2066,3	0,007	641	1,8735E+10	1,8950E+10	12882,33

Frequência Pico (PF)

Espécie	Modelo	Estimativa	p	Gl	Desvio residual	Desvio nulo	AIC
Sg	PF~turb	-30313,6	0,533	234	5792970450	5802616393	4691,5
Tt	PF~turb	50300	0,752	22	432334048	434351789	475,07
ni	PF~turb	253,9	0,736	595	1,6079E+10	1,6082E+10	11914

Frequência Central (FC)

Espécie	Modelo	Estimativa	p	Gl	Desvio residual	Desvio nulo	AIC
Sg	FC~turb	-361,8	0,458	234	5424215072	5437049788	4676
Tt	FC~turb	-7224	0,5618	22	237646454	241395566	460,71
ni	FC~turb	1885,2	0,008	595	1,4369E+10	1,4538E+10	11847

Frequência Inicial (FI)

Espécie	Modelo	Estimativa	p	Gl	Desvio residual	Desvio nulo	AIC
---------	--------	------------	---	----	-----------------	-------------	-----

Sg	FI~turb	12,95	0,979	250	6332347791	6332365523	5015,1
Tt	FI~turb	-28297	0,039	22	262248017	319775114	463,07
ni	FI~turb	37,18	0,949	641	1,1089E+10	1,1090E+10	12545,14

Frequência Final (FF)

Espécie	Modelo	Estimativa	p	Gl	Desvio residual	Desvio nulo	AIC
Sg	FF~turb	-374,7	0,522	250	9035280589	9050126270	5104,68
Tt	FF~turb	-23285	0,265	22	655025001	693975276	485,04
ni	FF~turb	2876,8	0,003	641	2,9730E+10	3,0147E+10	13179,24

Duração (DUR)

Espécie	Modelo	Estimativa	p	Gl	Desvio residual	Desvio nulo	AIC
Sg	DUR~turb	0,01829	0,157	250	4,3858	4,4212	-299,72
Tt	DUR~turb	1,8262	0,433	22	8,2648	8,5044	48,52
ni	DUR~turb	-0,13261	<0,001	641	49,534	50,419	182,43

Pontos de inflexão (PI)*

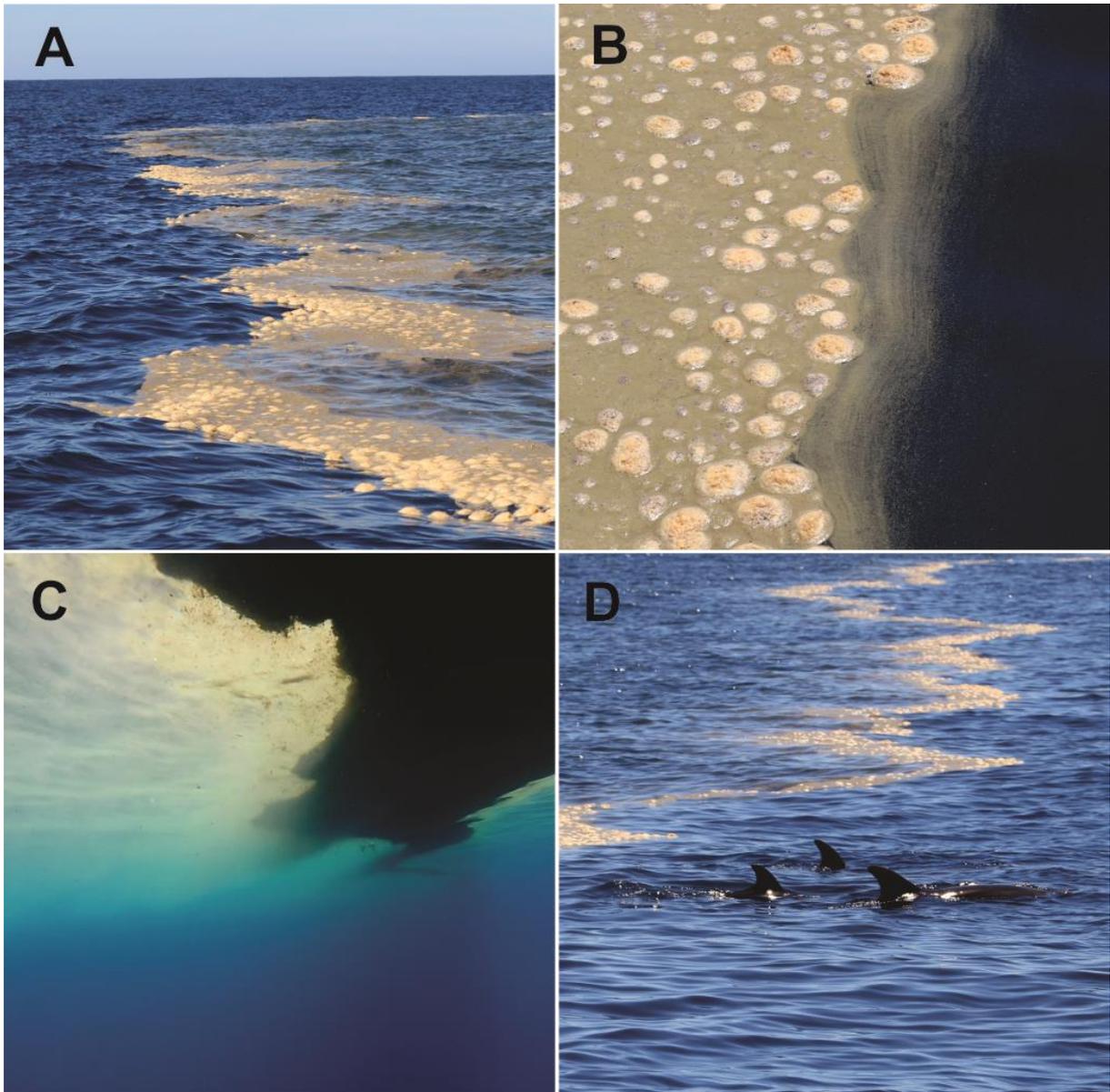
Espécie	Modelo	Estimativa	p	Gl	Desvio residual	Desvio nulo	AIC
Sg	PI~turb	0,3169	0,005	250	311,18	318,73	570,98
Tt	PI~turb	1,5458	0,668	22	59,219	59,428	101,39
ni	PI~turb	-0,19150	0,277	641	889,27	890,49	1532,8

Sg = *Sotalia guianensis*; Tt = *Tursiops truncatus*; ni = espécie não identificada; turb = turbidez p = valor de significância; Gl = grau de liberdade; AIC = Critério de Informação de Akaike. * Para o parâmetro ponto de inflexão foi considerada a família Poisson.

Os MGL's dos seguintes parâmetros acústicos: frequência máxima, variação de frequência, frequência central, frequência final e duração foram explicativos para todas as espécies; porém apenas de forma significativa para os registros cuja espécie não foi identificada (ni). Para a frequência inicial dos assobios de *T. truncatus* a turbidez explicou de forma significativa a variação observada. Para o número de pontos de inflexão, esta variável explicativa só apresentou significância estatística para a espécie *S. guianensis*.

Embora observada a influência da turbidez na variação das emissões acústicas, indivíduos foram visualizados em áreas com presença nítida da espuma e de sedimentos (Figura 60).

Figura 60 : Registro da ocorrência da espuma e de sedimentos na região da APA Costa das Algas: A) e B) Visão superficial da espuma (destaque para a interface entre água mais turva e limpa); C) Vista subaquática da espuma (destaque para a interface entre água mais turva e limpa); D) Registro de *T. truncatus* na área de ocorrência da espuma.



Registros acústicos de camarões e peixes

As detecções acústicas de camarões que foram especializadas se mostraram presentes em toda área de estudo amostrada. Para peixes, as detecções especializadas se concentraram na foz do rio Doce (Figura 61). A Figura 62 traz a representação espectral dos sinais acústicos emitidos por ambos os grupos.

Figura 61: Espacialização das detecções acústicas de peixes, camarões e os eventos acústicos de golfinhos localizados.

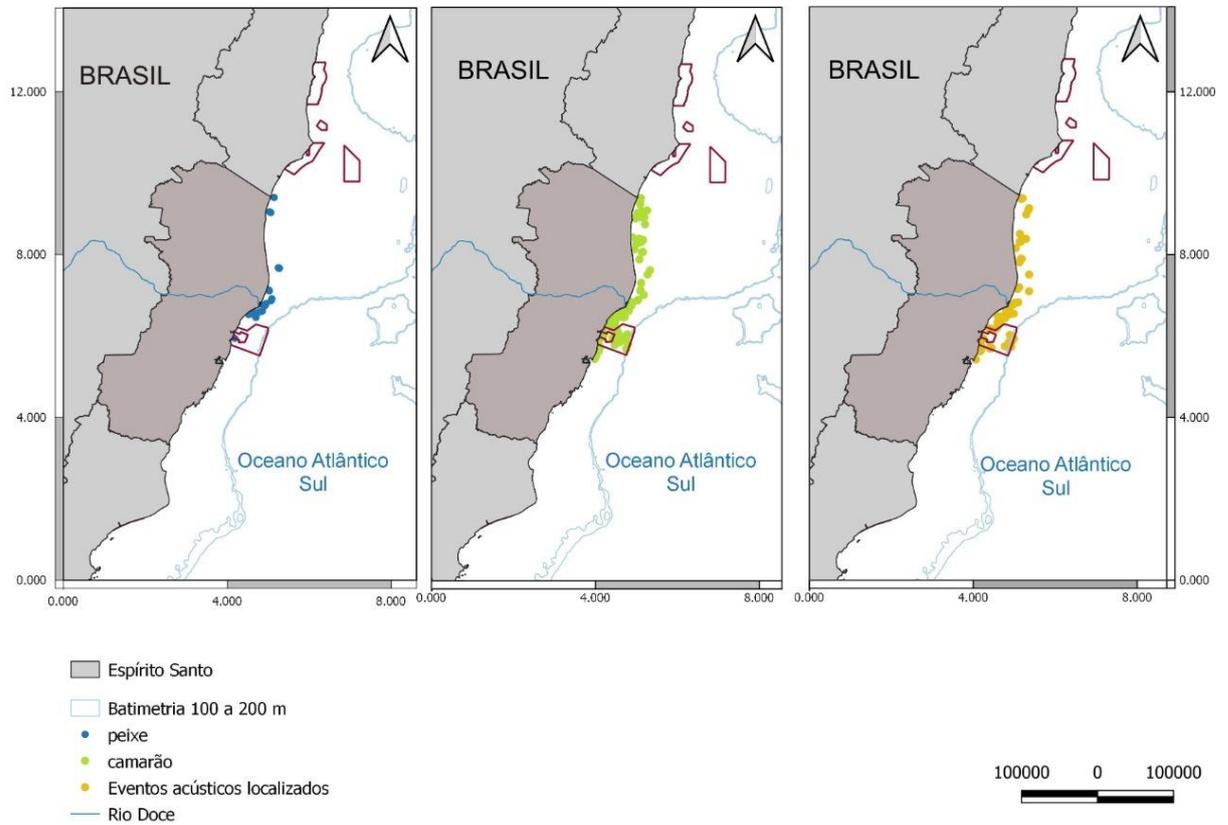
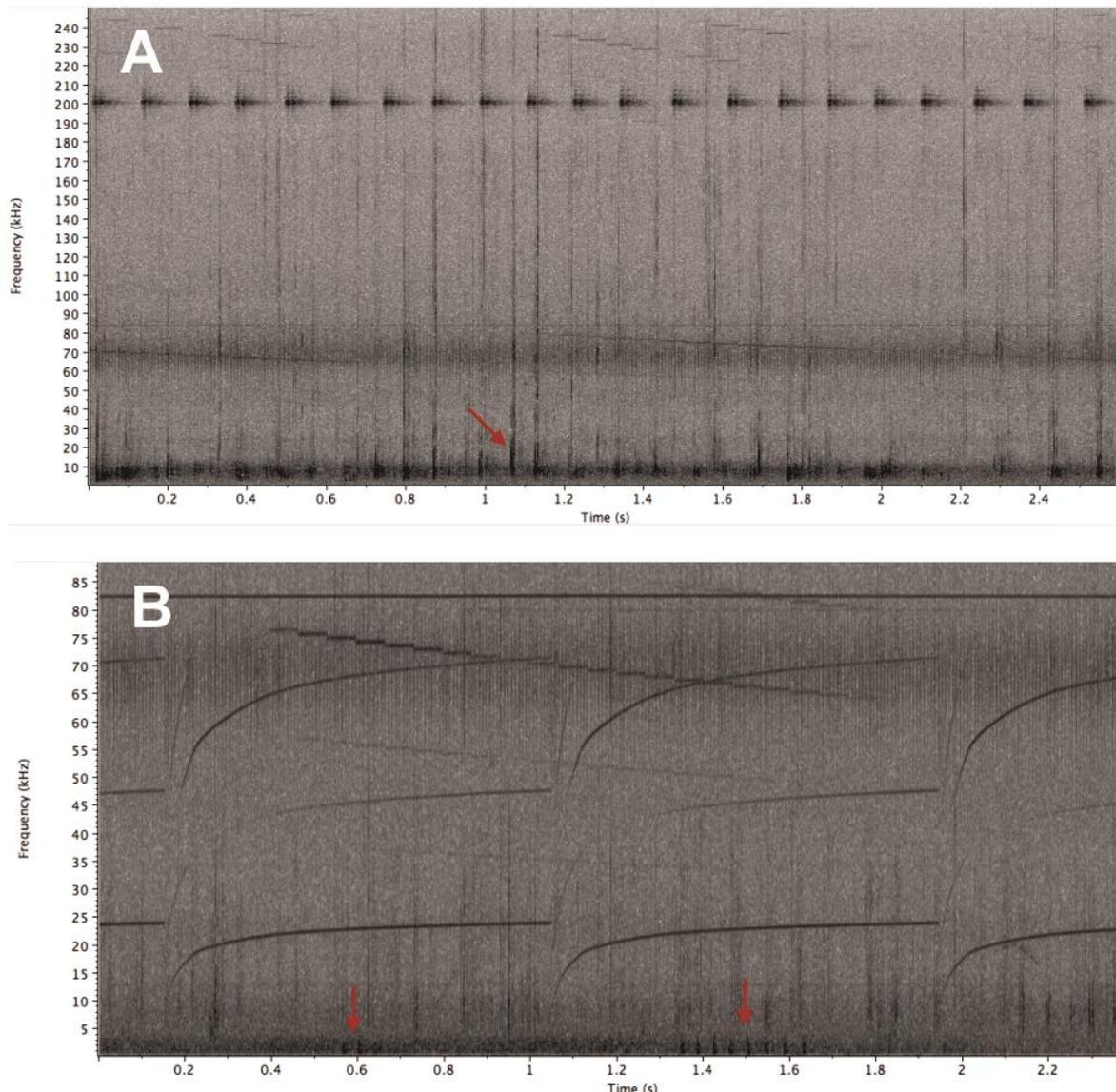


Figura 62: Representação espectral dos diferentes tipos de sinais acústicos produzidos por A) camarões e B) peixes.



3.2 MONITORAMENTO DE CETÁCEOS

3.2.1 Uso do hábitat

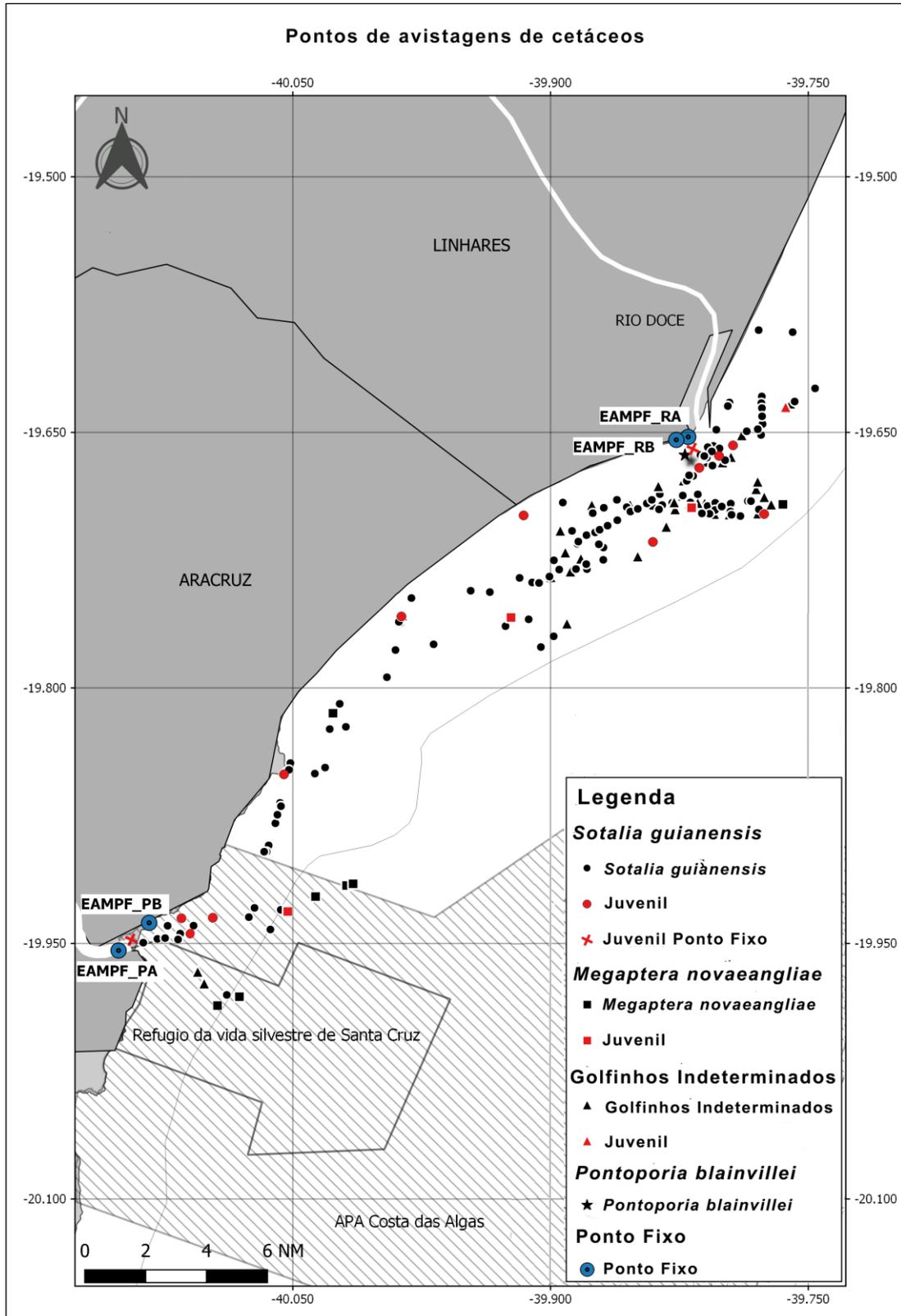
3.2.1.1 Esforço de trabalho e número de avistagens

Para o ponto fixo foram realizados 104 dias de campo, totalizando 1400 horas de esforço. O esforço efetivo total, tempo em que o observador ficou em contato visual direto com os golfinhos, foi de 3h 37min para Aracruz e 3h 02min para Regência. Para o monitoramento embarcado foram totalizadas 160h 21min de esforço total, com média de 10,69h por dia. O esforço efetivo não foi calculado para o embarque porque o percurso não era interrompido quando os grupos eram avistados. Como o percurso

precisava ser cumprido no mesmo dia de amostragem, o tempo dispendido com cada grupo era apenas o suficiente para os registros dos dados.

No ponto fixo em Aracruz foram realizadas 139 avistagens, sendo 137 da espécie *Sotalia guianensis* (média de 2,07 indivíduos por grupo) e para duas avistagens não foi possível a identificação à nível de espécie. Já em Regência foram realizadas 107 avistagens, sendo 91 da espécie *S. guianensis* (média 2,52 indivíduos por grupo), 15 de *Pontoporia blainvillei* e uma de *Megaptera novaengliae*. As avistagens de *P. blainvillei* e *M. novaengliae* foram realizadas em apenas dois e um dia, respectivamente, sendo considerado um número amostral pouco representativo e por isso não entraram nas análises estatísticas posteriores (Figura 63). Os dois pontos B (praia) tiveram um maior número de avistagens em comparação aos pontos A (rio), nas duas áreas amostradas. Em Aracruz foram 103 avistagens no ponto B (praia) e 34 no ponto A (rio), e em Regência foram 76 avistagens no ponto B (praia) e 15 no ponto A (rio). O resultado geral será apresentado na Tabela 32, no final deste relatório.

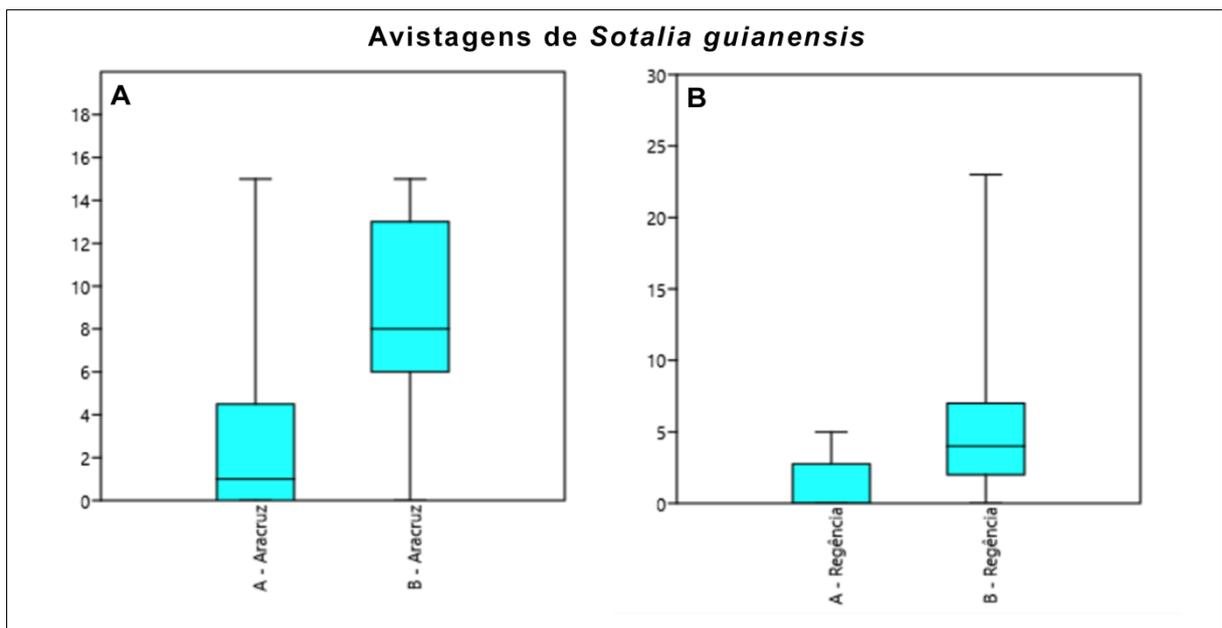
Figura 63: Avistagens de cetáceos por ponto fixo e embarque na área estudada. Pontos por ponto fixo: Aracruz (EAMPF_PA: ponto A - foz do Rio Piraque-Açú; EAMPF_PB: ponto B - praia da Sauna); e Regência (EAMPF_RA: ponto A - foz do Rio Doce; EAMPF_RB: ponto B - praia de Regência)



Outubro de 2018 foi o mês com maior número de visualizações em Aracruz (N= 30) e o mês de fevereiro de 2019 em Regência (N= 26), ambos representando o período chuvoso (outubro a março).

Houve diferença significativa no número de avistagens entre os pontos A (rio) e B (praia), tanto para Aracruz ($p= 0,0051$) quanto para Regência ($p= 0,0096$) (Figura 64).

Figura 64: Comparativo de medianas e quartis o número de avistagens de *Sotalia guianensis* entre outubro de 2018 e setembro de 2019 nos pontos amostrados. A = nos pontos A (rio) e B (praia) em Aracruz; B= nos pontos A (rio) e B (praia) em Regência



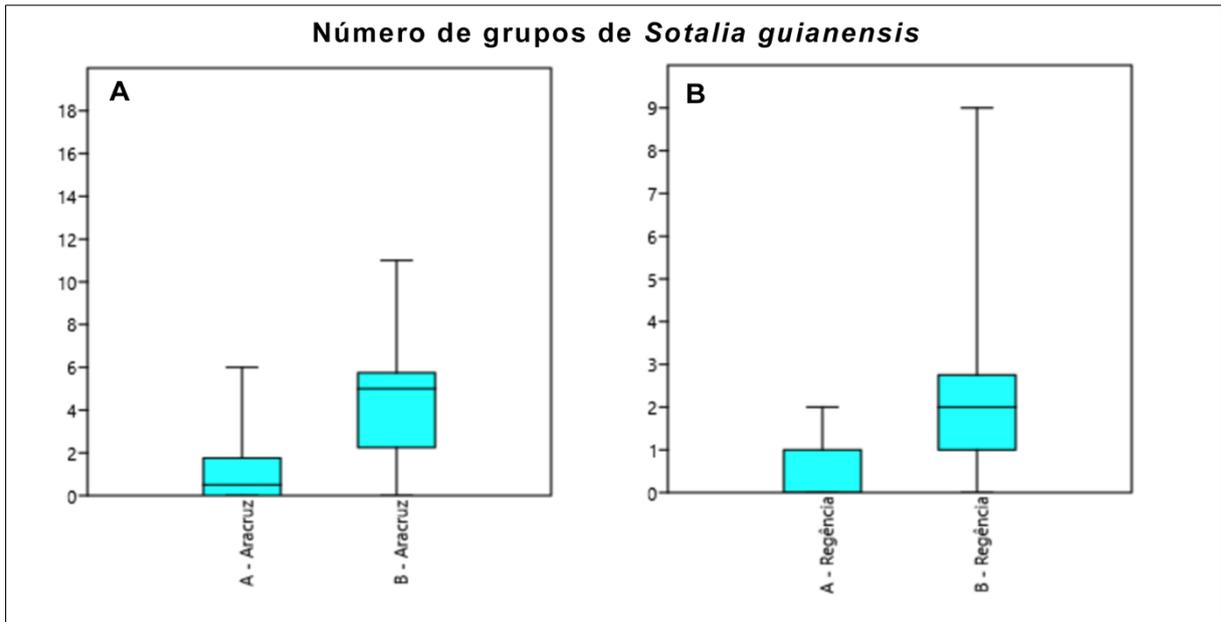
No monitoramento embarcado foram efetuadas 650 avistagens, sendo 553 de *S. guianensis* e 16 avistagens de *Megaptera novaengliae*. Não foi possível identificar a espécie em algumas avistagens de golfinhos (N=81), devido à distância entre o animal e a embarcação ou à rápida exposição da nadadeira caudal e dorsal. Esses não entrarão nas análises. O maior número de avistagens de *S. guianensis* ocorreu em dezembro de 2018 (N=143) e fevereiro de 2019 (N= 121). Em análise comparativa das avistagens de *S. guianensis* em períodos chuvoso (outubro a março) e seco (abril a setembro), foram registradas 395 e 158 avistagens, respectivamente. No entanto, não foi realizado o teste estatístico devido a alguns meses não terem sido amostrados por falta de condições climáticas adequadas para o embarque.

3.2.1.2 Número de grupos e presença de juvenis

No ponto fixo, foram avistados 66 grupos nos pontos de Aracruz e 36 nos de Regência. O maior número de grupos foi avistado no mês de outubro de 2018 em Aracruz (Ponto praia, N= 11), seguido pelo mês de fevereiro de 2019 em Regência (ponto B, N= 9). Quanto à distribuição dos grupos de *S. guianensis* avistados, houve diferença significativa entre os pontos A e B, tanto para Aracruz ($p= 0,0031$) quanto

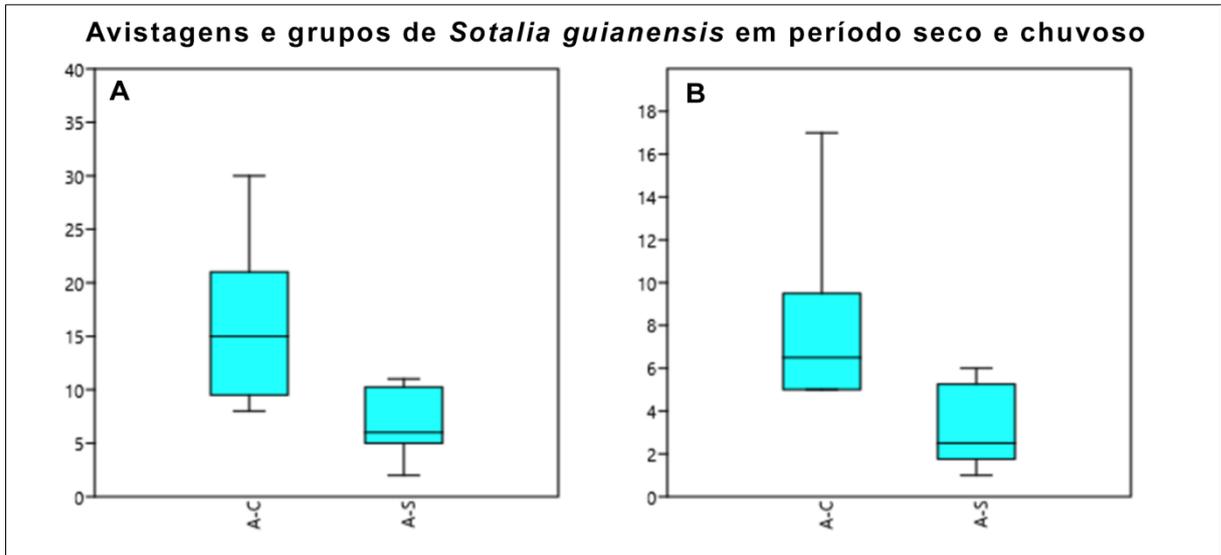
para Regência ($p= 0,0052$) (Figura 65). O número de indivíduos por grupo variou um a quatro indivíduos em Aracruz e de um a seis indivíduos em Regência.

Figura 65: Comparativo de medianas e quartis da distribuição dos grupos de *Sotalia guianensis* avistados entre outubro de 2018 e setembro de 2019 nos pontos amostrados. A = nos pontos A (rio) e B (praia) em Aracruz; B= nos pontos A (rio) e B (praia) em Regência. Teste não paramétrico de *Mann-Whitney* ($p<0,05$)



Constatou-se diferença significativa no número de grupos de *S. guianensis* avistados na área amostral de Aracruz para o período chuvoso (outubro a março) ($p= 0,0249$) em relação ao seco (abril a setembro). Também foi encontrada diferença significativa para o número total de avistagens nos pontos fixos dessa área amostral ($p= 0,0164$) (Figura 66). Para Regência não foi encontrada diferença significativa entre os pontos para esses parâmetros.

Figura 66: Comparativo de medianas e quartis do número de avistagens e do número de grupos registrados em Aracruz nos períodos seco e chuvoso entre outubro de 2018 e setembro de 2019. A = número avistagens no período chuvoso em Aracruz; B= número de grupos no período chuvoso em Aracruz. Teste não paramétrico de *Mann-Whitney* ($p < 0,05$)



No embarque, foram visualizados 135 grupos de *S. guianensis*, variando de um a 22 indivíduos, com uma média de 4,09 indivíduos por grupo. O maior número de grupos foi registrado em fevereiro de 2019 (N=30) e o maior número de indivíduos por grupo em dezembro de 2018 (N=22). Quando considerado o número de grupos para os períodos chuvoso e seco, foi possível observar 98 grupos no período chuvoso e 37 grupos no período seco. Somente na região da foz do Rio Doce foram avistados 88 grupos, com média de 4,12 indivíduos por grupo e um total de 363 indivíduos.

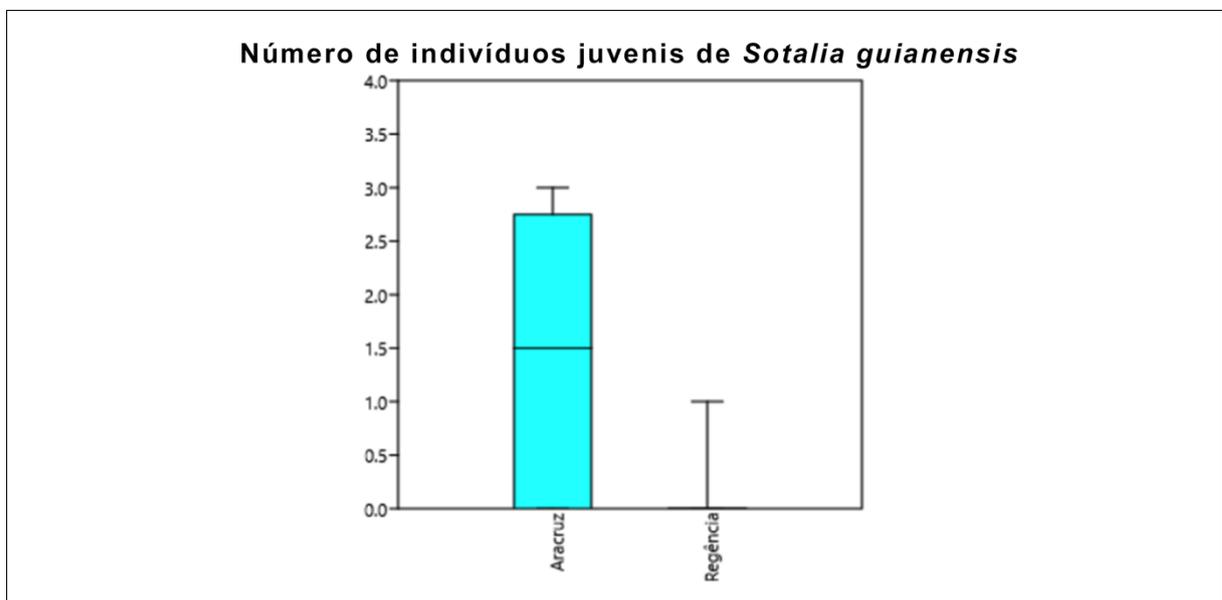
Foram avistados 10 grupos de *M. novaeangliae*, quatro grupos de apenas um indivíduo e seis grupos compostos por dois indivíduos, incluindo os registros de um adulto com filhote (N=4). As avistagens de *M. novaeangliae* ocorreram apenas no mês de outubro de 2018 e setembro de 2019, final da temporada reprodutiva da espécie. É sabido que nos meses de julho e agosto as baleias-jubarte ocorrem na região estudada, porém devido às condições climáticas desfavoráveis, não foi possível realizar o monitoramento e consequentemente o registro nessa temporada reprodutiva ficou subestimado.

A avistagem dos grupos de *S. guianensis* variou entre três e 27 metros de profundidade, onde 25 grupos foram registrados até 10 metros, 99 grupos registrados entre 11 e 20 metros e 10 grupos foram registrados acima de 20 metros. Para um grupo não foi possível registrar sua profundidade de ocorrência.

A espécie *S. guianensis* foi observada durante todo o período de monitoramento. Sendo assim, não foi possível observar um padrão temporal de distribuição, mesmo com a redução no número de avistagens no período do inverno.

Foi registrado um total de 18 animais juvenis nos pontos fixos. Os indivíduos chamados de juvenis foram aqueles com menor tamanho que um adulto, em algumas literaturas são chamados de imaturos, que incluem filhotes ou jovens. Nos pontos fixos A (rio) foram registrados apenas dois animais juvenis em Regência e cinco em Aracruz. Já para os pontos B (praia), em Aracruz foram registrados 11 juvenis e em Regência não houve registro. Encontrou-se diferença significativa para o número de indivíduos ao comparar as duas áreas amostradas, Aracruz e Regência ($p= 0,0168$) (Figura 67). Em Regência observou-se o número máximo de um indivíduo juvenil por grupo. A maior parte das observações de juvenis em Aracruz também seguiram o mesmo padrão, porém em setembro de 2019 foi registrado um grupo contendo dois indivíduos juvenis e apenas um adulto.

Figura 67: Comparativo de medianas e quartis do número juvenis nas áreas amostrais de Aracruz e Regência, entre outubro de 2018 e setembro de 2019. Teste não paramétrico de *Mann-Whitney* ($p<0,05$)



No monitoramento embarcado foi registrado um total de 16 cetáceos juvenis, sendo 11 indivíduos juvenis de *S. guianensis*, quatro filhotes de *M. novaeangliae* e um indivíduo juvenil de espécie indeterminada. A observação da presença de juvenis de *S. guianensis* ocorreu em apenas quatro das nove campanhas realizadas. Ainda que não tenham sido registrados em todas as campanhas, os indivíduos juvenis foram visualizados ao longo do período de estudo sem representar alguma tendência temporal. A maior parte das visualizações de indivíduos juvenis de *S. guianensis* ($N= 11$) por meio do monitoramento embarcado foram próximas à foz Rio Doce equivalendo a 54,55% das visualizações de juvenis. No entanto, o número de juvenis representou somente 1,98% do número total de avistagens.

3.2.1.3 Comportamento

Para *Sotalia guianensis* foram registrados os comportamentos de deslocamento e alimentação. Tanto nos pontos de Aracruz como nos de Regência houve registros do comportamento de deslocamento

para *S. guianensis*, com frequência de ocorrência similar para as áreas. Entretanto, o comportamento de alimentação foi o mais registrado nos pontos B (praia) das duas áreas amostradas; e menos ou não observado nos pontos A (rio). Em Aracruz, o comportamento predominante de *S. guianensis* observado foi o de alimentação. Não houve registro de comportamento de alimentação por *S. guianensis* no Rio Doce (ponto A). Para os pontos B (praia), em Aracruz registrou-se comportamento de alimentação em todo os meses, com exceção de maio e setembro de 2019. Em Regência, houve registros de alimentação apenas nos meses de janeiro e fevereiro de 2019.

No monitoramento embarcado o comportamento de deslocamento de *S. guianensis* foi predominante (90,9%), seguido pelo comportamento de alimentação (9,1%).

Nas observações por ponto fixo, foram registrados alguns eventos como saltos e “batidas de cabeça” para a espécie *S. guianensis*. Em Regência foi observado um salto total de um indivíduo adulto, já em Aracruz foi observado o maior número de eventos até o momento: dez saltos parciais, 14 saltos totais (sendo dois de indivíduo juvenil e os demais de adultos) e 13 “batidas de cabeça” de juvenis da espécie.

Os dados totais das variáveis analisadas entre outubro de 2018 e setembro de 2019 estão agrupadas na Tabela 32.

Tabela 32: Dados observados nas estações amostrais por ponto fixo EAMPF_PA (Ponto A – foz do Rio Piraqueçu, Aracruz), EAMPF_PB (Ponto B – praia da Sauna, Aracruz), EAMPF_RA (Ponto A – foz do Rio Doce, Regência), EAMPF_RB (ponto B – praia de Regência) e embarque

Variáveis		EAMPF_PA	EAMPF_PB	EAMPF_RA	EAMPF_RB	Embarque
Nº. indivíduos		34 (2,61 ± 0,75)	103 (1,94 ± 0,76)	15 (2,5 ± 1,35)	74 (2,55 ± 1,31)	553 (4,096 ± 3,70)
Nº. juvenis		5 (1,25 ± 0,5)	11 (1 ± 0)	2 (1 ± 0)	0	11 (1 ± 0)
Nº adultos		29 (2,23 ± 0,72)	92 (1,77 ± 0,80)	13 (2,16 ± 1,4)	74 (2,55 ± 1,31)	542 (4 ± 3,72)
Nº grupos		13 (1 ± 0)	53 (1 ± 0)	6 (1 ± 0)	29 (1 ± 0)	135 (1 ± 0)
Comport. / grupos	Alim.	19 (2,71 ± 0,75)	62 (2,13 ± 0,75)	0	32 (2,90 ± 1,61)	133 (6 ± 4,40)
	Desloc.	23 (2,55 ± 0,75)	36 (2,11 ± 0,78)	15 (2,5 ± 1,35)	42 (2,33 ± 1,31)	467 (4 ± 3,90)
	Indet.	0	12 (1,2 ± 0,78)	0	0	0

3.2.2 Encalhes

Este relatório está relacionado com o período de monitoramento iniciado em 01 de outubro de 2018 até a data de 30 de setembro de 2019, totalizando um ano completo de monitoramento de encalhes de cetáceos na costa do Espírito Santo. Os cetáceos encalhados foram localizados sobretudo por meio do esforço de monitoramento atribuído ao PMP/BC através do monitoramento regular diário realizado nas praias (97,4%) e ocasionalmente por meio de acionamentos telefônicos (2,6%). Duas instituições

integrantes da REMAB (Rede de Encalhes de Mamíferos Marinhos do Brasil) dividiram os esforços para o atendimento das 77 ocorrências de encalhes totalizadas ao longo do período, sendo elas o Instituto Baleia Jubarte, com 62,3% das ocorrências Quadro 3 e com atuação na região norte do estado e o Instituto ORCA com 37,7% (Quadro 4) com atuação na região Sul do Espírito Santo.

Quadro 3: Data e relação de cetáceos encalhados na estação amostral de encalhes da região Norte (EAE_N*) do litoral de Espírito Santo, durante o período de 01 de outubro de 2018 até 30 de setembro de 2019. Todas as coordenadas obtidas compreendem a Zona 24 do sistema UTM. Sexo (M= macho, F= Fêmea). F.E. compreende Faixa Etária (F= Filhote, J= Juvenil e A= Adulto); C.T. compreende o Comprimento Total em metros.

DATA	ID	LAT	LONG	ESPÉCIE	SEXO	F.E.	C.T.
04-out	EAE_N01	7806776.00	389140.00	Indeterminada	Ind.	Ind.	Ind.
06-out	EAE_N02	7941965.61	423084.46	<i>Sotalia guianensis</i>	M	A	1.81
07-out	EAE_N03	7804511.09	388667.04	<i>Megaptera novaeangliae</i>	M	J	9.00
07-out	EAE_N04	7824039.12	406661.67	<i>Sotalia guianensis</i>	M	A	1.96
07-out	EAE_N05	7943000.28	422830.21	<i>Sotalia guianensis*</i>	M	F	1.22
17-out	EAE_N06	7823555.60	405630.61	Indeterminada	Ind.	Ind.	Ind.
22-out	EAE_N07	7943781.87	423196.31	Indeterminada	Ind.	Ind.	Ind.
23-out	EAE_N08	7814457.34	394234.23	<i>Megaptera novaeangliae</i>	Ind.	J	7.5
22-nov	EAE_N09	7823062.79	404734.87	<i>Sotalia guianensis</i>	F	J	1.63
25-nov	EAE_N10	7889207.71	424202.96	<i>Pontoporia blainvillei</i>	F	F	0.67
28-nov	EAE_N11	7926831.63	421221.25	<i>Pontoporia blainvillei</i>	M	J	1.08
29-nov	EAE_N12	7825662.76	410575.19	<i>Pontoporia blainvillei</i>	M	J	1.25
15-dez	EAE_N13	7916741.81	421542.85	<i>Sotalia guianensis</i>	M	J	1.43
19-dez	EAE_N14	7898397.73	423037.12	<i>Sotalia guianensis</i>	M	A	1.79
19-dez	EAE_N15	7883840.99	424868.92	<i>Pontoporia blainvillei</i>	M	J	1.02
23-dez	EAE_N16	7930480.18	421291.58	<i>Sotalia guianensis</i>	M	J	1.46
31-dez	EAE_N17	7929436.85	421322.09	<i>Pontoporia blainvillei</i>	F	F	0.88
05-jan	EAE_N18	7895364.41	423333.67	<i>Pontoporia blainvillei</i>	M	F	0.85
05-jan	EAE_N19	7826516.73	413416.35	<i>Sotalia guianensis</i>	M	J	1.61
07-jan	EAE_N20	7914170.51	421228.14	<i>Pontoporia blainvillei</i>	Ind.	A	1.45
12-jan	EAE_N21	7876542.13	425918.36	<i>Sotalia guianensis</i>	M	J	1.45
16-jan	EAE_N22	7872373.41	426689.9	<i>Sotalia guianensis</i>	M	A	1.65
16-jan	EAE_N23	7883484.15	424933.27	<i>Pontoporia blainvillei</i>	M	J	0.92
16-jan	EAE_N24	7885572.23	424652.33	<i>Sotalia guianensis</i>	M	F	0.87
20-jan	EAE_N25	7835837.88	418547.88	<i>Pontoporia blainvillei</i>	F	J	1.19
24-jan	EAE_N26	7848955.99	423868.27	<i>Sotalia guianensis</i>	Ind.	A	Ind.
13-fev	EAE_N27	7889823.76	424128.89	<i>Sotalia guianensis</i>	F	A	1.83
19-fev	EAE_N28	7916929.34	421008.94	<i>Sotalia guianensis</i>	F	A	1.72
28-fev	EAE_N29	7870588.84	427057.54	<i>Pontoporia blainvillei</i>	M	J	1.18
01-mar	EAE_N30	7842823.84	421472.25	<i>Pontoporia blainvillei</i>	F	A	1.37
01-mar	EAE_N31	7866991.20	427585.73	<i>Sotalia guianensis</i>	M	A	1.84
DATA	ID	LAT	LONG	ESPÉCIE	SEXO	F.E.	C.T.

DATA	ID	LAT	LONG	ESPÉCIE	SEXO	F.E.	C.T.
04-mar	EAE_N32	7835593.96	418447.24	<i>Pontoporia blainvillei</i>	Ind.	J	1.13
09-mar	EAE_N33	7853854.71	427025.95	<i>Sotalia guianensis</i>	M	A	1.91
10-mar	EAE_N34	7859887.48	429433.18	<i>Sotalia guianensis</i>	F	J	1.56
13-mar	EAE_N35	7927388.38	421261.08	<i>Sotalia guianensis</i>	Ind.	J	Ind.
14-mar	EAE_N36	7884103.47	424842.40	<i>Sotalia guianensis</i>	F	Ind.	Ind.
20-mar	EAE_N37	7914201.47	421220.63	<i>Sotalia guianensis</i>	M	A	Ind.
29-abr	EAE_N38	7877434.57	425775.97	<i>Pontoporia blainvillei</i>	Ind.	A	Ind.
03-mai	EAE_N39	7938388.42	422052.63	<i>Sotalia guianensis</i>	F	A	1.75
06-mai	EAE_N40	7911851.08	421470.71	<i>Sotalia guianensis</i>	M	A	1.8
01-jul	EAE_N41	7932654.76	421346.61	<i>Sotalia guianensis</i>	M	A	1.71
08-jul	EAE_N42	7866194.55	427609.91	<i>Sotalia guianensis</i>	M	A	1.83
21-jul	EAE_N43	7934012.98	421467.48	<i>Megaptera novaeangliae</i>	Ind.	J	11
25-jul	EAE_N44	7905053.42	422248.02	<i>Megaptera novaeangliae</i>	M	A	11.8
28-jul	EAE_N45	7927135.01	421266.36	<i>Megaptera novaeangliae</i>	M	F	4.10
28-ago	EAE_N46	7941755.14	423028.34	<i>Megaptera novaeangliae</i>	M	J	7
09-set	EAE_N47	8035109.95	483016.94	<i>Megaptera novaeangliae</i>	F	F	4.02
09-set	EAE_N48	7912927.33	421366.11	<i>Sotalia guianensis</i>	F	J	1.34

* animal encalhou com vida.

Quadro 4: Data e relação de cetáceos encalhados na estação amostral de encalhes da região Sul (EAE_S*) do litoral de Espírito Santo, durante o período de 01 de outubro de 2018 até 30 de setembro de 2019. Todas as coordenadas obtidas compreendem a Zona 24 do sistema UTM. Sexo (M= macho, F= Fêmea). F.E. compreende Faixa Etária (F= Filhote, J= Juvenil e A= Adulto); C.T. compreende o Comprimento Total em metros

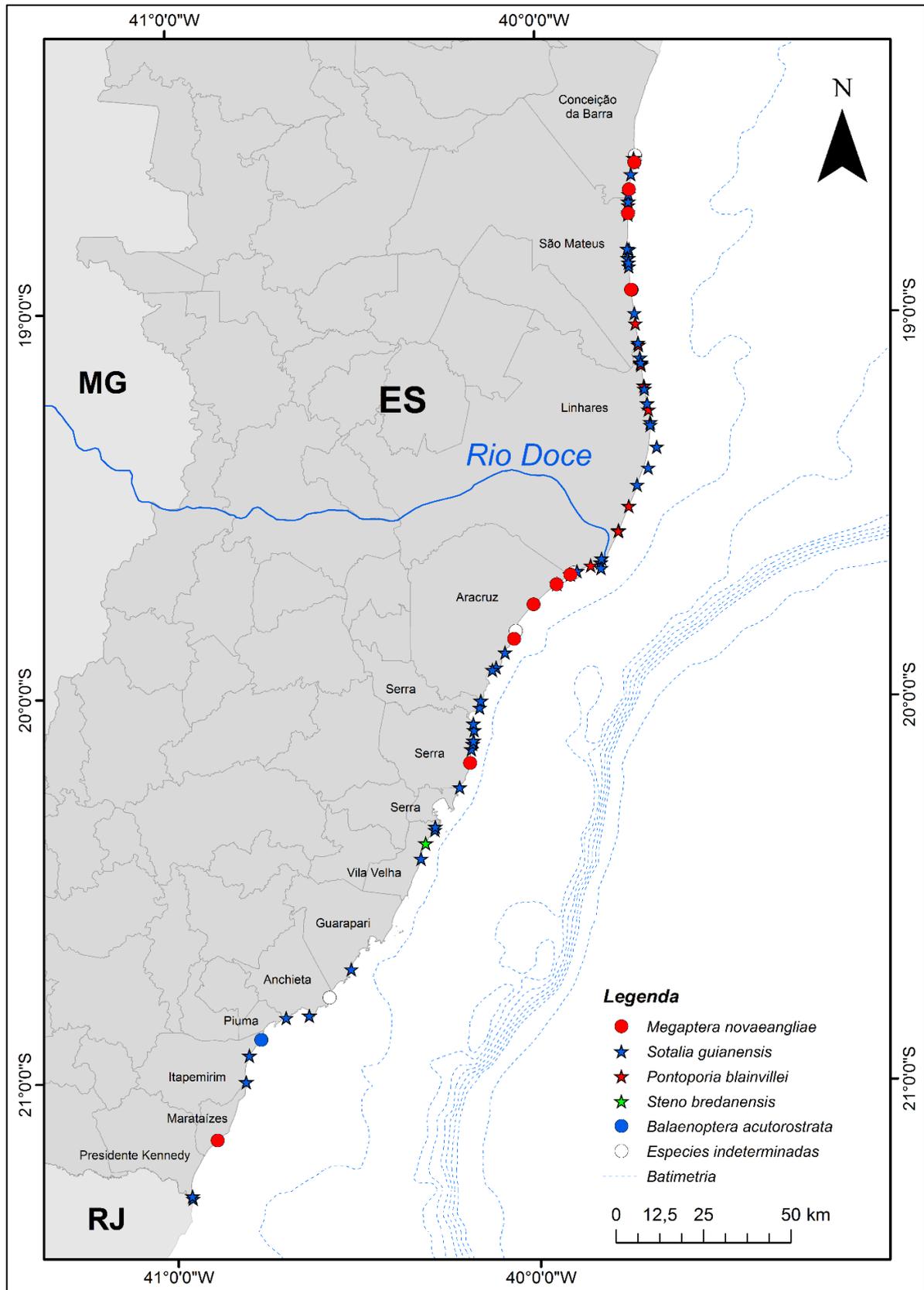
DATA	ID	LAT	LONG	ESPÉCIE	SEXO	F.E.	C.T.
02-set*	EAE_S1	7643236.12	296888.33	<i>Sotalia guianensis</i>	M	A	1.96
29-out	EAE_S2	7688989.40	316368.06	<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Ind.	F	2.9
21-nov	EAE_S3	7660018.73	303891.26	<i>Megaptera novaeangliae</i>	Ind.	A	12
22-nov	EAE_S4	7745597.61	363386.76	<i>Steno bredanensis</i>	M	A	2.45
24-dez	EAE_S6	7796308.11	383540.56	<i>Sotalia guianensis</i>	M	F	1.3
25-dez	EAE_S5	7772720.18	376458.63	<i>Sotalia guianensis</i>	M	F	1.38
27-dez	EAE_S7	7695965.38	330140.51	<i>Sotalia guianensis</i>	M	J	1.59
16-jan	EAE_S8	7774272.44	376834.42	<i>Sotalia guianensis</i>	M	A	2
17-jan	EAE_S9	7676802.96	312085.69	<i>Sotalia guianensis</i>	F	A	1.9
17-jan	EAE_S10	7778224.52	377222.55	<i>Sotalia guianensis</i>	M	J	1.63
10-fev	EAE_S11	7741219.32	362054.31	<i>Sotalia guianensis</i>	M	A	1.82
14-fev	EAE_S12	7749484.15	366022.95	<i>Sotalia guianensis</i>	F	A	1.86
23-fev	EAE_S13	7695363.19	323507.91	<i>Sotalia guianensis</i>	M	A	1.88
10-mar	EAE_S14	7750428.29	366156.54	<i>Sotalia guianensis</i>	F	F	1.15
12-mar	EAE_S15	7784746.05	378828.55	<i>Sotalia guianensis</i>	M	F	1.1
14-mar	EAE_S16	7780156.59	377012.45	<i>Sotalia guianensis</i>	M	A	1.87
06-abr	EAE_S17	7643901.82	296721.28	<i>Sotalia guianensis</i>	M	A	1.81

DATA	ID	LAT	LONG	ESPÉCIE	SEXO	F.E.	C.T.
11-abr	EAE_S18	7800594.25	386075.35	<i>Sotalia guianensis</i>	M	J	1.45
14-jun	EAE_S19	7820363.47	400873.98	<i>Steno bredanensis</i>	F	J	2.38
17-jun	EAE_S20	7823029.11	404749.56	<i>Megaptera novaeangliae</i>	Ind.	J	12
22-jun	EAE_S21	7768771.45	376068.65	<i>Megaptera novaeangliae</i>	M	J	12.9
03-jul	EAE_S22	7824953.49	413518.28	<i>Sotalia guianensis</i>	F	J	1.53
07-jul	EAE_S23	7786706.11	379129.88	<i>Sotalia guianensis</i>	F	A	1.85
23-jul	EAE_S24	7775136.62	377109.54	<i>Sotalia guianensis</i>	Ind.	J	1.56
12-ago	EAE_S25	7684438.53	312953.41	<i>Sotalia guianensis</i>	F	A	1.75
20-ago	EAE_S26	7701138.55	335877.22	<i>Indeterminada</i>	Ind.	Ind.	Ind.
27-ago	EAE_S27	7795582.17	382462.14	<i>Sotalia guianensis</i>	F	A	1.89
28-ago	EAE_S28	7761782.52	373141.22	<i>Sotalia guianensis</i>	M	J	1.51
04-set	EAE_S29	7709375.40	342132.38	<i>Sotalia guianensis</i>	Ind.	A	1.7
14-set	EAE_S30	7827707.66	413676.89	<i>Sotalia guianensis</i>	M	J	1.22
29-set	EAE_S31	7820248.87	400762.89	<i>Megaptera novaeangliae</i>	Ind.	F	Ind.

* pré-monitoramento

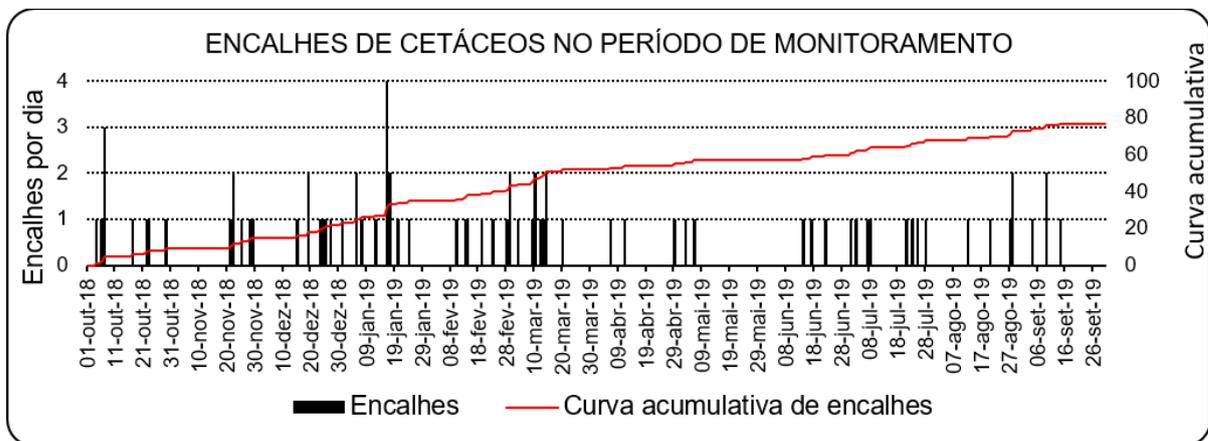
Do total de 77 cetáceos encalhados 98,7% compreenderam animais encontrados já em óbito e apenas 1,3% de animais encalhados com vida. Em 11,7% das ocorrências não foi possível realizar exames necroscópicos, principalmente devido a processos como a fragmentação da carcaça e devido ao estágio demasiadamente avançado da decomposição, ou à remoção da carcaça por ação da maré antes da chegada dos médicos veterinários até o local. As carcaças foram na grande maioria recolhidas pela empresa executora do PMP e congeladas (66,2%), resfriadas (10,4%) ou ainda examinadas imediatamente sem aplicação de métodos de preservação (11,7%). As carcaças recolhidas foram examinadas nas dependências do Instituto Orca em Guarapari/ES ou nas dependências do Instituto Baleia Jubarte (IBJ) em Caravelas/BA. O mapa abaixo demonstra a distribuição dos encalhes registrados ao longo da costa do ES (Figura 68).

Figura 68: Registro dos encalhes de cetáceos no litoral do ES, durante o monitoramento



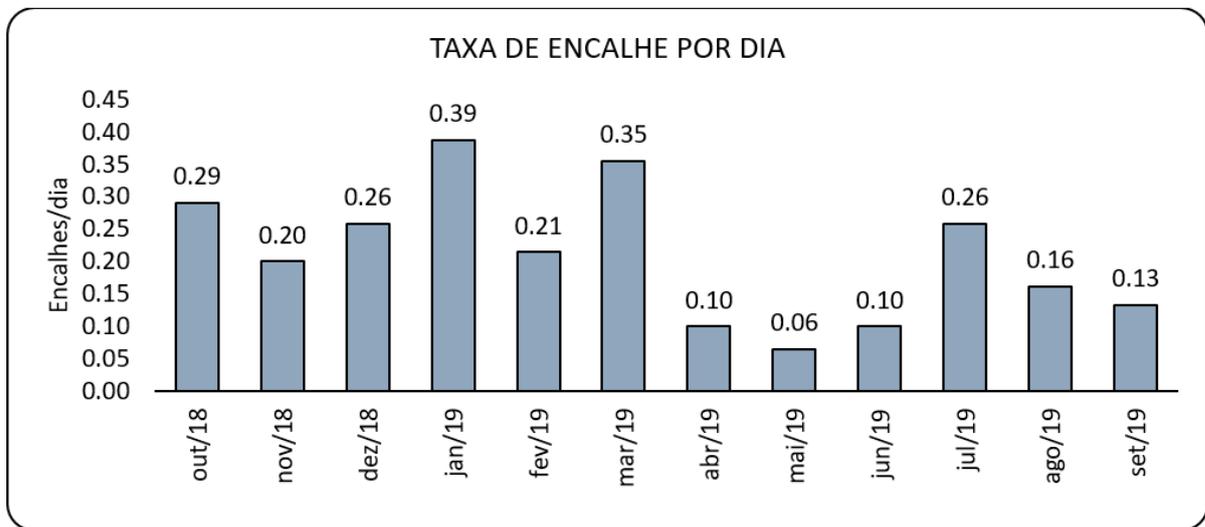
Os encalhes ocorreram ao longo de todo o período com alguns intervalos sem registros, onde o maior período sem ocorrências se deu entre 07/05/2019 e 13/06/2019, durante o inverno, representando um intervalo total de até 38 dias sem nenhum encalhe (Figura 69). A maioria dos registros compreendeu um único encalhe por dia, com exceção de oito ocasiões que foram registrados dois encalhes simultâneos na mesma data. No dia 7 de outubro de 2018 foram registradas três ocorrências e na data do dia 16 de janeiro de 2019 foram registradas quatro ocorrências simultâneas. O período com maior atividade de encalhes se deu em condições de verão, abrangendo principalmente o final do ano de 2018 e início de 2019 (Figura 69).

Figura 69: Distribuição temporal dos encalhes de cetáceos e curva acumulativa de ocorrências no período de monitoramento (01/10/2018 até 30/09/2019)



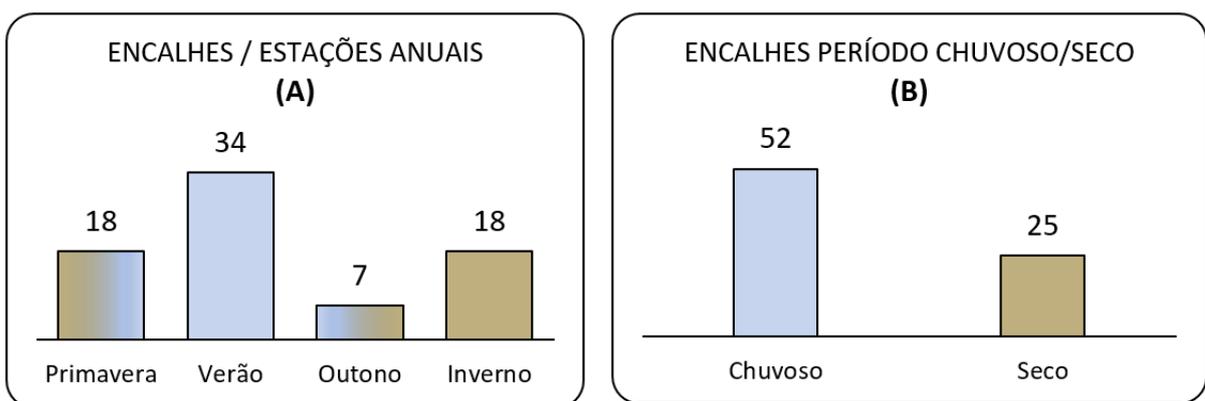
A taxa diária de encalhes de cetáceos ao longo dos meses variou entre 0,39 encalhes/dia; ao longo de janeiro de 2019 (valor máximo observado no período), até 0,06 encalhes/dia; observado ao longo de maio de 2019 (período com menos ocorrências) (Figura 70).

Figura 70: Comparação da taxa de encalhes de cetáceos por dia nos diferentes meses considerando a área de monitoramento como um todo



Na distribuição de encalhes em relação às estações anuais ficou clara uma maior atividade de encalhes nas condições de verão sendo superior 1,9 vezes em relação à primavera e inverno, e 4,9 vezes superior em relação com outono. O regime histórico de chuvas na região ocorre predominantemente na condição de verão, sendo o período seco mais característico no inverno, para finalidades de ilustrações neste relatório época chuvosa compreenderam os meses de outubro a março e o período seco entre abril e setembro, de forma que no período chuvoso observou-se 2,08 vezes mais encalhes do que no período seco ao longo deste primeiro ano de monitoramento (Figura 71).

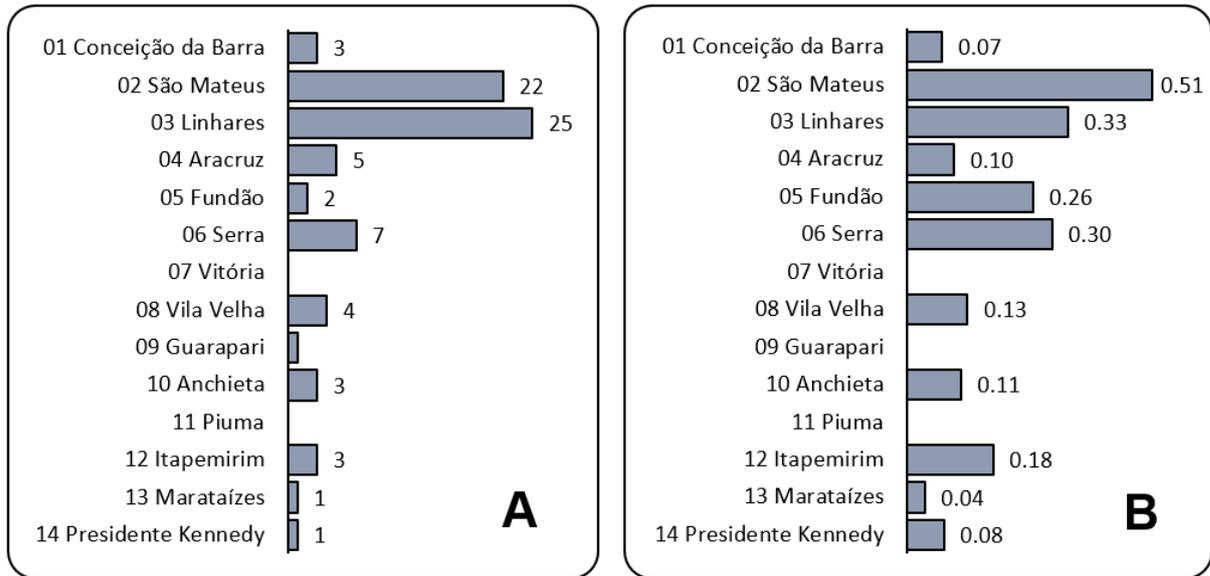
Figura 71: Distribuição de encalhes de cetáceos por estações climáticas (A) e regime de chuvas (B)



Os encalhes se distribuíram por quase todos os municípios litorâneos do Espírito Santo, com exceção de Vitória e Piúma. Os dois municípios com maior número de ocorrências foram Linhares com 33,8% (n=25) e São Mateus com 28,6% (n=22) de registros. Proporcionalmente à extensão de praias, São Mateus apresentou a maior taxa de encalhes por km com 0,51 cetáceos/km e Linhares em segundo lugar com 0,33 cetáceos/km de costa (Figura 72). O município de Serra ficou em terceiro lugar, onde

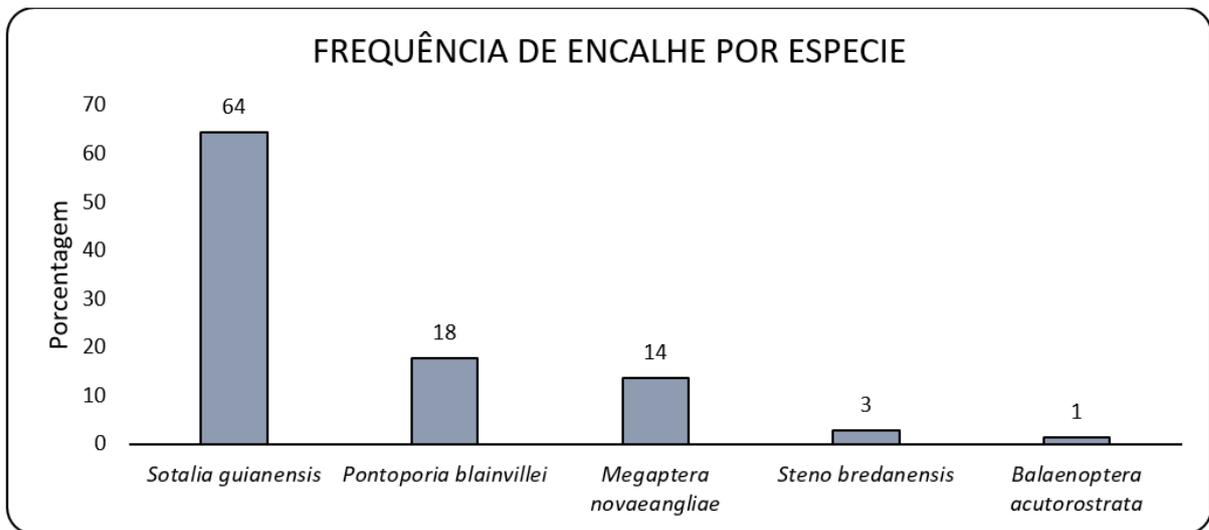
9,1% (n=7) dos encalhes totais e taxa de 0,30 cetáceo/km de costa. Todos os demais municípios permaneceram abaixo de 6,5%, com menos de cinco registros de encalhes (Figura 72)

Figura 72: Distribuição da quantidade de encalhes de cetáceos por município no Espírito Santo (A) e Taxa de encalhe de cetáceos por km de costa (B) ao longo do período de estudo



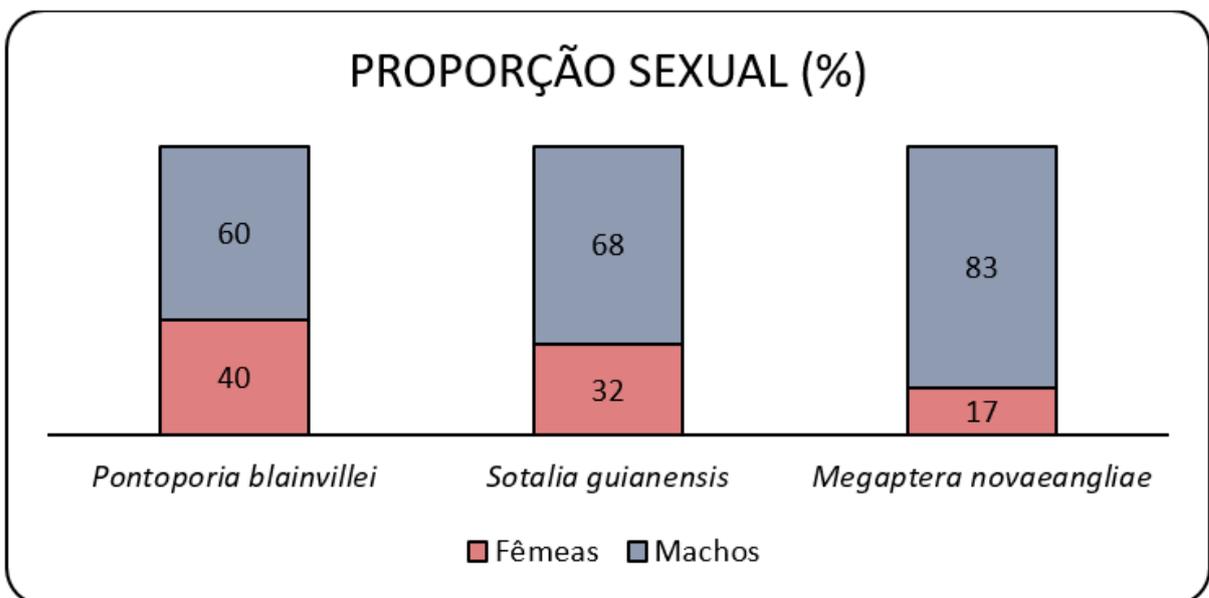
Do total das ocorrências de encalhes durante o período, em apenas quatro animais não foi possível a identificação da espécie mediante aspectos anatômicos e morfológicos, pois se encontravam demasiadamente decompostas. Das espécies que puderam ser identificadas (n=73) observamos a predominância de espécies costeiras, o boto-cinza (*Sotalia guianensis*) foi o animal mais frequente com 64%, seguido da toninha (*Pontoporia blainvillei*) com 18% e baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*) constituiu 14%. Foram observados ainda 3% de frequência para golfinho-de-dentes-rugosos (*Steno bredanensis*) e 1% para baleia-minke (*Balaenoptera acutorostrata*), conforme ilustra a Figura 73.

Figura 73: Frequência de espécies de cetáceos encalhados durante o período de monitoramento



A determinação do sexo dos cetáceos encalhados foi possível de ser realizada em 80,5% dos encalhes sem o auxílio laboratorial e genético. A proporção sexual para as espécies que mais encalharam se apresentou da seguinte maneira: toninha apresentou uma razão sexual na ordem de 1.5:1, o boto-cinza com 2.1:1 e a jubarte com 5:1, sendo que todas as três espécies apresentaram maior proporção de machos do que fêmeas (Figura 74).

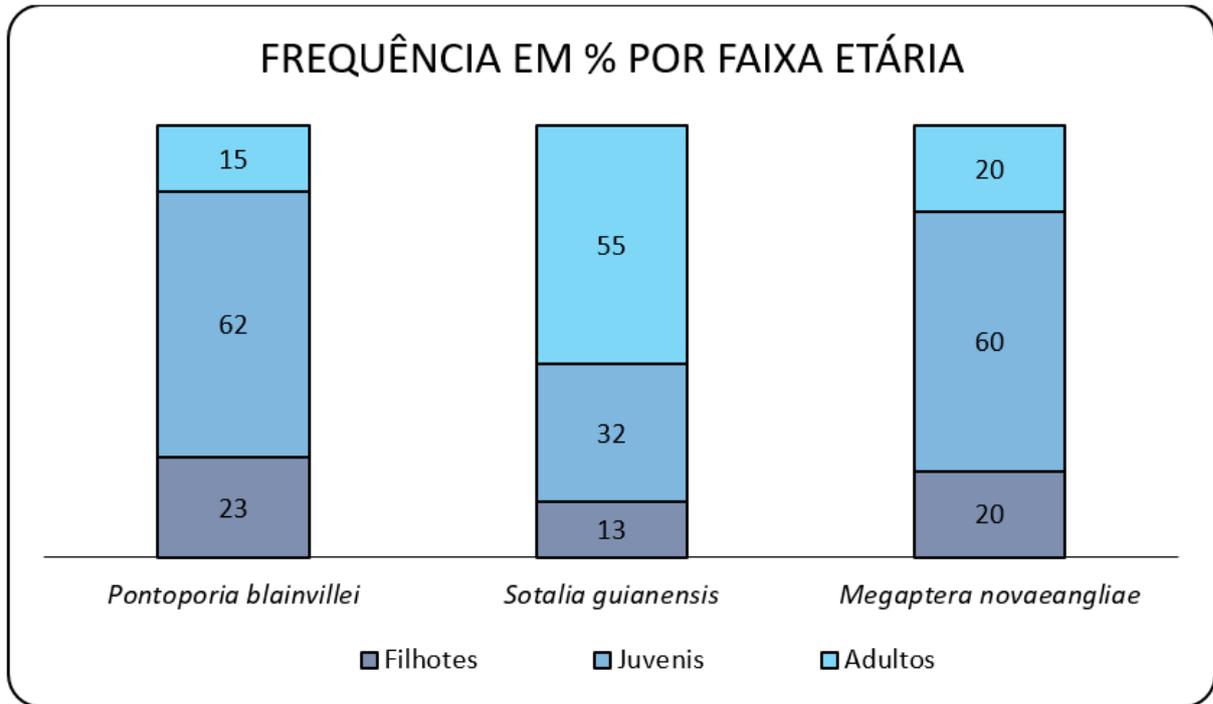
Figura 74: Proporção sexual das espécies de cetáceos que mais encalharam no período de monitoramento



A faixa etária dos cetáceos encalhados foi definida em três categorias: filhote, juvenil e adulta, sendo determinado pelo comprimento corporal obtido pela biometria. Foi possível determinar a faixa etária em 70 animais dentre 77 registros (Figura 75 e Quadro 4). A proporção entre filhotes, juvenis e animais adultos é melhor compreendida pelas três espécies que mais encalharam, o gráfico seguinte ilustra a

proporção de animais imaturos sexualmente (filhotes e juvenis). Observou-se no período de estudo que 85% e 80% dos encalhes eram de animais imaturos da espécie toninha e baleia-jubarte, respectivamente. Por outro lado, em relação aos botos-cinza, a maior proporção de encalhes foi de animais adultos, compreendendo 55% dos animais contra 45% de exemplares imaturos (Figura 75).

Figura 75: Percentual da faixa etária das espécies de cetáceos que mais encalharam



3.2.2.1 Resultados de necropsias

Dos 77 registros de cetáceos encalhados neste primeiro ano de monitoramento, foram realizados exames necroscópicos em 71 animais (92,2%). Em seis ocasiões (7,8%) não foi possível a realização de necropsias devido às características das carcaças fragmentadas ou ainda da remoção das mesmas pela ação das (Quadro 5 Quadro 6).

Quadro 5: Data e relação de cetáceos necropsiados na Estação Amostral de Encalhes da região Norte (EAE_N*) do litoral de Espírito Santo, durante o período de 01 de outubro de 2018 a 30 de setembro de 2019, com detalhamento do método de preservação da carcaça, código de decomposição no ato da necropsia (COD) e diagnóstico da causa da morte

DATA	ID	ESPÉCIE	PRESERVAÇÃO	COD	DIAGNÓSTICO
04-out	EAE_N01	Indeterminada	-	V	Indeterminado
06-out	EAE_N02	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelamento	V	Indeterminado
07-out	EAE_N03	<i>Megaptera novaeangliae</i>	-	IV	Indeterminado
07-out	EAE_N04	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelamento	IV	Indeterminado
07-out	EAE_N05	<i>Sotalia guianensis</i> *	Resfriamento	II	Processo infeccioso
17-out	EAE_N06	Indeterminada	-	V	Indeterminado
22-out	EAE_N07	Indeterminada	-	V	Indeterminado
DATA	ID	ESPÉCIE	PRESERVAÇÃO	COD	DIAGNÓSTICO

DATA	ID	ESPÉCIE	PRESERVAÇÃO	COD	DIAGNÓSTICO
23-out	EAE_N08	<i>Megaptera novaeangliae</i>	-	V	Indeterminado
22-nov	EAE_N09	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelamento	IV	Emalhe
25-nov	EAE_N10	<i>Pontoporia blainvillei</i>	Congelamento	III	Processo infeccioso
28-nov	EAE_N11	<i>Pontoporia blainvillei</i>	Congelamento	III	Processo infeccioso
29-nov	EAE_N12	<i>Pontoporia blainvillei</i>	Congelamento	IV	Indeterminado
15-dez	EAE_N13	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelamento	IV	Processo infeccioso
19-dez	EAE_N14	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelamento	IV	Emalhe
19-dez	EAE_N15	<i>Pontoporia blainvillei</i>	Congelamento	IV	Indeterminado
23-dez	EAE_N16	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelamento	III	Emalhe
31-dez	EAE_N17	<i>Pontoporia blainvillei</i>	Congelamento	IV	Politraumatismo
05-jan	EAE_N18	<i>Pontoporia blainvillei</i>	Congelamento	III	Emalhe
05-jan	EAE_N19	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelamento	III	Processo infeccioso
07-jan	EAE_N20	<i>Pontoporia blainvillei</i>	Congelamento	IV	Processo infeccioso
12-jan	EAE_N21	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelamento	IV	Processo infeccioso
16-jan	EAE_N22	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelamento	IV	Emalhe
16-jan	EAE_N23	<i>Pontoporia blainvillei</i>	Congelamento	III	Emalhe
16-jan	EAE_N24	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelamento	IV	Emalhe
20-jan	EAE_N25	<i>Pontoporia blainvillei</i>	Congelamento	III	Emalhe
24-jan	EAE_N26	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelamento	V	Indeterminado
13-fev	EAE_N27	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelamento	IV	Emalhe acidental
19-fev	EAE_N28	<i>Sotalia guianensis</i>	Resfriamento	III	Causa natural
28-fev	EAE_N29	<i>Pontoporia blainvillei</i>	Congelamento	IV	Emalhe
01-mar	EAE_N30	<i>Pontoporia blainvillei</i>	Congelamento	IV	Politraumatismo
01-mar	EAE_N31	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelamento	IV	Emalhe
04-mar	EAE_N32	<i>Pontoporia blainvillei</i>	Congelamento	V	Indeterminado
09-mar	EAE_N33	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelamento	IV	Processo infeccioso
10-mar	EAE_N34	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelamento	IV	Processo infeccioso
13-mar	EAE_N35	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelamento	IV	Indeterminado
14-mar	EAE_N36	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelamento	IV	Indeterminado
20-mar	EAE_N37	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelamento	IV	Processo infeccioso
29-abr	EAE_N38	<i>Pontoporia blainvillei</i>	Congelamento	V	Indeterminado
03-mai	EAE_N39	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelamento	IV	Emalhe
06-mai	EAE_N40	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelamento	IV	Processo infeccioso
01-jul	EAE_N41	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelamento	IV	Processo infeccioso
08-jul	EAE_N42	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelamento	IV	Processo Infeccioso
21-jul	EAE_N43	<i>Megaptera novaeangliae</i>	Necropsia imediata	IV	Indeterminado
25-jul	EAE_N44	<i>Megaptera novaeangliae</i>	Necropsia imediata	IV	Indeterminado
28-jul	EAE_N45	<i>Megaptera novaeangliae</i>	Necropsia imediata	II	Processo Infeccioso
28-ago	EAE_N46	<i>Megaptera novaeangliae</i>	Necropsia imediata	III	Indeterminado
09-set	EAE_N47	<i>Megaptera novaeangliae</i>	Necropsia imediata	III	Processo Infeccioso
09-set	EAE_N48	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelamento	IV	Emalhe

Quadro 6: Data e relação de cetáceos necropsiados na Estação Amostral de Encalhes da região Sul (EAE_S*) do litoral de Espírito Santo, durante o período de 01 de outubro de 2018 a 30 de setembro de 2019, com detalhamento do método de preservação da carcaça, código de decomposição no ato da necropsia (COD) e status do diagnóstico da causa da morte

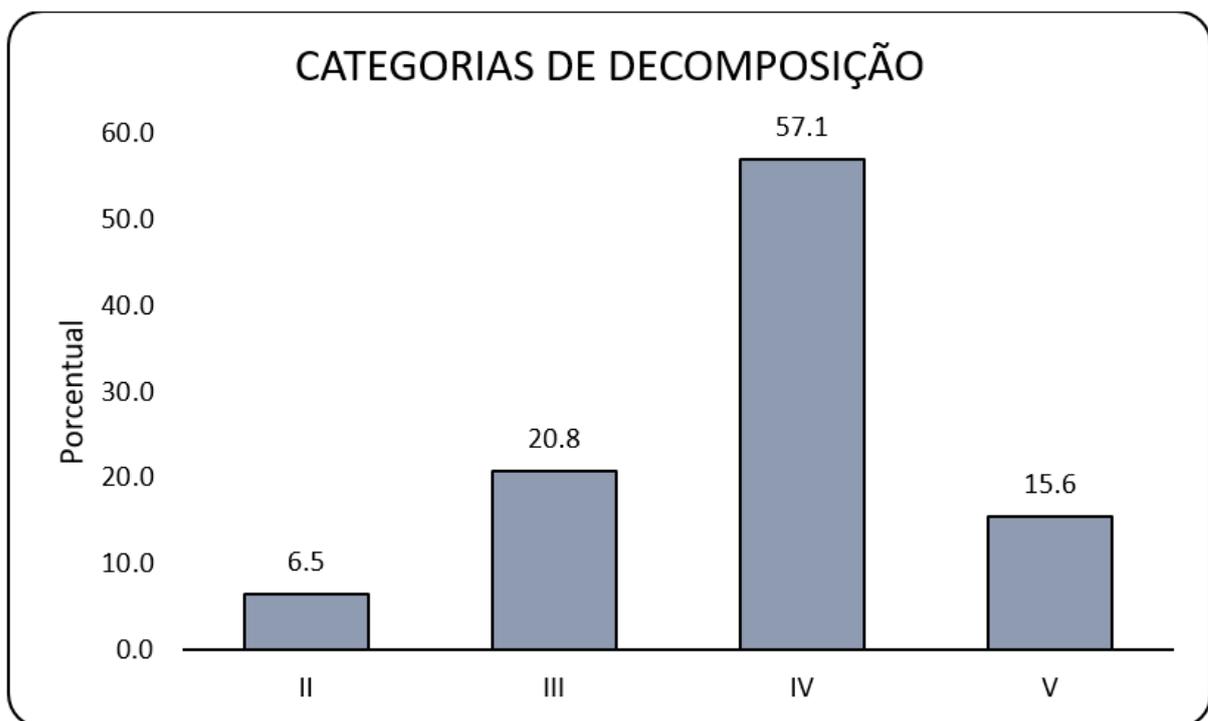
DATA	ID	ESPÉCIE	PRESERVAÇÃO	COD	DIAGNÓSTICO
02-set*	EAE_S1	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelamento	IV	Indeterminado
29-out	EAE_S2	<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Necropsia imediata	III	Processo infeccioso
21-nov	EAE_S3	<i>Megaptera novaeangliae</i>	-	IV	Indeterminado
22-nov	EAE_S4	<i>Steno bredanensis</i>	Resfriamento	IV	Indeterminado
24-dez	EAE_S6	<i>Sotalia guianensis</i>	Resfriamento	II	Processo infeccioso
25-dez	EAE_S5	<i>Sotalia guianensis</i>	Necropsia imediata	II	Processo infeccioso
27-dez	EAE_S7	<i>Sotalia guianensis</i>	Resfriamento	III	Emalhe
16-jan	EAE_S8	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelamento	IV	Indeterminado
17-jan	EAE_S9	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelamento	IV	Indeterminado
17-jan	EAE_S10	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelamento	V	Indeterminado
10-fev	EAE_S11	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelamento	IV	Indeterminado
14-fev	EAE_S12	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelamento	IV	Indeterminado
23-fev	EAE_S13	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelamento	III	Emalhe
10-mar	EAE_S14	<i>Sotalia guianensis</i>	Resfriamento	IV	Politraumatismo
12-mar	EAE_S15	<i>Sotalia guianensis</i>	Resfriamento	V	Indeterminado
14-mar	EAE_S16	<i>Sotalia guianensis</i>	Resfriamento	V	Indeterminado
06-abr	EAE_S17	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelamento	IV	Indeterminado
11-abr	EAE_S18	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelamento	IV	Politraumatismo
14-jun	EAE_S19	<i>Steno bredanensis</i>	Congelamento	IV	Indeterminado
17-jun	EAE_S20	<i>Megaptera novaeangliae</i>	NA	IV	Indeterminado
22-jun	EAE_S21	<i>Megaptera novaeangliae</i>	Necropsia imediata	IV	Emalhe
03-jul	EAE_S22	<i>Sotalia guianensis</i>	Necropsia imediata	II	Emalhe
07-jul	EAE_S23	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelamento	IV	Indeterminado
23-jul	EAE_S24	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelamento	IV	Indeterminado
12-ago	EAE_S25	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelamento	IV	Emalhe
20-ago	EAE_S26	<i>Indeterminada</i>	-	V	Indeterminado
27-ago	EAE_S27	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelamento	III	Emalhe
28-ago	EAE_S28	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelamento	III	Emalhe
04-set	EAE_S29	<i>Sotalia guianensis</i>	Congelamento	IV	Indeterminado
14-set	EAE_S30	<i>Sotalia guianensis</i>	Necropsia imediata	III	Emalhe
29-set	EAE_S31	<i>Megaptera novaeangliae</i>	-	V	Indeterminado

* pré-monitoramento

Conforme apontado no Quadro 5 e Quadro 6, em nove ocasiões (13%) as carcaças foram examinadas sem métodos de preservação (frescas), as quais compreenderam necropsias de campo, em oito ocasiões (12%) foram adotadas medidas de conservação por meio do emprego de resfriamento e em 51 ocasiões (75%) foi adotado o congelamento como método de conservação das carcaças até o agendamento e realização das necropsias.

O código de decomposição conforme baseado em GERACI & LOUNSBURY (2005), foi estabelecido durante os processos de exames necroscópicos e apresentou maior prevalência do estágio avançado de decomposição (COD IV), o que prejudica análises necroscópicas e laboratoriais. A Figura 76 ilustra a frequência dos códigos de decomposição dos animais examinados: COD II, representa as carcaças de animais recém-mortos, compreenderam cinco registros (6,5%); COD III, caracterizado pelo estágio inicial de decomposição, compreenderam 16 registros (20,8%); COD IV, caracterizado como estágio avançado de decomposição, compreenderam 44 registros (57,1%) e COD V, considerada etapa final de decomposição, compreenderam 12 registros (15,6%).

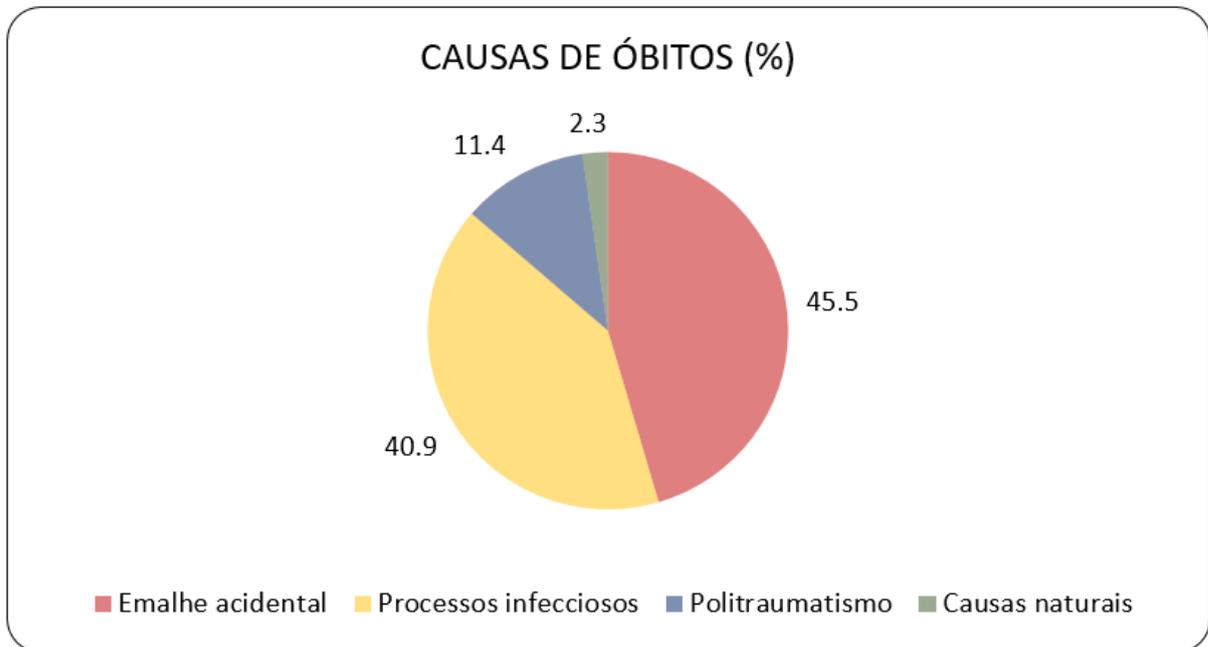
Figura 76: Frequência das fases de decomposição dos cetáceos atendidos



Do total de 77 cetáceos encalhados, seis animais (7,8%) não puderam ser examinados e exames necroscópicos foram realizados em 71 dos animais (92,2%). Dos animais examinados, 33 ocorrências (43%) tiveram o diagnóstico da causa da morte concluídas como indeterminadas; causas de óbitos sugestivas e concluídas pelos exames necroscópicos compreenderam 44 ocorrências (57%).

Dentre as causas de óbitos conclusivas foram observadas as seguintes frequências e motivos: 20 ocorrências (45,5%) atribuídas ao emalramento em redes de pesca ou cabos; 18 casos (40,9%) foram atribuídos aos processos infecciosos; cinco casos (11,4%) estiveram relacionados com processos traumáticos e um registro (2,3%) atribuído com morte natural (Figura 77).

Figura 77: Causas de mortalidade sugestivas e concluídas dos cetáceos atendidos no período do estudo

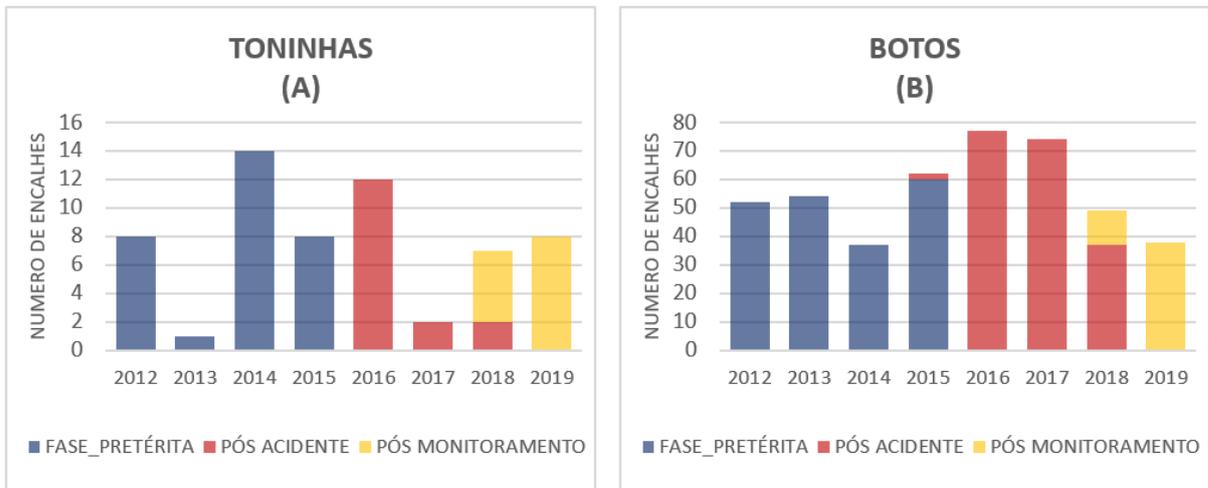


3.2.2.2 Resultados de comparações pretéritas

As instituições participantes do presente estudo, ORCA e IBJ são integrantes da REMAB e possuem bancos de dados históricos de encalhes de mamíferos marinhos na costa do Espírito Santo, informações estas acumuladas ao longo dos 30 anos de atuação destas instituições na região. As informações históricas de encalhes destas instituições foram trabalhadas em conjunto para propiciar comparações entre distintas fases, como por exemplo: época pretérita ao desastre relacionado com a barragem de Mariana-MG (2012 em diante totalizando 2151 dias); período posterior à chegada dos dejetos de minérios ao mar (22 de novembro de 2015 em diante totalizando 1044 dias); e fase relacionada com o presente estudo com início em 01 de outubro de 2018 até o encerramento com 365 dias de estudo).

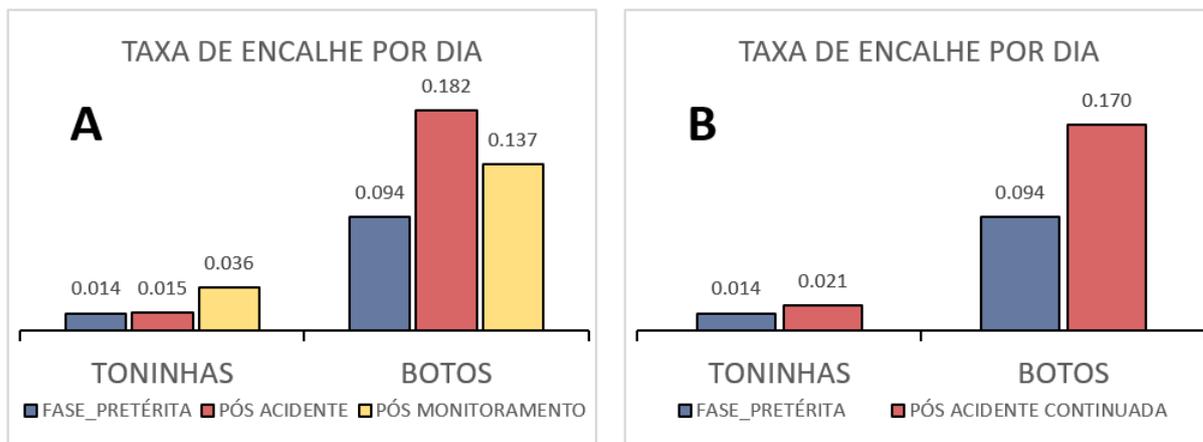
As avaliações sobre potenciais impactos neste primeiro ano de estudo foram concentradas sobre as duas espécies costeiras que apresentaram maior ocorrência de encalhes, sendo assim, os encalhes de toninhas e botos-cinzas foram comparados entre as distintas etapas acima mencionadas quanto em relação aos padrões de distribuição e sazonalidade. As demais espécies com ocorrência no estado não apresentaram quantidade suficiente para avaliações semelhantes as apresentadas a seguir, a Figura 78 ilustra a quantidade de encalhes destas espécies ao longo dos anos.

Figura 78: Comparativo das taxas de encalhes anuais de toninhas (A) e botos-cinzas (B) da compilação de dados históricos do Instituto ORCA, IBJ e PMP/BC



Na Figura 78 apresentada é possível observar que o maior pico de encalhes de toninhas foi notado em 2014 justamente no período anterior ao desastre, contudo, durante o verão deste ano em particular, houve uma intensa atividade pesqueira na região próxima à foz do rio Doce, o que culminou com a mortalidade de 12 exemplares entre janeiro e fevereiro de 2014, relacionada principalmente com a captura acidental em redes de pesca. Além deste episódio em particular é possível observar uma alta quantidade de encalhes de toninhas em 2016 e coincidente com o período posterior ao acidente na barragem de Mariana-MG. Para os botos-cinza os picos com maiores quantidades de encalhes coincidem também com o período posteriores ao acidente, principalmente em 2016 e 2017. Como estas distintas fases apresentam intervalos temporais diferentes, para finalidades de comparações a Figura 79 apresenta índices de encalhes/dia para facilitar as comparações de proporções quantitativas e a avaliação se houve ou não aumento/diminuição de encalhes entre fase pretérita e posterior do impacto.

Figura 79: Comparativo entre taxas de encalhes por dia de toninhas e botos-cinzas: em relação às três fases relacionadas com o acidente de Mariana, pretérita, pós-acidente e posterior ao monitoramento (A) e (B) em relação entre antes e depois do desastre de Mariana, considerando ambas as fases posteriores ao acidente em conjunto



A taxa de encalhe por dia permite a comparação entre as distintas fases e a visualização da proporção de aumento de encalhes após o acidente de Mariana-MG, sendo assim, conforme ilustrado na (Figura 79A), o aumento no número de encalhes de toninhas no período imediatamente posterior ao acidente foi na ordem de 10%. O aumento mais expressivo de encalhes de toninhas está sendo observado mais recentemente durante o presente estudo, com aumento de 2,5 vezes em relação com a fase pretérita ao desastre. Para botos-cinza este aumento foi de 1,9 e 1,5 vezes respectivamente para a fase imediatamente posterior ao acidente e fase mais recente

3.2.3 Genética

3.2.3.1 Número e indivíduos amostrados

Até o momento foram recebidas no LGCA amostras de pele e/ou músculo de 72 indivíduos de cinco espécies de cetáceos encalhados em praias do norte e sul do Espírito Santo (Quadro 7, Figura 80).

Quadro 7: Nome da estação amostral analisada, referência, nome da espécie, município do encalhe e ano do encalhe. EAE_N significa Estação Amostral Encalhes – Norte, EAE_S significa Estação Amostral Encalhes

Estação Amostral	Referência	Espécie	Município	Ano do encalhe
EAE_N2	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	São Mateus	2018
EAE_N4	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2018
EAE_N5	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	Conceição da Barra	2018
EAE_N9	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2018
EAE_N13	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	São Mateus	2019
EAE_N14	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	São Mateus	2018
EAE_N16	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	São Mateus	2018

Estação Amostral	Referência	Espécie	Município	Ano do encalhe
EAE_N19	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2019
EAE_N21	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2019
EAE_N22	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2019
EAE_N24	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2019
EAE_N26	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2019
EAE_N27	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	São Mateus	2019
EAE_N28	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	São Mateus	2019
EAE_N31	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2019
EAE_N33	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	Conceição da Barra	2019
EAE_N34	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	Conceição da Barra	2019
EAE_N35	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	São Mateus	2019
EAE_N36	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2019
EAE_N37	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	São Mateus	2019
EAE_N39	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	São Mateus	2019
EAE_N40	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	São Mateus	2019
EAE_N41	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	São Mateus	2019
EAE_N42	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2019
EAE_N43	Este estudo	<i>Megaptera novaeangliae</i>	São Mateus	2019
EAE_N44	Este estudo	<i>Megaptera novaeangliae</i>	São Mateus	2019
EAE_N45	Este estudo	<i>Megaptera novaeangliae</i>	São Mateus	2019
EAE_N46	Este estudo	<i>Megaptera novaeangliae</i>	São Mateus	2019
EAE_N47	Este estudo	<i>Megaptera novaeangliae</i>	São Mateus	2019
EAE_N48	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	São Mateus	2019
EAE_S1	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	Presidente Kenedy	2018
EAE_S2	Este estudo	<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Itapemirim	2018
EAE_S3	Este estudo	<i>Megaptera novaeangliae</i>	Marataízes	2018
EAE_S4	Este estudo	<i>Steno bredanensis</i>	Vila Velha	2018
EAE_S5	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	Serra	2018
EAE_S6	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	Aracruz	2018
EAE_S7	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	Anchieta	2018
EAE_S8	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	Serra	2019
EAE_S9	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	Itapemirim	2019
EAE_S10	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	Serra	2019
EAE_S11	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	Vila Velha	2019
EAE_S12	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	Vila Velha	2019
EAE_S13	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	Anchieta	2019
EAE_S14	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	Vila Velha	2019
EAE_S15	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	Fundão	2019
EAE_S16	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	Serra	2019
EAE_S17	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	Presidente Kenedy	2019
EAE_S18	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	Aracruz	2019

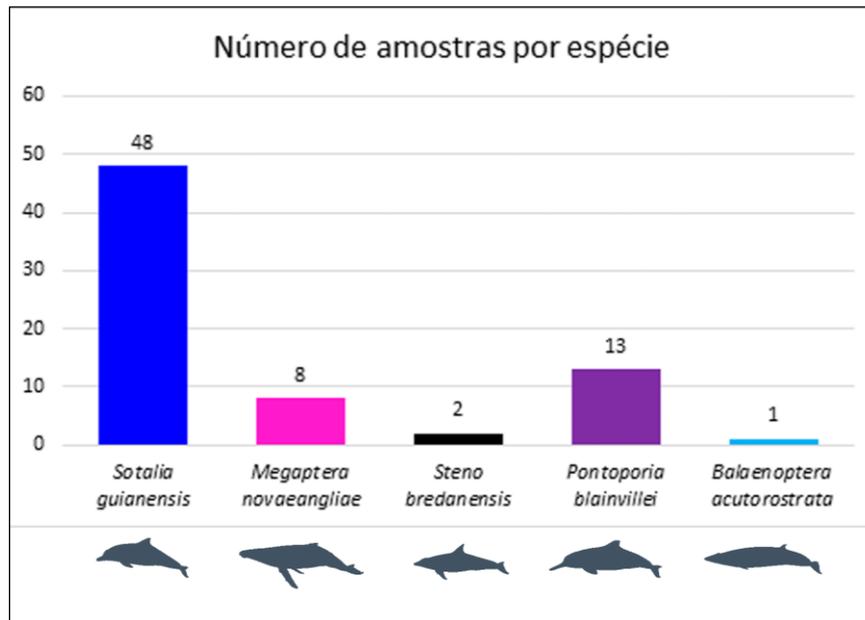
Estação Amostral	Referência	Espécie	Município	Ano do encalhe
EAE_S19	Este estudo	<i>Steno bredanensis</i>	Linhares	2019
EAE_S20	Este estudo	<i>Megaptera novaeangliae</i>	Linhares	2019
EAE_S21	Este estudo	<i>Megaptera novaeangliae</i>	Serra	2019
EAE_S22	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2019
EAE_S23	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	Fundão	2019
EAE_S24	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	Serra	2019
EAE_S25	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	Itapemirim	2019
EAE_S27	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	Aracruz	2019
EAE_S28	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	Serra	2019
EAE_S29	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	Guarapari	2019
EAE_S30	Este estudo	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2019
EAE_PP1	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Conceição da Barra	2010
EAE_PP2	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Conceição da Barra	2010
EAE_PP3	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	São Mateus	2010
EAE_PP4	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Conceição da Barra	2011
EAE_PP5	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Conceição da Barra	2011
EAE_PP6	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Conceição da Barra	2011
EAE_PP7	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Conceição da Barra	2012
EAE_PP8	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	São Mateus	2012
EAE_PP9	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	São Mateus	2012
EAE_PP10	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	São Mateus	2012
EAE_PP11	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Conceição da Barra	2013
EAE_PP12	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	São Mateus	2014
EAE_PP13	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2014
EAE_PP14	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2014
EAE_PP15	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2014
EAE_PP16	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2014
EAE_PP17	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2015
EAE_PP18	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2015
EAE_PP19	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	São Mateus	2015
EAE_PP20	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	São Mateus	2015
EAE_PP21	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	São Mateus	2015
EAE_PP22	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	São Mateus	2015
EAE_PP23	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2015
EAE_PP24	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	São Mateus	2015
EAE_PP25	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Aracruz	2015
EAE_PP26	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2015
EAE_PP27	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Aracruz	2015
EAE_PP28	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2015
EAE_PP29	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	São Mateus	2015
EAE_PP30	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	São Mateus	2016

Estação Amostral	Referência	Espécie	Município	Ano do encalhe
EAE_PP31	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	São Mateus	2016
EAE_PP32	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Aracruz	2016
EAE_PP33	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	São Mateus	2016
EAE_PP34	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	São Mateus	2016
EAE_PP35	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Aracruz	2016
EAE_PP36	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Fundão	2016
EAE_PP37	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Fundão	2016
EAE_PP38	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2016
EAE_PP39	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2016
EAE_PP40	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2017
EAE_PP41	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	São Mateus	2017
EAE_PP42	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2017
EAE_PP43	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2017
EAE_PP44	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2017
EAE_PP45	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2017
EAE_PP46	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	São Mateus	2017
EAE_PP47	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	São Mateus	2017
EAE_PP48	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2017
EAE_PP49	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	São Mateus	2018
EAE_PP50	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Guarapari	2009
EAE_PP51	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Guarapari	2009
EAE_PP52	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Anchieta	2009
EAE_PP53	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Guarapari	2009
EAE_PP54	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Vila Velha	2010
EAE_PP55	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Itapemirim	2010
EAE_PP56	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Guarapari	2010
EAE_PP57	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Aracruz	2010
EAE_PP58	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Serra	2010
EAE_PP59	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Guarapari	2011
EAE_PP60	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Serra	2011
EAE_PP61	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Presidente Kennedy	2011
EAE_PP62	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Presidente Kennedy	2011
EAE_PP63	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Itapemirim	2011
EAE_PP64	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Anchieta	2012
EAE_PP65	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Marataizes	2012
EAE_PP66	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Serra	2012
EAE_PP67	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Marataizes	2012
EAE_PP68	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Itapemirim	2012
EAE_PP69	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Marataizes	2012
EAE_PP70	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Vila Velha	2012
EAE_PP71	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Marataizes	2013

Estação Amostral	Referência	Espécie	Município	Ano do encalhe
EAE_PP72	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Serra	2013
EAE_PP73	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Marataizes	2013
EAE_PP74	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Marataizes	2013
EAE_PP75	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Itapemirim	2013
EAE_PP76	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Presidente Kennedy	2013
EAE_PP77	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Serra	2014
EAE_PP78	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Guarapari	2014
EAE_PP79	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Anchieta	2014
EAE_PP80	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Anchieta	2014
EAE_PP81	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Vila Velha	2004
EAE_PP82	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Vila Velha	2004
EAE_PP83	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Guarapari	2006
EAE_PP84	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Vila Velha	2007
EAE_PP85	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Vila Velha	2007
EAE_PP86	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Vila Velha	2007
EAE_PP87	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Guarapari	2007
EAE_PP88	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Guarapari	2007
EAE_PP89	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Vila Velha	2007
EAE_PP90	Mendes 2019	<i>Sotalia guianensis</i>	Anchieta	2007
EAE_PP91	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Anchieta	2008
EAE_PP92	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Anchieta	2008
EAE_PP93	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Aracruz	2009
EAE_PP94	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Anchieta	2009
EAE_PP95	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Vitória	2009
EAE_PP96	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Vila Velha	2009
EAE_PP97	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Guarapari	2009
EAE_PP98	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Anchieta	2009
EAE_PP99	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Vila Velha	2009
EAE_PP100	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2009
EAE_PP101	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	São Mateus	2014
EAE_PP102	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Aracruz	2009
EAE_PP103	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Anchieta	2010
EAE_PP104	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2014
EAE_PP105	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Itapemirim	2010
EAE_PP106	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Itapemirim	2010
EAE_PP107	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Anchieta	2010
EAE_PP108	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	São Mateus	2014
EAE_PP109	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Marataizes	2010
EAE_PP110	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2014
EAE_PP111	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2011
EAE_PP112	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Aracruz	2011

Estação Amostral	Referência	Espécie	Município	Ano do encalhe
EAE_PP113	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Guarapari	2012
EAE_PP114	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2013
EAE_PP115	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Conceição da Barra	2013
EAE_PP116	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2005
EAE_PP117	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2005
EAE_PP118	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Vitória	2005
EAE_PP119	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2005
EAE_PP120	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2006
EAE_PP121	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2006
EAE_PP122	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Vitória	2006
EAE_PP123	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Aracruz	2006
EAE_PP124	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Guarapari	2006
EAE_PP125	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Vila Velha	2007
EAE_PP126	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Guarapari	2007
EAE_PP127	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Vila Velha	2007
EAE_PP128	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2007
EAE_PP129	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Itapemirim	2007
EAE_PP130	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2007
EAE_PP131	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2007
EAE_PP132	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2007
EAE_PP133	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Vila Velha	2007
EAE_PP134	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Aracruz	2007
EAE_PP135	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Conceição da Barra	2008
EAE_PP136	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Serra	2008
EAE_PP137	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Guarapari	2008
EAE_PP138	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Vila Velha	2008
EAE_PP139	Reblin 2016	<i>Sotalia guianensis</i>	Linhares	2008

Figura 80: Número de amostras por espécie de cetáceos recebidas no LGCA do CEUNES para as análises genéticas.



A espécie mais comum foi *Sotalia guianensis* (boto-cinza), N = 48, seguida de *Pontoporia blainvillei* (toninha ou franciscana), N = 13. As amostras de *P. blainvillei* não foram contempladas nas análises laboratoriais nesse primeiro ano de PMBA porque estão sendo analisadas no âmbito de um projeto apoiado pelo FUNBIO. Os resultados apresentados e discutidos a seguir referem-se às espécies *S. guianensis*, *Steno bredanensis*, *Megaptera novaeangliae* e *Balaenoptera acurostrata*, N = 59 (Quadro 7, Figura 10).

3.2.3.2 Extração, quantificação e amplificação do DNA

A quantidade de DNA por amostra variou de 2,5 a 1744,8 2 ng/ µl de DNA, com média de 243,09 ng/ µl de DNA. O indivíduo EAE_S10 da espécie *S. guianensis* apresentou a menor concentração de DNA enquanto que o indivíduo EAE_N48 também da espécie *S. guianensis* apresentou a maior concentração de DNA. A maioria das amostras de DNA extraído resultaram em valores da relação de absorbância 260/280 dentro da faixa esperada, 1,8 a 2,0 que indica o grau de pureza e qualidade do DNA.

3.2.3.3 Sexagem molecular

Dos oito indivíduos cujo sexo não foi possível identificar morfologicamente (*S. guianensis*, N=4; *M. novaeangliae*, N=3; *B. acurostrata*, N=1) foi possível identificar o sexo de um indivíduo de *S. guianensis* (EAE_N26, Macho) e um indivíduo de *M. novaeangliae* (EAE_S3, Fêmea) via sexagem molecular. Não foi possível determinar o sexo molecular de cinco indivíduos. Provavelmente o DNA dessas amostras não amplificou, mesmo com mais de três tentativas, devido à qualidade da amostra de tecido dos animais dos encalhes, CODE 3 e CODE 4. O estágio de decomposição (CODE) é determinado no momento do atendimento ao encalhe na praia e varia de 1 a 5, onde 1 corresponde ao

animal vivo e 5 a restos de esqueleto ou carcaça mumificada (Geraci & Lounsbury, 2005). A carcaça com códigos de decomposição próximos a 5 disponibiliza tecidos com pouca quantidade de DNA ou DNA de baixa qualidade.

3.2.3.4 Identificação das espécies

A amplificação da região Cit-b gerou fragmentos de aproximadamente 700 pares de bases (pb) para todas os indivíduos analisados. Após edição e alinhamento, as sequências (*Forward* e *Reverse*) apresentaram de 616 pb a 691 pb para as análises: *S. guianensis*, 691 pb; *Steno bredanensis*, 673 pb; *M. novaeangliae*, 671 pb; *B. acutorostrata*, 616 pb. As sequências de Cit-b confirmaram a identificação morfológica para todas as espécies analisadas em ambos os bancos avaliados (GenBank e *DNA Surveillance*).

3.2.3.5 DNA mitocondrial (D-loop)

Índices de diversidade por espécie

A amplificação da região D-loop gerou fragmentos de aproximadamente 800 pares de bases (pb) para todas os indivíduos analisados. Após edição e alinhamento, as sequências (*Forward* e *Reverse*) apresentaram de 530 pb a 736 pb para as análises: *S. guianensis*, 530 pb; *S. bredanensis*, 717 pb; *M. novaeangliae*, 685 pb; *B. acutorostrata*, 736 pb.

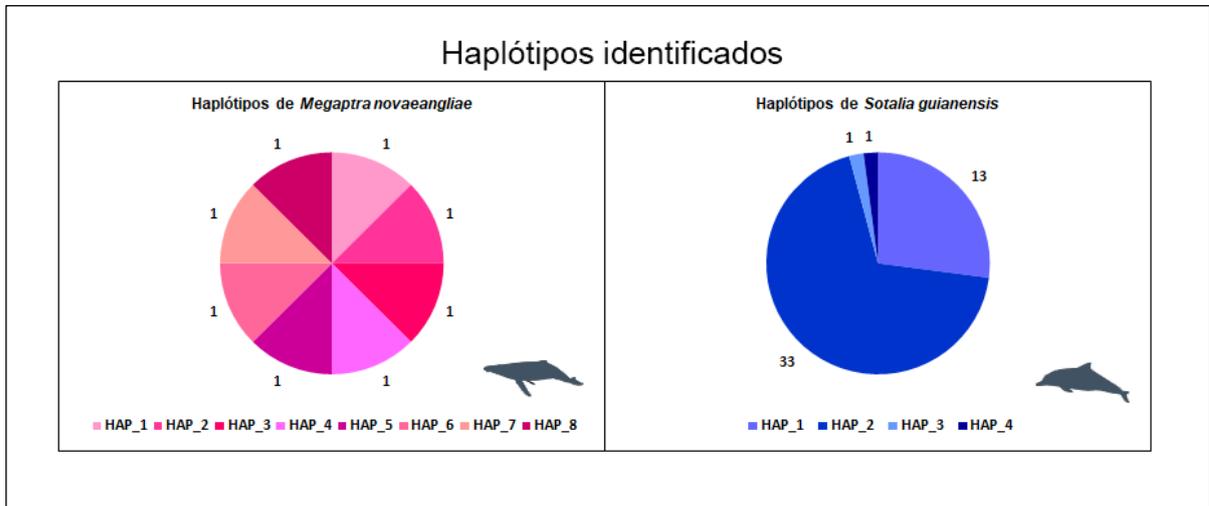
Os valores de diversidade haplotípica e nucleotídica foram altos para *M. novaeangliae* e baixos para *S. guianensis*. Não foi possível calcular os valores de diversidade nucleotídica para as espécies *S. bredanensis* e *B. acutorostrata* visto que foram analisados poucos indivíduos de cada espécie, e identificado somente um haplótipo em cada espécie (Tabela 33).

Tabela 33: Número de indivíduos, tamanho do fragmento (pb) analisado, n° de haplótipos, diversidade haplotípica (h), diversidade nucleotídica (π) para as espécies de cetáceos avaliadas com marcador D-loop

Espécie	N	pb	Nº de haplótipos	h	π
<i>Sotalia guianensis</i>	48	531	4	0.462+/-0.062	0.168 +/-0.161
<i>Megaptera novaeangliae</i>	8	685	8	1.00 +/-0.062	0.354 +/-0.206
<i>Steno bredanensis</i>	2	717	1	1	-
<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	1	736	1	1	-

Foram identificados oito haplótipos para *M. novaeangliae* e quatro haplótipos para *S. guianensis*. Para *S. guianensis* pode-se observar um haplótipo amplamente distribuído em 33 indivíduos (Figura 81).

Figura 81: Haplótipos identificados para a espécie *Sotalia guianensis* (a) e para a espécie *Megaptera novaeangliae* (b) para o marcador D-loop



Sotalia guianensis - Estruturação genética espacial

Para a espécie *Sotalia guianensis*, as análises de estruturação temporal foram realizadas utilizando-se fragmentos de 187 sequências (48 sequências do PMBA e 139 Pré-Projeto), a partir de um consenso entre todas as sequências analisadas (409 bp).

As análises entre as cinco regiões associadas a rios (Figura 11) teste de estruturação 1, demonstraram estruturação genética entre rio São Mateus e todas as demais regiões e Extremo Sul e todas as demais. Não foi encontrada estruturação entre o rio Doce, rio Piraquê-Açu e Região Metropolitana (Tabela 34 e Tabela 35).

Tabela 34: Valores de Φ_{ST} (Abaixo da diagonal) e F_{st} (acima da diagonal) par-a-par entre cinco regiões para as 187 sequências de D-loop da espécie *Sotalia guianensis* (409 bp). Valores estatisticamente significativos estão coloridos de cinza.

$P < 0,05$

	1.	2.	3.	4.	5.
1. Rio São Mateus (N=45)	-	0.022	0.034	0.011	0.043
2. Rio Doce (N=44)	0.050	-	-0.008	-0.006	0.047
3. Rio Piraquê-Açu (N=13)	0.083	-0.020	-	-0.007	0.063
4. Metropolitana (N=51)	0.052	0.001	-0.004	-	0.028
5. Extremo Sul (N=34)	0.087	0.121	0.117	0.070	-

Tabela 35: Análise de Variância Molecular (AMOVA) entre cinco regiões para as 187 sequências da espécie *Sotalia guianensis* utilizando-se marcador mitocondrial D-loop (409 bp)

AMOVA				
Fonte de variação	d.f	Soma dos quadrados	Componentes de variação	% de variação
Entre populações	4	2.908	0.00893 Va	2.16
Dentro das populações	182	73.509	0.40389 Vb	97.84
Total	186	76.417	0.41282	
Fst	0.021			
P-value	0.018+-0.003			

Para o teste de estruturação 2, com sequências divididas em três regiões: 1) Região 1 (Rio São Mateus), 2) Região 2 (Rio Doce, Rio Piraquê-Açu e Região Metropolitana), 3) Região 3 (Extremo Sul) (Figura 12), foi possível observar estruturação entre todas as regiões avaliadas e os maiores valores entre Central e Extremo Sul (Tabela 36 e Tabela 37).

Tabela 36: Valores de Φ_{ST} (Abaixo da diagonal) e Fst (acima da diagonal) par-a-par entre três regiões para as 187 sequências de D-loop da espécie *Sotalia guianensis* (409 bp). Valores estatisticamente significativos estão coloridos de cinza. $P < 0,05$

	1. Região 1	2. Região 2	3. Região 3
1. Região 1 (N=45)	-	0.020	0.043
2. Região 2 (N=108)	0.056	-	0.044
3. Região 3 (N=34)	0.087	0.105	-

Tabela 37: Análise de Variância Molecular (AMOVA) entre três regiões para as 187 sequências de D-loop da espécie *Sotalia guianensis* (409 bp)

AMOVA				
Fonte de variação	d.f	Soma dos quadrados	Componentes de variação	% de variação
Entre populações	2	2.287	0.01376 Va	3.30
Dentro das populações	184	74.130	0.40288 Vb	96.70
Total	186	76.417	0.41665	
Fst	0.033			
P-value	0.001+-0.000			

Sotalia guianensis - Estruturação genética temporal

Para a espécie *Sotalia guianensis*, as análises de estruturação temporal foram realizadas utilizando-se fragmentos de 187 sequências (48 sequências do PMBA e 139 Pré-Projeto), a partir de um consenso entre todas as sequências analisadas (409 bp). Para o teste de estruturação genética temporal 1 foi possível observar estruturação entre os dois períodos analisados (Pré e Pós rompimento da barragem de Fundão (Tabela 38).

Tabela 38: Valores de Fst par-a-par entre combinações de dois períodos para as 187 sequências de D-loop da espécie *Sotalia guianensis* (409 bp). Valores estatisticamente significativos estão coloridos de cinza. P<0,05

409pb	Até 2015 (Pré)	2016 a 2019 (Pós)
Até 2015 (Pré) (N=119)	-	
2016 a 2019 (Pós) (N=68)	0.17480	

A análise de AMOVA demonstrou que a maior porcentagem de variação se encontra dentro das populações (Tabela 39).

Tabela 39: Análise de Variância Molecular (AMOVA) para análise temporal das 187 sequências de D-loop da espécie *Sotalia guianensis* (409 bp)

AMOVA				
Fonte de variação	d.f	Soma dos quadrados	Componentes de variação	% de variação
Entre populações	1	7.230	0.07922 Va	17.48
Dentro das populações	185	69.187	0.37398 Vb	82.52
Total	186	76.417	0.45320	
Fst	0.17480			
P-value	0.000+-0.000			

Para o teste de estruturação genética temporal 2 também foi possível observar estruturação entre os diferentes os três períodos analisados (2004 a 2009, 2010 a 2015, 2016 a 2019) (Tabela 40).

Tabela 40: Valores de Fst par-a-par entre combinações de três períodos para as 187 sequências de D-loop da espécie *Sotalia guianensis* (409 bp). Valores estatisticamente significativos estão coloridos de cinza. P<0,05

	2004 a 2009	2010 a 2015	2016 a 2019
2004 a 2009	-		
2010 a 2015	0.120	-	
2016 a 2019	0.280	0.169	-

A análise de AMOVA demonstrou que a maior porcentagem de variação se encontra dentro das populações (Tabela 41).

Tabela 41: Análise de Variância Molecular (AMOVA) para análise temporal de três períodos das 187 sequências de D-loop da espécie *Sotalia guianensis* (409 bp)

AMOVA				
Fonte de variação	d.f	Soma dos quadrados	Componentes de variação	% de variação
Entre populações	2	10.767	0.08158 Va	18.61
Dentro das populações	184	65.650	0.35679 Vb	81.39
Total	186	76.417	0.43838	
Fst	0.18611			
P-value	0.000+-0.000			

Sotalia guianensis - Estruturação genética espaço-temporal

Para a espécie *Sotalia guianensis*, uma análise de estruturação espaço-temporal foi realizada uma vez que foi detectada estruturação temporal em Pré e Pós rompimento da barragem de Fundão, e, estruturação em três diferentes regiões o litoral do Espírito Santo (Região 1, Região 2, Região 3). Foram utilizados fragmentos de 187 sequências (48 sequências do PMBA e 139 Pré-Projeto), a partir de um consenso entre todas as sequências analisadas (409 bp). Foi possível observar estruturação genética espaço-temporal para essas divisões pré-estabelecidas (Tabela 42 e Tabela 43).

Tabela 42: Valores de Φ_{ST} (Abaixo da diagonal) e F_{st} (acima da diagonal) par-a-par entre as divisões espaço-temporais para as 187 sequências de D-loop da espécie *Sotalia guianensis* (409 bp). Valores estatisticamente significativos estão coloridos de cinza. $P < 0,05$

	1.	2.	3.	4.	5.	6.
1. Região 1 - Pré (N=22)	-	0.173	0.056	0.223	0.052	0.215
2. Região 1 - Pós (N=23)	0.214	-	0.175	-0.023	0.164	0.056
3. Região 2 - Pré (N=69)	0.152	0.151	-	0.204	0.056	0.214
4. Região 2 - Pós (N=39)	0.248	-0.026	0.168	-	0.205	0.146
5. Região 3 - Pré (N=28)	0.093	0.182	0.105	0.243	-	0.177
6. Região 3 - Pós (N=06)	0.302	0.092	0.204	0.171	0.117	-

Tabela 43: Análise de Variância Molecular (AMOVA) para as divisões espaço-temporais das 187 sequências de D-loop da espécie *Sotalia guianensis* (409 bp)

AMOVA				
Fonte de variação	d.f	Soma dos quadrados	Componentes de variação	% de variação
Entre populações	5	10.486	0.06033 Va	14.21
Dentro das populações	181	65.931	0.36426 Vb	85.79
Total	186	76.417	0.42460	
Fst	0.14210			
P-value	0.00000+-0.00000			

Sotalia guianensis – Índices de diversidade genética

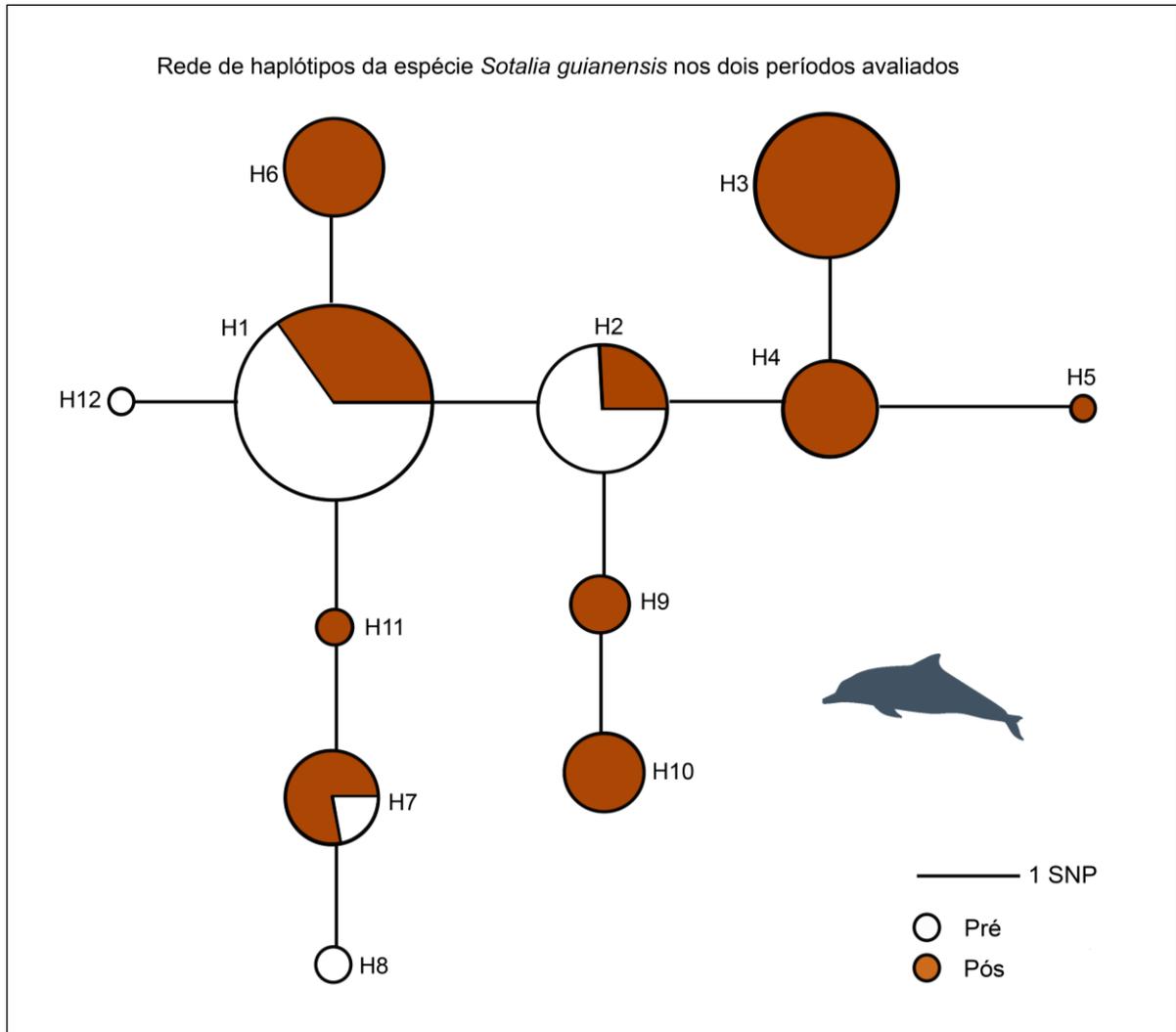
Os índices de diversidade genética entre os diferentes períodos avaliados (Pré e Pós-rompimento da barragem) demonstraram que os menores valores de diversidade haplotípica e nucleotídica foram encontrados para o período Pós rompimento. Valores de D de Tajima e F_s de F_u não foram significativos para nenhum período avaliado demonstrando que as populações estão em equilíbrio (Tabela 44).

Tabela 44: Número de indivíduos (N), tamanho do fragmento (pb) analisado, n° de haplótipos (Nh), diversidade haplotípica (h), diversidade nucleotídica (π), D de Tajima, Fs de Fu para *Sotalia guianensis* em diferentes períodos (Pré e Pós) com marcador D-loop (409p)

409pb	N	Nh	h	π	Tajima's D (p-value)	Fu's FS (p-value)
Pré	119	11	0.848+/- 0.017	0.253 +/-0.163	0.810 (0.704)	0.291(0.671)
Pós	68	5	0.570 +/- 0.047	0.102 +/-0.086	-1.744(0.303)	-0.745(0.365)
Total	187					

Foi possível identificar 12 haplótipos. A rede de haplótipos demonstrou a presença de três haplótipos compartilhados entre os diferentes períodos analisados (H1, H2 e H7), também os mais representativos. O haplótipo H1 foi o mais representativo, em 61 indivíduos (Pré, N=21; Pós, N=40). O haplótipo H2 foi o segundo mais representativo. Foi possível identificar a presença de haplótipos exclusivos, sete para o período Pré (H3, H4, H5, H6, H9, H10, H11) e dois para o período Pós (H8 e H12) (Figura 82).

Figura 82: Rede de haplótipos baseada na análise de Median-Joining da região controle do DNA mitocondrial (D-loop) da espécie *Sotalia guianensis* nos diferentes períodos avaliados. Cada círculo corresponde a um haplótipo e seu tamanho é proporcional à sua frequência na população. Cores diferentes representam os diferentes períodos avaliados. 1 SNP (*Single Nucleotide Polymorphism*) significa um passo mutacional entre os haplótipos



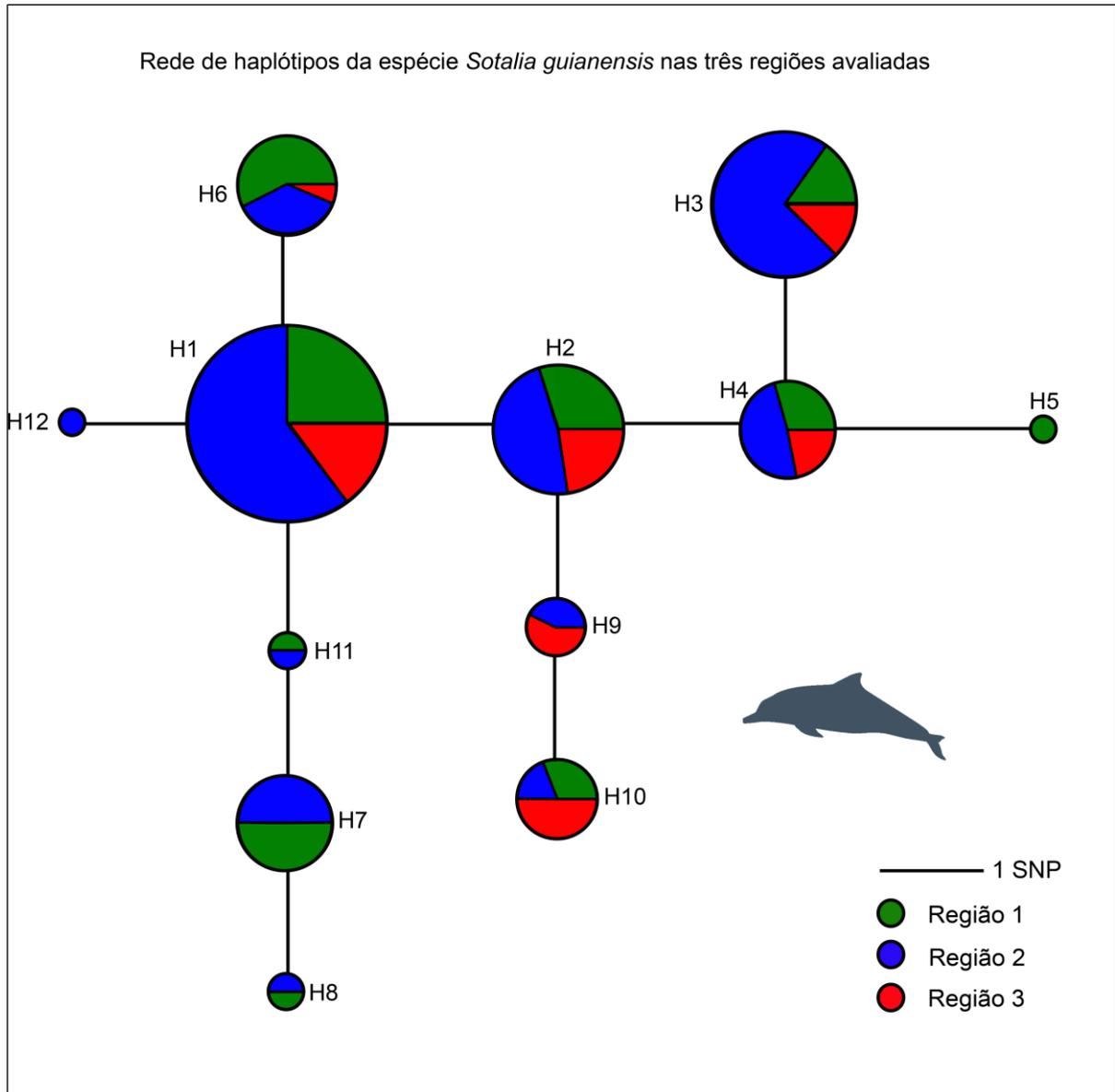
Quando consideramos os espécimes ou sequências de *S. guianensis* separadas em três regiões, avaliadas no teste de estruturação 2, os valores de diversidade haplotípica e nucleotídica da espécie foram baixos (Tabela 45). Foram encontrados poucos haplótipos para cada região e valores de F_s de F_u e D de Tajima não foram significativos, provavelmente devido ainda ao baixo número amostral para cada região. No entanto, mesmo para regiões com um menor número de indivíduos foi encontrada uma maior diversidade genética, como no litoral ao sul em relação ao litoral ao norte. Os menores valores de diversidade haplotípica e nucleotídica foram encontrados para a Região 2 (Tabela 45).

Tabela 45: Número de indivíduos (N), tamanho do fragmento (pb) analisado, n° de haplótipos (Nh), diversidade haplotípica (h), diversidade nucleotídica (π), D de Tajima, Fs de Fu para *Sotalia guianensis* em diferentes regiões com marcador D-loop (409pb). Valores entre parênteses são valores de p, para D de Tajima foi considerado $P < 0,05$ e para Fs de Fu $P < 0,02$

	N	Nh	h	π	Tajima's D (p-value)	Fu's FS (p-value)
Região 1	45	7	0.799+/-0.035	0.195 +/-0.136	0.486 (0.689)	-1.063(0.307)
Região 2	108	12	0.787 +/-0.025	0.193+/-0.133	0.034 (0.507)	-4.180(0.050)
Região 3	34	8	0.875+/-0.022	0.250+/-0.165	1.974(0.963)	-1.507(0.160)
Total	187					

A rede de haplótipos das três regiões demonstrou a presença de seis haplótipos compartilhados entre as diferentes regiões analisados (H1, H2, H3, H4, H6, H10), também os mais representativos. H1 foi o mais representativo, em 61 indivíduos (Norte, N=16; Central, N=39; Extremo Sul, N=06). O haplótipo H3 foi o segundo mais representativo. Foi possível identificar a presença de dois haplótipos compartilhados entre Central e Extremo Sul (H7 e H10), e, um haplótipo entre Norte e Central (H8). Foram identificados dois haplótipos, um para Norte (H5) e um para Central (H12) (Figura 83).

Figura 83: Rede de haplótipos baseada na análise de Median-Joining da região controle do DNA mitocondrial (D-loop) da espécie *Sotalia guianensis* nas três regiões avaliadas. Cada círculo corresponde a um haplótipo e seu tamanho é proporcional à sua frequência na população. Cores diferentes representam os diferentes períodos avaliados. 1 SNP (*Single Nucleotide Polymorphism*) significa um passo mutacional entre os haplótipos



Os resultados demonstraram diminuição do número de haplótipos e da diversidade (nucleotídica e haplotípica) ao longo do tempo (Pré e Pós) em todas as diferentes regiões (Região 1, Região 2, Região 3) (Tabela 46, Figura 12). Houve diminuição de 28,44% na diversidade haplotípica para a Região Norte, de 31,44% para a região Central e de 39,09% para a região Extremo Sul.

Tabela 46: Número de indivíduos (N), tamanho do fragmento (pb) analisado, n° de haplótipos (Nh), diversidade haplotípica (h), diversidade nucleotídica (π), D de Tajima, Fs de Fu para *Sotalia guianensis* em diferentes regiões com marcador D-loop (409pb). Valores e entre parêntese são valores de p, para D de Tajima foi considerado $P < 0,05$ e para Fs de Fu $P < 0,02$

	N	Nh	h	π	Tajima's D (p-value)	Fu's FS (p-value)
1. Região 1 - Pré	22	7	0.844+/-0.046	0.236+/-0.161	0.611(0.730)	-1.602 (0.176)
2. Região 1 - Pós	23	4	0.604+/-0.0790	0.109 +/-0.092	-0.144(0.411)	-0.474(0.343)
3. Região 2 - Pré	69	11	0.792+/-0.036	0.219+/-0.147	0.133(0.491)	-3.415(0.068)
4. Região 2 - Pós	39	5	0.543+/-0.076	0.099+/-0.085	-0.032(0.471)	-1.311(0.187)
5. Região 3 - Pré	28	8	0.875+/-0.030	0.271+/-0.177	2.225(0.991)	-1.598(0.212)
6. Região 3 - Pós	6	2	0.533+/- 0.172	0.076+/-0.083	0.850(0.876)	0.625(0.468)

3.2.3.6 DNA nuclear (Microsatélites)

Sotalia guianensis - Índices de diversidade genética e estruturação genética

Dos 10 locos avaliados (Quadro 1), seis amplificaram para os 48 indivíduos de *S. guianensis* avaliados. Dos 48 indivíduos, 39 apresentaram genótipos para pelo menos cinco locos e foram submetidos às análises posteriores. Um loco (Sgui 002) apresentou presença de alelos nulos e foi excluído das análises. O loco Sgui 017 apresentou-se ligado a outros dois locos e por isso foi excluído das análises posteriores. As análises de diversidade genética e estruturação genética serão calculadas futuramente, com a continuidade do projeto, pois o número amostral e o número de locos amplificados ainda não são suficientes.

3.2.4 Contaminantes

3.2.4.1 Análise de contaminantes (ecotoxicologia) em cetáceos

Os dados apresentados e discutidos no presente relatório referem-se, em sua maior parte, a *Sotalia guianensis*, a espécie mais frequentemente coletada na região analisada. Dois indivíduos da espécie *Steno bredanensis* foram coletados durante este ano de projeto e também foram analisados, entretanto, a discussão dos resultados para esta espécie ficou mais limitada, devido ao baixo número amostral. A segunda espécie mais comum na região, *Pontoporia blainvillei*, está sendo analisada no âmbito do Projeto Conservação da Toninha na Área de Manejo I (Franciscana Management Area I – FMA I), que visa atender às obrigações de natureza compensatória no âmbito do Termo de Ajustamento de Conduta (TAC), firmado em 13 de setembro de 2013 pela Chevron Brasil com o Ministério Público Federal.

Durante este primeiro ano de projeto, foram coletados 12 misticetos (baleias). As amostras destes indivíduos não foram analisadas, pois a costa do Espírito Santo não é uma área de alimentação de misticetos e, como a maior parte da contaminação se dá pela dieta, a acumulação em seus tecidos não representaria uma exposição na costa capixaba. Já os odontocetos são animais topo de cadeia e sujeitos a maior concentração de contaminantes devido à biomagnificação. Adicionalmente, os

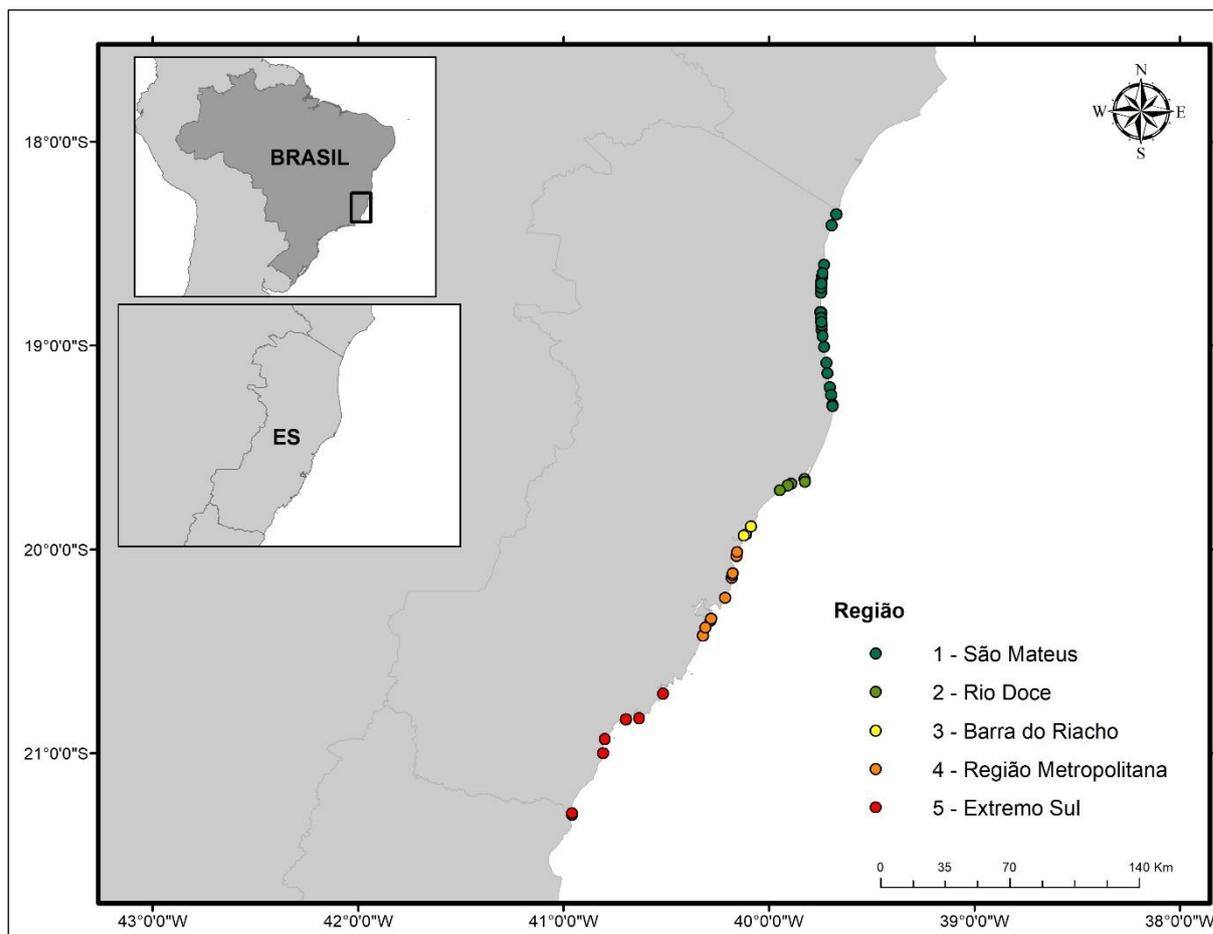
odontocetos coletados na região apresentam maior fidelidade de área, como é o caso de *Sotalia guianensis*.

Foram recebidas e analisadas amostras de músculo, fígado e rim de carcaças em códigos 2 e 3 (GERACI & LOUNSBURY, 2005) e, quando possível, de carcaças em código 4. No total, 40 indivíduos da espécie *Sotalia guianensis* (boto-cinza) e 2 indivíduos da espécie *Steno bredanensis* (golfinho-de-dentes-rugosos) foram analisados. Os parâmetros foram as concentrações de mercúrio total, arsênio, cádmio, cobre, ferro, manganês, zinco e compostos organoclorados, organobromados e HPAs em tecidos de cetáceos. As amostras incluídas neste relatório são aquelas que foram recebidas no MAQUA desde o início do projeto até o dia 15 de setembro de 2019, prazo hábil para que fossem analisadas e os dados tratados, discutidos e incluídos neste relatório.

Como o número de amostras coletadas desde o início do projeto até o presente momento foi inferior a 50 indivíduos; amostras de *Sotalia guianensis* (n=8) oriundas do acervo dos laboratórios do MAQUA também foram analisadas. Estas amostras são de animais da região de estudo que foram coletadas pelo Instituto Baleia Jubarte no período pós rompimento da barragem de rejeitos (novembro de 2015) até o início do presente projeto (agosto de 2018). A coleta, armazenagem e análises desses tecidos foram feitas da mesma forma que para as amostras coletadas durante o projeto. Foi criado um código para a identificação da estação amostral destes indivíduos com as iniciais "EAE_PP". É importante ressaltar que, apesar de serem animais encalhados pré-início do monitoramento, são animais de pós rompimento da barragem e que foram coletados na região 1.

Um fator que deve ser considerado para a interpretação das concentrações dos parâmetros é que *Sotalia guianensis* possui alto grau de fidelidade de sítio em diferentes regiões estudadas na costa brasileira. Com base no conhecimento sobre a espécie adquirido em outras regiões e na literatura, é possível que a linha de costa do ES, que possui 410 Km não seja ocupada por uma única população de *Sotalia guianensis*. Sendo assim, os padrões de acumulação de contaminantes encontrados no presente estudo podem sofrer variações ao serem analisados em microescala geográfica. Dessa forma, adotou-se uma divisão por regiões com base na foz dos principais rios do estado do Espírito Santo, como mostra a (Figura 84, Quadro 8) . A divisão adotada corrobora os dados de mapa de calor das áreas de maior concentração de *Sotalia guianensis* na área de estudo do subprojeto "Monitoramento de cetáceos a partir de técnicas de sobrevoos", reportados no relatório semestral.

Figura 84: Divisão das amostras de cetáceos coletados no Espírito Santo com base na foz dos principais rios do estado



Quadro 8: Localização das amostras coletadas na costa do Espírito Santo e suas classificações por região

Estação Amostral	Serial ONG	Encalhe	Espécie	Local	Município	Região
EAE_PPN1	05C1422/411	20/02/16	<i>S. guianensis</i>	Guriri	São Mateus	1
EAE_PPN2	05C1421/408	10/01/16	<i>S. guianensis</i>	Guriri	São Mateus	1
EAE_PPN3	05C1421/439	11/05/16	<i>S. guianensis</i>	Barra Nova	São Mateus	1
EAE_PPN4	05C1421/429	04/04/16	<i>S. guianensis</i>	Guriri	São Mateus	1
EAE_PPN5	05C1421/422	21/03/16	<i>S. guianensis</i>	Guriri	São Mateus	1
EAE_PPN6	05C1422/400	18/11/15	<i>S. guianensis</i>	Barra Nova	São Mateus	1
EAE_PPN7	05C1420/460	16/08/16	<i>S. guianensis</i>	Guriri	São Mateus	1
EAE_PPN8	05C1422/443	26/05/16	<i>S. guianensis</i>	Barra Nova	São Mateus	1
EAE_N5	05C1421/576	07/10/18	<i>S. guianensis</i>	Meleiras	São Mateus	1
EAE_N4	05C1421/577	07/10/18	<i>S. guianensis</i>	Regência	Linhares	2
EAE_N9	05C1422/586	22/11/18	<i>S. guianensis</i>	Regência	Linhares	2
EAE_N13	05C1421/591	15/12/18	<i>S. guianensis</i>	Guriri	São Mateus	1
EAE_N14	05C1421/592	19/12/18	<i>S. guianensis</i>	Urussuquara	São Mateus	1
EAE_N16	05C1421/594	23/12/18	<i>S. guianensis</i>	Guriri	São Mateus	1

Estação Amostral	Serial ONG	Encalhe	Espécie	Local	Município	Região
EAE_N19	05C1421/597	05/01/19	<i>S. guianensis</i>	Regência	Linhares	2
EAE_N21	05C1421/601	12/01/19	<i>S. guianensis</i>	P. do Ipiranga	São Mateus	1
EAE_N22	05C1421/602	16/01/19	<i>S. guianensis</i>	P. do Ipiranga	Linhares	1
EAE_N27	05C1422/612	13/02/19	<i>S. guianensis</i>	Urussuquara	Linhares	1
EAE_N28	05C1422/614	19/02/19	<i>S. guianensis</i>	Guriri	São Mateus	1
EAE_N31	05C1421/620	01/03/19	<i>S. guianensis</i>	P. do Ipiranga	Linhares	1
EAE_N33	05C1421/622	09/03/19	<i>S. guianensis</i>	Itaúnas	Conc. da Barra	1
EAE_N34	05C1422/623	10/03/19	<i>S. guianensis</i>	Itaúnas	Conc. da Barra	1
EAE_N36	05C1422/625	14/03/19	<i>S. guianensis</i>	P. do Ipiranga	Linhares	1
EAE_N37	05C1421/627	20/03/19	<i>S. guianensis</i>	Guriri	São mateus	1
EAE_N39	05C1422/633	03/05/19	<i>S. guianensis</i>	Guriri	São mateus	1
EAE_N40	05C1421/634	06/05/19	<i>S. guianensis</i>	Guriri	São mateus	1
EAE_N41	05C1421/636	01/07/19	<i>S. guianensis</i>	Guriri	São Mateus	1
EAE_N42	05C1421/637	08/07/19	<i>S. guianensis</i>	P. do Ipiranga	Linhares	1
EAE_S1	SOT 342	02/09/18	<i>S. guianensis</i>	Praia de Marobá	Pres. Kennedy	5
EAE_S5	SOT 343	25/12/18	<i>S. guianensis</i>	P. de Laranjeiras	Serra	4
EAE_S6	SOT 344	24/12/18	<i>S. guianensis</i>	Praia do Sauê	Aracruz	3
EAE_S7	SOT 345	27/12/18	<i>S. guianensis</i>	Praia Porto Velho	Anchieta	5
EAE_S8	SOT 346	16/01/19	<i>S. guianensis</i>	P. de Laranjeiras	Serra	4
EAE_S9	SOT 347	17/01/19	<i>S. guianensis</i>	Praia da Marinha	Itapemirim	5
EAE_S11	SOT 349	10/02/19	<i>S. guianensis</i>	Praia de Itaparica	Vila Velha	4
EAE_S12	SOT 350	14/02/19	<i>S. guianensis</i>	Praia da Costa	Vila Velha	4
EAE_S13	SOT 351	23/02/19	<i>S. guianensis</i>	Areia preta	Anchieta	5
EAE_S14	SOT 352	10/03/19	<i>S. guianensis</i>	Praia da Costa	Vila Velha	4
EAE_S15	SOT 353	12/03/19	<i>S. guianensis</i>	Costa Azul	Fundão	4
EAE_S17	SOT 355	06/04/19	<i>S. guianensis</i>	Praia das Neves	Pres. Kennedy	5
EAE_S18	SOT 356	11/04/19	<i>S. guianensis</i>	Barra do Sahy	Aracruz	3
EAE_S22	SOT 357	03/07/19	<i>S. guianensis</i>	Regência	Linhares	2
EAE_S23	SOT 358	08/07/19	<i>S. guianensis</i>	Costa Azul	Fundão	4
EAE_S24	SOT 359	23/07/19	<i>S. guianensis</i>	Ens. de Jacaraípe	Serra	4
EAE_S25	SOT 360	12/08/19	<i>S. guianensis</i>	Praia da Marinha	Itapemirim	5
EAE_S27	SOT 361	27/08/19	<i>S. guianensis</i>	Praia dos Padres	Aracruz	3
EAE_S28	SOT 362	28/08/19	<i>S. guianensis</i>	P. de Carapebus	Serra	4
EAE_S29	SOT 363	04/09/19	<i>S. guianensis</i>	Praia do Riacho	Guarapari	5
EAE_S19	STEBRE 28	15/06/19	<i>S. bredanensis</i>	Regência	Linhares	2
EAE_S4	STEBRE 27	22/11/18	<i>S. bredanensis</i>	Praia de Itaparica	Vila Velha	4

Determinação de mercúrio total (HgT)

Os valores médios (\pm desvio padrão), a mediana e os valores mínimos e máximos das concentrações de HgT determinadas nos tecidos de *Sotalia guianensis* para cada região encontram-se na Tabela 47.

Na Figura 85 encontram-se as concentrações de de HgT no fígado das diferentes regiões de coleta. As concentrações de HgT nos espécimes de golfinho-de-dentes-rugosos (*Steno bredanensis*) encontram-se na Tabela 48. As concentrações de HgT nos tecidos de todos os delfínídeos analisados no presente relatório, bem como suas variáveis biológicas e identificação foram reportadas no Apêndice deste relatório.

Para *Sotalia guianensis* coletados na costa do Espírito Santo, foram encontradas diferenças significativas entre as concentrações de HgT nos três tecidos (*Friedman ANOVA*, $p < 0,05$). As concentrações mais elevadas foram observadas no fígado, seguidas pelas concentrações no rim e músculo. O teste estatístico de *Kruskall-Wallis* não reportou diferenças significativas entre as concentrações nos três tecidos das cinco regiões de coleta ($p > 0,05$). A comparação com os dados biológicos foi realizada somente para os animais da Região 1, onde havia número amostral e informações suficientes para performance deste tipo de análise. Foram observadas correlações positivas (*Spearman*) entre as concentrações de HgT no fígado e rim, com o comprimento total e idade ($p < 0,05$). As fêmeas apresentaram concentrações de HgT musculares significativamente maiores que os machos (*Mann-Whitney*, $p < 0,05$), para os demais tecidos não houve diferença entre os sexos ($p > 0,05$). O mesmo teste foi utilizado para verificar diferenças significativas entre as concentrações dos três tecidos e a classe etária dos indivíduos, as quais não foram verificadas (*Mann-Whitney*, $p > 0,05$).

Tabela 47: Média, mediana, mínimo e máximo das concentrações de HgT no fígado, músculo e rim de *Sotalia guianensis* coletados nas diferentes regiões da costa do Espírito Santo, expressos em $\mu\text{g.g}^{-1}$ de peso úmido (1= São Mateus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES)

Região	N	Tecido	Média \pm DP	Mediana	Mín-Máx
1	22	Músculo	1,98 \pm 2,45	1,07	0,35-10,98
	17	Rim	18,16 \pm 51,12	4,22	0,15-214,91
	22	Fígado	84,57 \pm 115,52	42,46	1,36-426,23
2	4	Músculo	0,98 \pm 0,39	1,1	0,42-1,31
	3	Rim	1,50 \pm 1,16	1,17	0,53-2,80
	3	Fígado	7,66 \pm 6,78	7,18	1,12-14,68
3	3	Músculo	0,42 \pm 0,26	0,28	0,25-0,73
	2	Rim	0,79 \pm 0,77	0,79	0,25-1,33
	3	Fígado	4,44 \pm 6,37	0,88	0,64-11,80
4	9	Músculo	0,65 \pm 0,40	0,63	0,15-1,16
	6	Rim	1,50 \pm 1,11	1,33	0,32-3,50
	7	Fígado	40,86 \pm 64,49	4,83	1,24-161,02
5	7	Músculo	1,24 \pm 0,35	1,20	0,82-1,81
	6	Rim	2,70 \pm 1,35	2,30	1,37-5,22
	7	Fígado	38,88 \pm 38,84	16,32	3,54-94,05

Figura 85: Concentrações de HgT ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) no fígado de *Sotalia guianensis* coletados nas diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES)

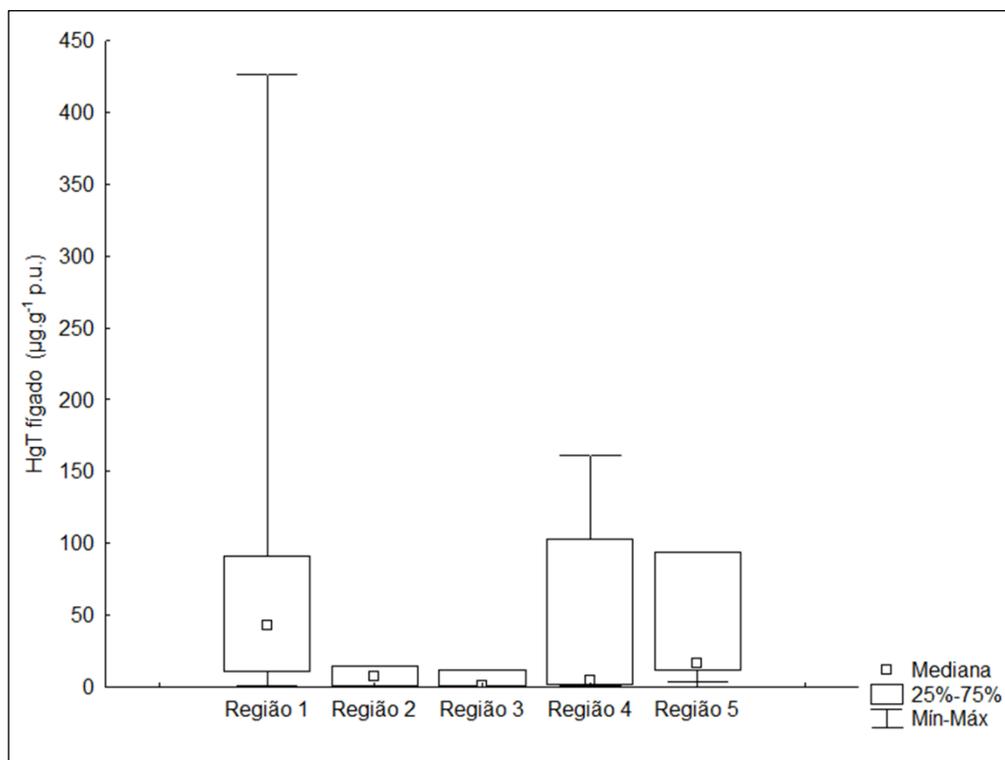


Tabela 48: Concentrações de HgT ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) no fígado, músculo e rim dos espécimes de golfinho-de-dentes-rugosos (*Sterno bredanensis*) coletados na costa do Espírito Santo

Espécie	Estação Amostral	Região	N	Tecido	HgT ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)
<i>S. bredanensis</i>	EAE_S4	4	1	Músculo	30,99
			1	Rim	56,12
			1	Fígado	548,3
<i>S. bredanensis</i>	EAE_S19	2	1	Músculo	4,35
			1	Rim	4,03
			1	Fígado	198,08

A ausência de diferenças significativas entre as concentrações de HgT em *Sotalia guianensis* de diferentes regiões pode estar relacionada ao baixo número amostral encontrado em algumas regiões de coleta. Acredita-se que com o aumento do número amostral, será possível observar distinção das concentrações entre as regiões estudadas. Em algumas regiões, foram observados indivíduos com concentrações elevadas quando comparados com os demais animais analisados. Na região 1, os indivíduos EAE_N27, EAE_N31, EAE_N36 e EAE_PPN4 apresentaram concentrações hepáticas pelo menos quatro vezes maiores que a mediana dos animais da região 1 para esse tecido. Com exceção do EAE_PPN4, os indivíduos apresentaram concentrações renais pelo menos quatro vezes maiores que a mediana dos animais da região 1 e para as concentrações musculares, um indivíduo apresentou

concentração dez vezes maior que a mediana dos animais da região 1. Na região 4, os indivíduos EAE_S23 e EAE_S8, apresentaram concentrações hepáticas cerca de dez vezes maiores que a mediana dos animais dessa região. E na região 5, os indivíduos EAE_S1 e EAE_S29 apresentaram concentrações hepáticas cerca de cinco vezes mais elevada que a mediana dos animais dessa região.

As concentrações mais elevadas tanto no músculo quanto no fígado foram encontradas no indivíduo EAE_N36, uma fêmea adulta de 21 anos de idade. As concentrações mais elevadas no rim foram encontradas no indivíduo EAE_N31, um macho adulto de 26 anos de idade. Os indivíduos EAE_21 e EAE_PPN3 apresentaram concentrações elevadas no fígado, apesar de serem animais juvenis. Essas concentrações foram mais elevadas inclusive que indivíduos adultos e longevos.

As concentrações mais elevadas no golfinho-de-dentes-rugosos (*Steno bredanensis*) foram observadas no fígado, seguidas pelas concentrações do rim e músculo.

Determinação de elementos-traço

Na Tabela 49 encontram-se os valores médios (\pm desvio padrão), a mediana e os valores mínimos e máximos das concentrações determinadas no fígado, músculo e rim de *Sotalia guianensis* para cada região do estado do Espírito Santo. Em seguida, as representações gráficas das concentrações de As no fígado (Figura 86), Cd no rim (Figura 87), Cu no fígado (

Figura 88), Fe no fígado (Figura 89), Mn no fígado (Figura 90) e Zn no fígado (Figura 91). As concentrações de Cu e Zn no fígado dos seguintes animais estavam significativamente altas: EAE_PPN2, EAE_S1, EAE_S6, EAE_S14. Desta forma, estes valores foram desconsiderados para as comparações entre regiões (Tabela 49,

Figura 88 e Figura 91) entretanto, foram considerados para as comparações com os dados biológicos. Na Tabela 50 são reportadas as concentrações dos elementos para os dois animais coletados na costa do Espírito Santo da espécie *Steno bredanensis*. As concentrações de elementos-traço determinadas nos três tecidos para todos os delfínidos coletados na costa do Espírito Santo, bem como suas variáveis biológicas e identificação foram reportadas no Apêndice deste relatório.

Considerando os dados de *Sotalia guianensis*, houve diferenças significativas entre as concentrações no fígado, músculo e rim para todos elementos (*Friedman*; $p < 0,001$). No geral, o perfil de concentração dos elementos foi: fígado > rim > músculo. Diferenciando-se do padrão de distribuição tecidual observado para os demais elementos, as concentrações de Cd no rim foram significativamente maiores do que aquelas no fígado. Entretanto, não foram observadas diferenças significativas entre as concentrações dos elementos nos três tecidos quando comparadas as cinco diferentes regiões (*Kruskal-Wallis*; $p > 0,05$).

Para a comparação estatística das concentrações dos elementos com os dados biológicos (sexo, maturidade sexual, comprimento total e idade) foram utilizados somente os dados de *Sotalia guianensis* da Região 1, onde havia número amostral e informações suficientes para performance deste tipo de análise. Correlações positivas (*Spearman*, $p < 0,05$) entre o comprimento total (CT) de *Sotalia guianensis*

foram encontradas para as concentrações de As, Cd e Fe no fígado e Fe no rim; enquanto que as concentrações de Zn no músculo apresentaram uma correlação negativa com o CT. Quando as concentrações de elementos foram comparadas com as idades, Fe no fígado apresentou uma correlação positiva e Cu no músculo apresentou correlação negativa (*Spearman*, $p < 0,05$). Não foram observadas correlações para os demais elementos. No geral, não foram observadas diferenças estatísticas entre as concentrações determinadas em machos e fêmeas de *S. guianensis*. Concentrações significativamente maiores nos machos foram observadas somente para o Cu (*Mann-Whitney*, $p = 0,026$) no fígado. Quando comparadas diferentes classes etárias, animais maduros apresentaram concentrações significativamente maiores de Cd (*Mann-Whitney*, $p = 0,044$) e Fe no fígado (*Mann-Whitney*, $p = 0,002$); e Fe no rim ($p = 0,027$); enquanto que imaturos apresentam maiores concentrações de Zn ($p = 0,046$) no músculo.

Tabela 49: Média, mediana, mínimo e máximo das concentrações de As, Cd, Cu, Fe, Mn e Zn no fígado, músculo e rim de *Sotalia guianensis* coletados na costa do Espírito Santo expressos em $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de peso úmido para cada Região (1= São Mateus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES).

Região	Tecido	N		As	Cd	Cu	Fe	Mn	Zn
1	Fígado	22	Média \pm DP	0,37 \pm 0,13	0,59 \pm 0,45	9,8 \pm 4,0	277 \pm 128	4,3 \pm 1,2	47 \pm 11
			Mediana	0,35	0,67	9,0	283	4,2	45
			Mín. - Máx.	0,11-0,66	0,01-1,53	3,8-18,0	86-578	2,5-8,0	28-70
	Músculo	22	Média \pm DP	0,21 \pm 0,04	<0,01	1,0 \pm 0,4	96 \pm 38	0,2 \pm 0,2	21 \pm 6
			Mediana	0,20	<0,01	1,0	84	0,2	20
			Mín. - Máx.	<0,11-0,29	<0,01	0,5-2,1	56-203	<0,10-0,5	14-36
	Rim	17	Média	0,24 \pm 0,08	1,06 \pm 0,70	4,5 \pm 1,6	131 \pm 77	0,7 \pm 0,2	29 \pm 7
			Mediana	0,23	0,90	4,0	96	0,7	29
			Mín. - Máx.	<0,11-0,38	0,15-2,17	2,5-8,2	48-303	0,4-1,0	19-48
2	Fígado	3	Média \pm DP	0,29 \pm 0,12	0,16 \pm 0,15	10,2 \pm 3,3	165 \pm 53	4,3 \pm 1,0	48 \pm 14
			Mediana	0,33	0,16	11,1	144	4,5	46
			Mín. - Máx.	0,15-0,39	<0,01-0,27	6,5-12,9	126-225	3,1-5,1	35-63
	Músculo	4	Média \pm DP	0,23 \pm 0,08	<0,01	1,0 \pm 0,4	77 \pm 25	<0,1	21 \pm 5
			Mediana	0,23	<0,01	0,9	75	<0,1	21
			Mín. - Máx.	0,14-0,33	<0,01	0,7-1,7	51-107	<0,1	16-28
	Rim	3	Média	0,23 \pm 0,08	0,44 \pm 0,48	3,8 \pm 1,1	102 \pm 14	0,4 \pm 0,2	25 \pm 7
			Mediana	0,28	0,21	4,2	100	0,4	23
			Mín. - Máx.	0,14-0,29	0,12-1,00	2,5-4,7	89-117	0,2-0,6	20-33
3	Fígado	3	Média \pm DP	0,41 \pm 0,26	0,27 \pm 0,33	8,0 \pm 1,8	174 \pm 101	4,6 \pm 2,4	50 \pm 4
			Mediana	0,31	0,27	8,0	196	4,3	50
			Mín. - Máx.	0,22-0,70	<0,01-0,50	6,7-9,2	63-261	2,4-7,2	47-53
	Músculo	3	Média \pm DP	0,20 \pm 0,07	<0,01	1,7 \pm 1,4	80 \pm 12	0,2 \pm 0,1	31 \pm 13
			Mediana	0,17	<0,01	1,2	74	0,1	24
			Mín. - Máx.	0,16-0,28	<0,01	0,7-3,4	73-94	0,1-0,3	23-46
	Rim	2	Média \pm DP	0,27 \pm 0,17	0,74 \pm 0,81	4,6 \pm 1,4	75 \pm 69	0,5 \pm 0,1	26 \pm 11
			Mediana	0,27	0,74	4,6	75	0,5	26

Região	Tecido	N		As	Cd	Cu	Fe	Mn	Zn
			Mín. - Máx.	0,15-0,38	0,17-1,32	3,6-5,6	27-124	0,4-0,6	19-33
4	Fígado	7	Média ± DP	0,29±0,12	0,28±0,22	8,6±3,8	194±107	3,7±2,2	42±9
			Mediana	0,24	0,21	8,1	180	2,7	42
			Mín. - Máx.	0,19-0,49	0,08-0,57	3,7-14,0	60-327	2,3-7,3	30-54
	Músculo	9	Média ± DP	0,20±0,07	<0,01	1,0±0,3	63±27	0,2±0,03	22±4
			Mediana	0,19	<0,01	0,9	65	0,2	21
			Mín. - Máx.	0,11-0,29	<0,01	0,7-1,6	26-105	<0,1 - 0,2	14-27
	Rim	6	Média	0,24±0,06	1,00±0,34	5,1±3,7	98±39	0,6±0,3	30±10
			Mediana	0,23	1,20	3,8	91	0,7	29
			Mín. - Máx.	0,18-0,35	0,58-1,30	2,8-12,4	52-147	0,3-1,0	19-47
5	Fígado	7	Média ± DP	0,24±0,11	0,23±0,14	6,3±2,0	269±101	3,4±0,7	42±9
			Mediana	0,26	0,18	5,5	225	3,4	41
			Mín. - Máx.	0,12-0,42	0,06-0,43	4,3-9,1	158-404	2,6-4,3	34-58
	Músculo	7	Média ± DP	0,19±0,03	<0,01	1,2±0,3	108±48	0,1±0,1	23±7
			Mediana	0,19	<0,01	1,3	86	0,2	21
			Mín. - Máx.	0,15-0,22	<0,01	0,8±1,8	59-202	<0,1-0,2	16-37
	Rim	6	Média	0,20±0,10	0,51±0,33	3,4±1,0	107±20	0,5±0,1	26±4
			Mediana	0,17	0,36	3,4	106	0,5	26
			Mín. - Máx.	0,10-0,33	0,19-1,02	2,2-4,8	80-140	0,3-0,5	20-32

Figura 86: Concentrações de As ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) no fígado de *Sotalia guianensis* coletados nas diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES)

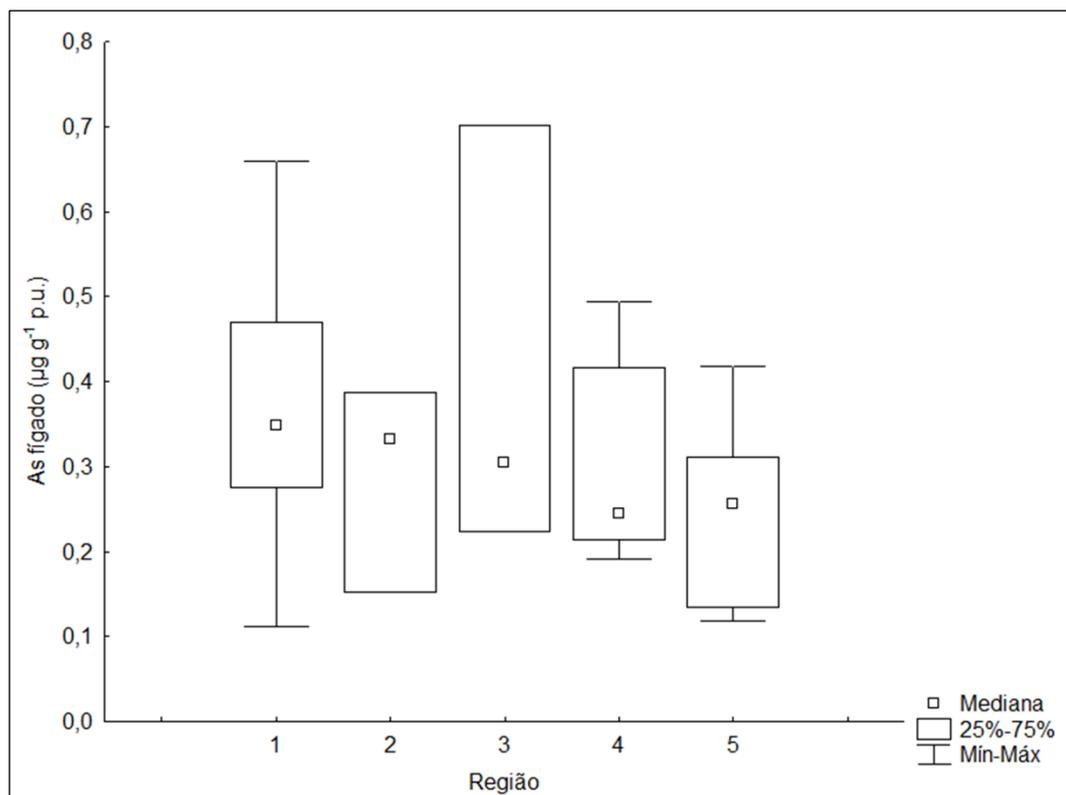


Figura 87: Concentrações de Cd ($\mu\text{g.g}^{-1}$) no rim de *Sotalia guianensis* coletados nas diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES)

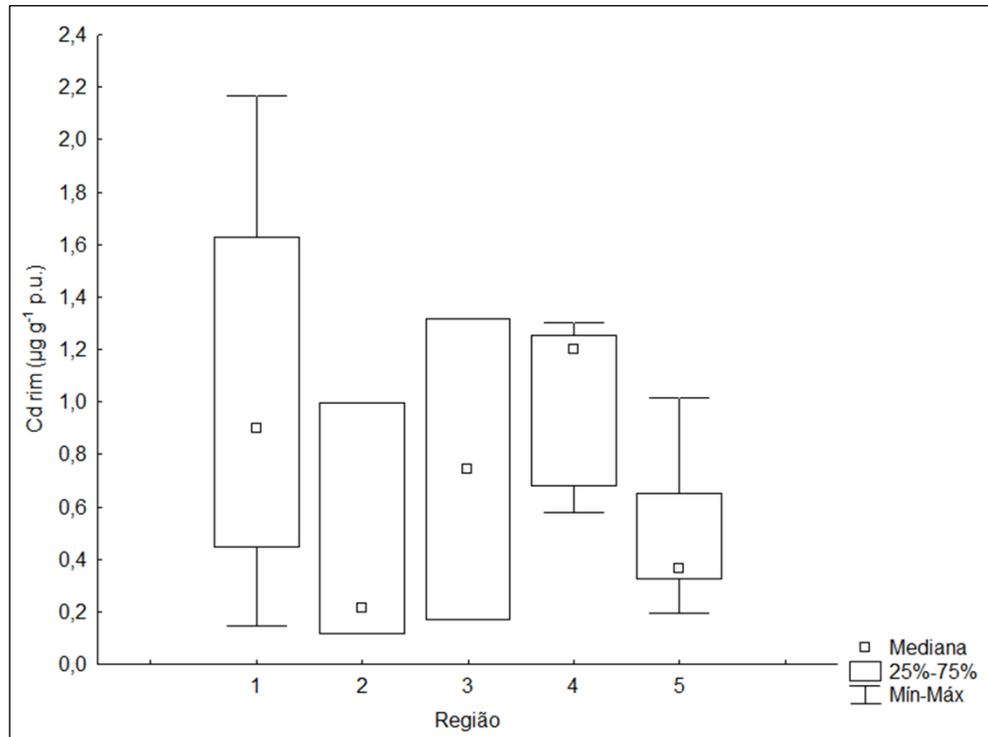


Figura 88: Concentrações de Cu ($\mu\text{g.g}^{-1}$) no fígado de *Sotalia guianensis* coletados nas diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES)

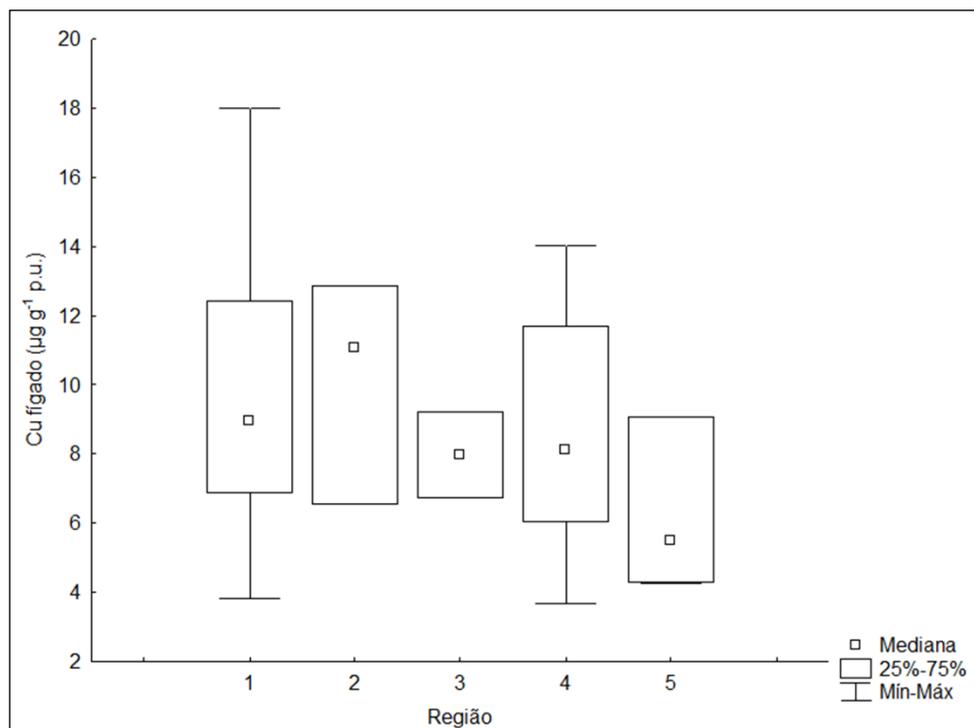


Figura 89: Concentrações de Fe ($\mu\text{g.g}^{-1}$) no fígado de *Sotalia guianensis* coletados nas diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES)

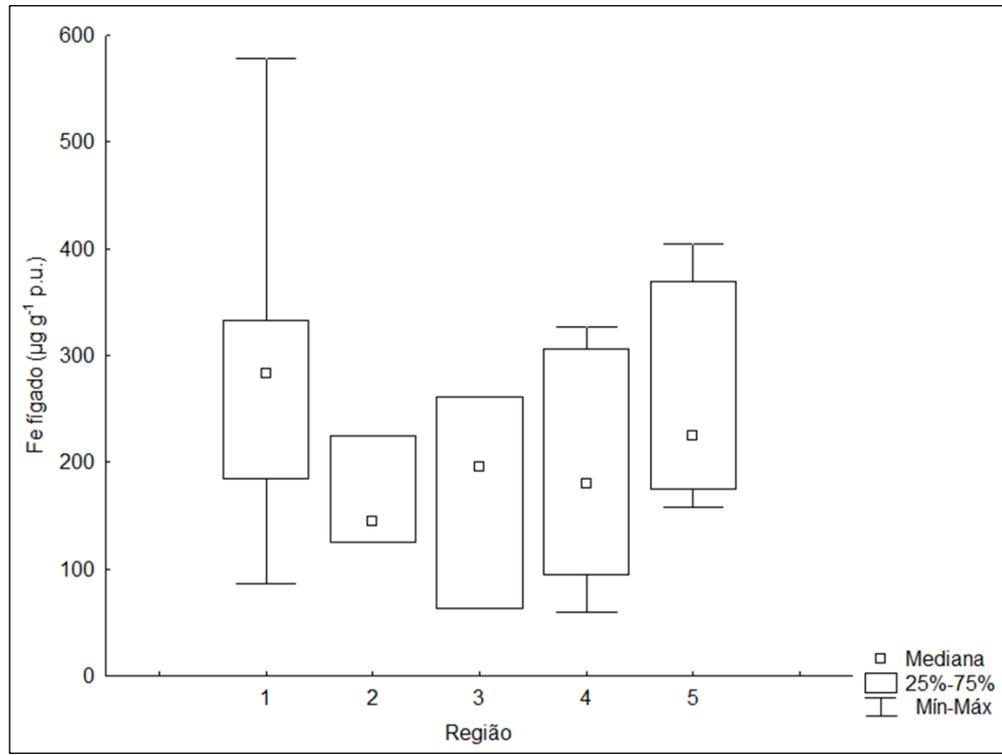


Figura 90: Concentrações de Mn ($\mu\text{g.g}^{-1}$) no fígado de *Sotalia guianensis* coletados nas diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES)

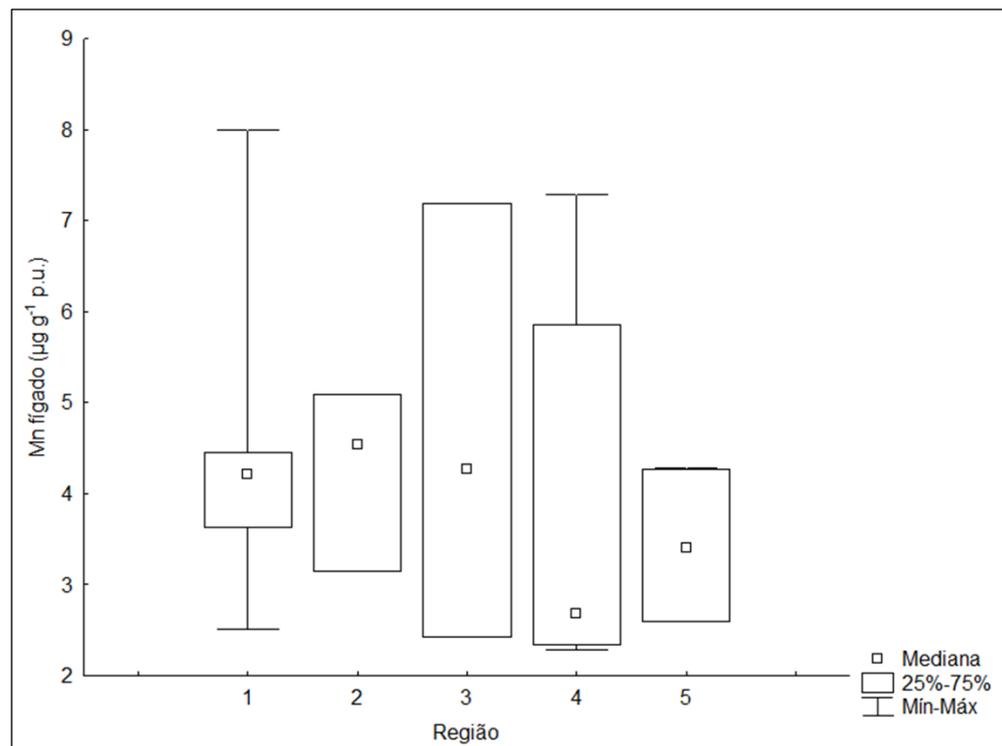


Figura 91: Concentrações de Zn ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) no fígado de *Sotalia guianensis* coletados nas diferentes regiões da costa do estado do Espírito Santo (1= São Matheus; 2=Rio Doce; 3= Barra do Riacho; 4= Região Metropolitana; 5= Extremo Sul do ES)

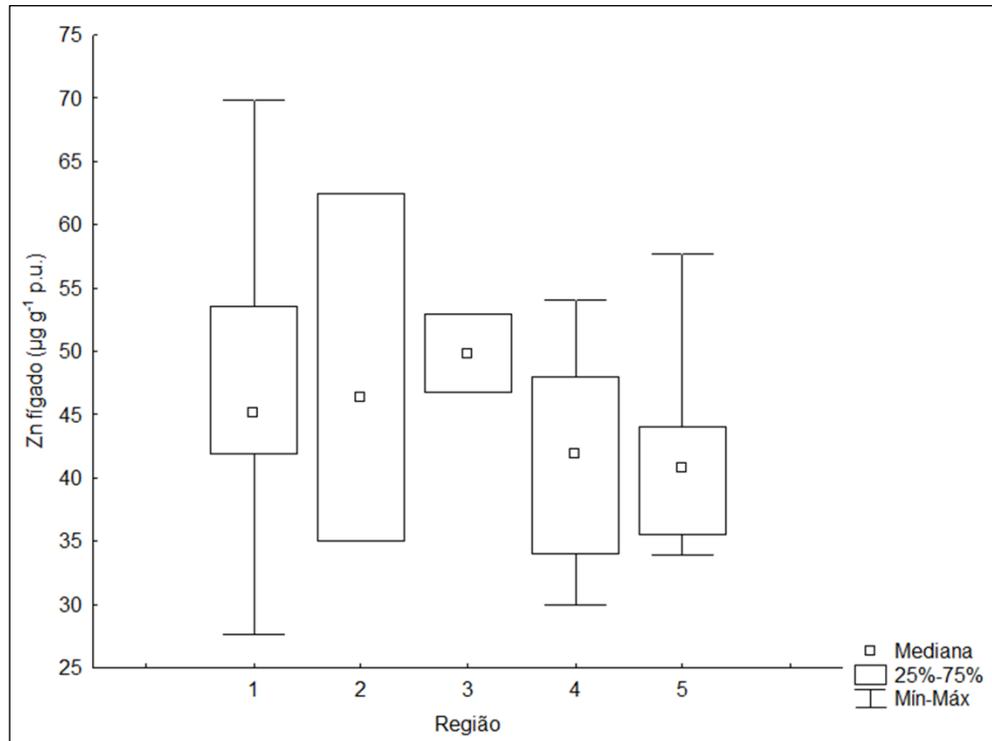


Tabela 50: Concentrações de As, Cd, Cu, Fe, Mn e Zn ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) no fígado, músculo e rim dos espécimes de golfinho-de-dentes-rugosos (*Steno bredanensis*) coletados na costa do Espírito Santo

Espécie	Estação Amostral	Região	N	Tecido	As	Cd	Cu	Fe	Mn	Zn
<i>S. bredanensis</i>	EAE_S4	4	1	Fígado	0,21	<0,01	5,97	151,4	4,41	63,2
			1	Músculo	0,26	<0,01	2,73	247,0	<0,10	40,5
			1	Rim	0,28	0,84	2,94	83,1	<0,10	43,5
<i>S. bredanensis</i>	EAE_S19	2	1	Fígado	0,23	0,23	9,35	130,3	2,84	84,6
			1	Músculo	0,19	<0,01	1,35	114,4	<0,02	20,4
			1	Rim	0,82	0,24	1,39	386,2	27,93	49,9

A maior concentração mediana de As foi observada na região 1 ($0,35 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), assim como para Fe ($283 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). Para Cd, a região 4 apresentou a concentração mediana mais elevada no rim ($1,20 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), enquanto que a região 1 apresentou a maior mediana para Cd no fígado: $0,67 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. A maior mediana de Cu ($11,1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) e Mn ($4,5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) foi na região 2. A região 3 apresentou a maior concentração mediana de Zn ($50 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$).

Três valores foram significativamente altos para as concentrações de Cu no fígado: EAE_PPN2 ($87,05 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), EAE_S6 ($57,93 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) e EAE_S14 ($231,23 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), todos filhotes. Similarmente ao Cu, o Zn apresentou concentrações musculares deste elemento significativamente maiores nos imaturos:

EAE_S6 (288,2 $\mu\text{g.g}^{-1}$) e EAE_S14 (102,8 $\mu\text{g.g}^{-1}$). Concentrações elevadas de Mn foram observadas nos seguintes filhotes: EAE_N5 (7,99 $\mu\text{g.g}^{-1}$), EAE_S5 (7,29 $\mu\text{g.g}^{-1}$) e EAE_S6 (7,19 $\mu\text{g.g}^{-1}$). Adicionalmente, outros animais apresentaram concentrações elevadas para Cd e Fe, destoando da mediana encontrada para as regiões. No caso do Cd, os animais EAE_PPN1, EAE_PPN4 e EAE_N27 apresentaram concentrações no rim maiores de 2 $\mu\text{g.g}^{-1}$, todos estes animais são adultos e foram coletados na região 1. Os animais EAE_PPN1, EAE_PPN4 também apresentaram as maiores concentrações de Fe, ultrapassando os 500 $\mu\text{g.g}^{-1}$.

A ausência de diferenças estatísticas significativas entre as concentrações de elementos em *Sotalia guianensis* de diferentes regiões pode estar relacionada ao baixo número amostral encontrado em algumas regiões de coleta.

As concentrações elevadas de Fe (386 $\mu\text{g.g}^{-1}$) e Mn (27,9 $\mu\text{g.g}^{-1}$) observadas no rim do animal EAE_S19, da espécie *Steno bredanensis*, sugerem fortemente uma contaminação da amostra pós coleta, pois esta estava num nível avançado de decomposição e apresentava resíduos de areia.

Determinação de compostos organoclorados

A Tabela 51 apresenta as concentrações de compostos organoclorados encontrados em tecido adiposo subcutâneo das duas espécies de cetáceos coletados no estado do Espírito Santo: o boto-cinza, *Sotalia guianensis*, e o golfinho-de-dentes-rugosos, *Steno bredanensis*.

Em relação a *Sotalia guianensis*, os indivíduos coletados na região 5 apresentaram o maior valor mediano de concentração de ΣPCB (31,76 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.), seguida da região 4 (20,01 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.), região 2 (18,07 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.), região 3 (8,30 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.) e, por fim, região 1 (8,28 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.) (Tabela 51). Quanto aos pesticidas, para o ΣDDT , a região 5 apresentou o maior valor mediano (6,42 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.), seguido pela região 4 (6,30 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.), região 1 (3,87 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.), região 2 (3,49 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.) e região 3 (2,0 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.). Para o Mirex, a região 4 também foi a que apresentou a maior concentração mediana (1,40 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.), seguida da região 1 (0,81 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.), região 5 (0,67 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.), região 2 (0,63 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.) e região 3 (0,32 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.). O HCB apresentou maior contribuição na região 4 (0,10 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.), seguido das regiões 5 (0,09 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.), 3 (0,06 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.), 1 (0,06 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.) e 2 (0,04 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.). Já o ΣHCH só foi detectado em um indivíduo da região 4 e dois indivíduos da região 2 (0,1 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.) (Tabela 51). As diferenças entre as regiões não foram significativas para nenhum dos compostos organoclorados analisados (*Kruskal-Wallis*; $p>0,05$).

Nos golfinhos-de-dentes-rugosos, as concentrações de todos os contaminantes organoclorados analisados foram maiores no indivíduo macho (EAE_S4) do que na fêmea sexualmente madura (EAE_S19). O indivíduo EAE_S4 apresentou 235,8 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip. para o ΣPCB ; 59,3 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip. para o ΣDDT ; 10,1 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip. para o Mirex e 0,2 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip. para HCB. Já no indivíduo EAE_S19 foi encontrado 7,1 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip. para o ΣPCB ; 1,0 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip. para o ΣDDT e 0,7 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip. para o Mirex. O HCB não foi detectado na fêmea e o ΣHCH encontrou-se abaixo do limite de quantificação nos dois indivíduos analisados desta espécie (Tabela 51).

O perfil de contaminação por compostos organoclorados no tecido adiposo subcutâneo foi semelhante nas duas espécies analisadas. Em *Sotalia guianensis*, para o somatório das concentrações medianas de PCBs, variou de 63% na região 1 e 81% nas regiões 2 e 5 e foi dominante no perfil. Em seguida, destacou-se o Σ DDT, que variou entre 16% nas regiões 2 e 5 e 30% na região 1. O Mirex foi o terceiro composto que predominou no perfil, variando entre 2% e 6% nas regiões 5 e 1, respectivamente, seguido do HCB, que variou entre 0,2% nas regiões 2 e 5 a 0,6% na região 3. E por fim, o Σ HCH, foi o menos representativo do perfil, chegando a 0,2% do perfil nas regiões 2 e 4, porém abaixo do limite de quantificação nas regiões 1, 3 e 5 (Figura 95). As concentrações dos três principais compostos organoclorados encontram-se nas Figura 92 (PCB), Figura 93 (DDT) e Figura 94 (Mirex).

No golfinho-de-dentes-rugosos, o Σ PCB também predominou no perfil, variando entre 77% em EAE_S4 e 81% em EAE_S19, seguido do Σ DDT, que representou 12% em EAE_S19 e 19% em EAE_S4, Mirex, com 3% em EAE_S4 e 8% em EAE_S19. Por fim, o HCB que somente foi detectado em EAE_S4, representando 0,1% do perfil.

Os PCBs hexa-clorados foram predominantes no Σ PCB em *Sotalia guianensis* das cinco regiões (Figura 96) e nos golfinhos-de-dentes-rugosos, seguido dos PCBs hepta-clorados e penta-clorados. Dentre estes, os principais congêneres nas duas espécies foram os PCBs 153, 138, 180 e 170. Dentre os isômeros de DDT, o *p,p'*-DDE foi o principal contribuinte no Σ DDT em *Sotalia guianensis* das cinco regiões (Figura 97). O mesmo perfil foi observado nos golfinhos-de-dentes-rugosos.

Não houve correlação da idade e do comprimento total com as concentrações de compostos organoclorados analisados (Correlação de *Spearman*; $p > 0,05$). Também não foram observadas diferenças significativas entre as concentrações dos contaminantes e o sexo, além da maturidade sexual (Teste de *Mann-Whitney*; $p > 0,05$).

Tabela 51: Somatório das concentrações de compostos organoclorados analisados em tecido adiposo subcutâneo de cetáceos coletados no estado do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g.g}^{-1}$ de peso lipídico. DP representa o desvio padrão; Mín representa a concentração mínima de determinado composto por espécie e por região e o Máx representa a concentração máxima de determinado composto por espécie e por região

	N		ΣPCB	ΣDDT	Mirex	HCB	ΣHCH
<i>Steno bredanensis</i>							
EAE_S4			235,84	59,31	10,13	0,19	<0,001
EAE_S19			7,11	1,01	0,66	<0,001	<0,001
<i>Sotalia guianensis</i>							
Região 1	23	Média \pm DP	28,37 \pm 54,50	21,49 \pm 54,85	2,01 \pm 3,54	0,12 \pm 0,18	-
		Mediana	8,28	3,87	0,81	0,06	-
		Mín - Máx	0,28 - 220,21	0,08 - 263,03	0,13 - 14,70	<0,001 - 0,65	-
Região 2	4	Média \pm DP	18,51 \pm 6,86	4,16 \pm 2,26	0,68 \pm 0,13	0,04 \pm 0,02	0,05 \pm 0,03
		Mediana	18,07	3,49	0,63	0,04	0,05
		Mín - Máx	11,04 - 26,85	2,24 - 7,34	0,57 - 0,87	<0,001 - 0,07	<0,001 - 0,08
Região 3	3	Média \pm DP	8,02 \pm 1,54	1,97 \pm 0,05	0,33 \pm 0,16	0,06 \pm 0,05	-
		Mediana	8,30	1,99	0,32	0,06	-
		Mín - Máx	6,36 - 9,40	1,91 - 2,0	0,18 - 0,50	<0,001 - 0,01	-
Região 4	9	Média \pm DP	46,87 \pm 53,09	12,89 \pm 13,32	2,30 \pm 2,50	0,11 \pm 0,05	-
		Mediana	20,01	6,30	1,40	0,10	-
		Mín - Máx	6,40 - 164,50	2,42 - 37,63	0,29 - 7,86	<0,001 - 0,19	<0,001 - 0,12
Região 5	7	Média \pm DP	53,64 \pm 92,61	12,39 \pm 20,87	2,55 4,89	0,09 \pm 0,04	-
		Mediana	31,76	6,42	0,67	0,09	-
		Mín - Máx	1,24 - 261,29	0,76 - 59,40	0,40 - 13,62	<0,001 - 0,14	-

Fonte: Autoria Própria (2019).

Figura 92: Concentração do somatório de PCB no tecido adiposo subcutâneo de *Sotalia guianensis* coletados nas cinco regiões no estado do Espírito Santo, Brasil

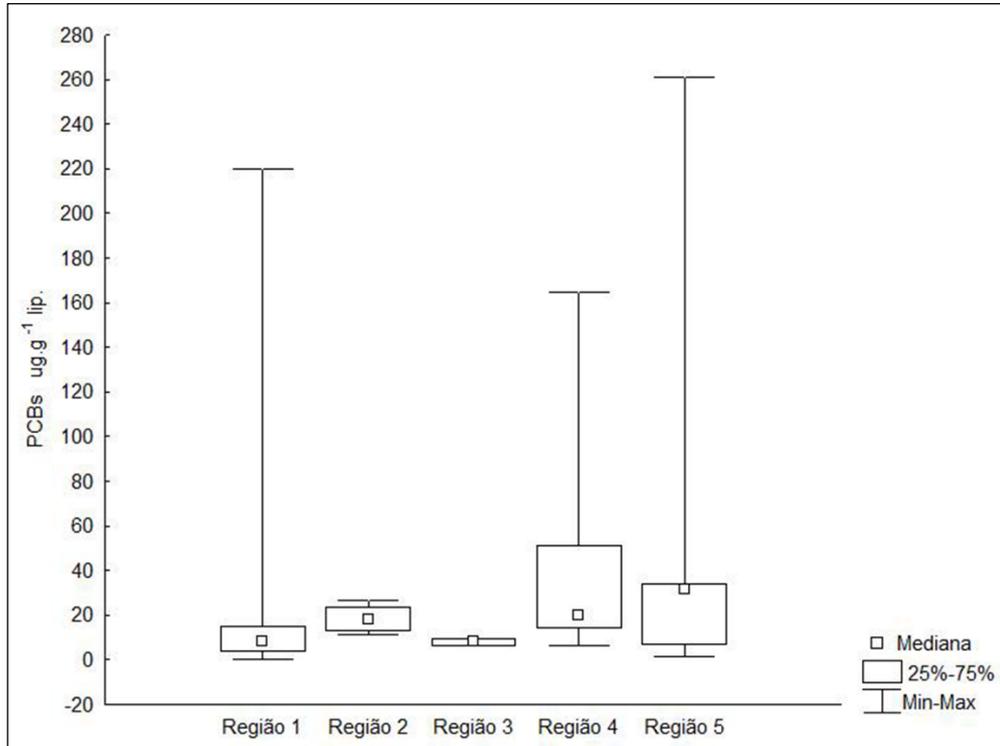


Figura 93: Concentração do somatório de DDT no tecido adiposo subcutâneo de *Sotalia guianensis* coletados nas cinco regiões no estado do Espírito Santo, Brasil

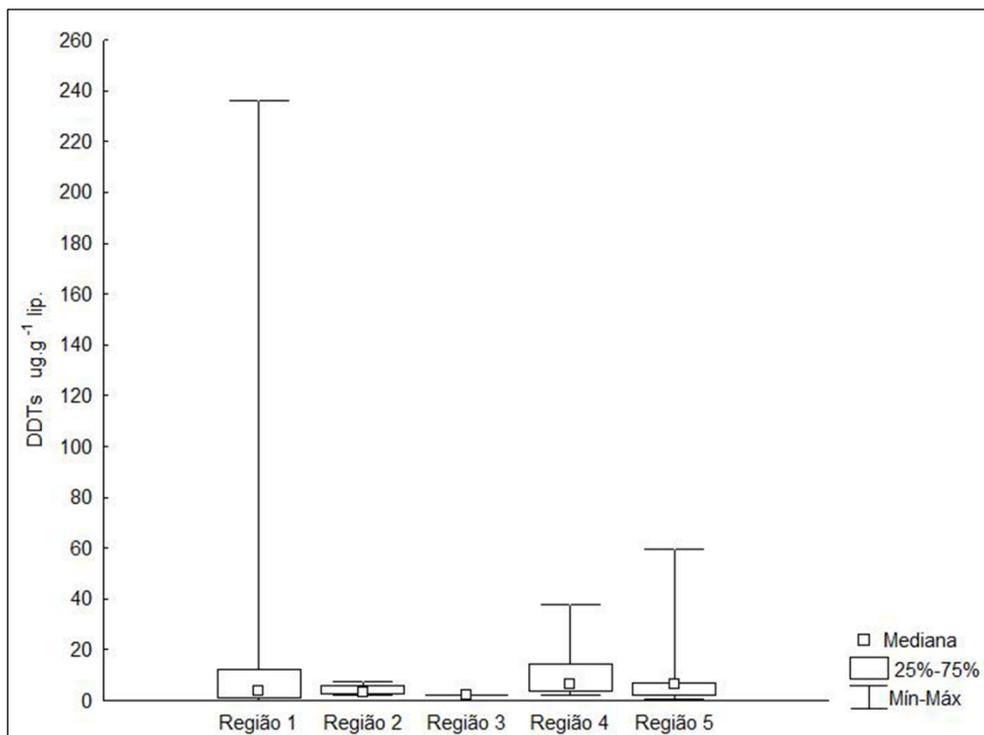


Figura 94: Concentração de Mirex no tecido adiposo subcutâneo de *Sotalia guianensis* coletados nas cinco regiões no estado do Espírito Santo, Brasil

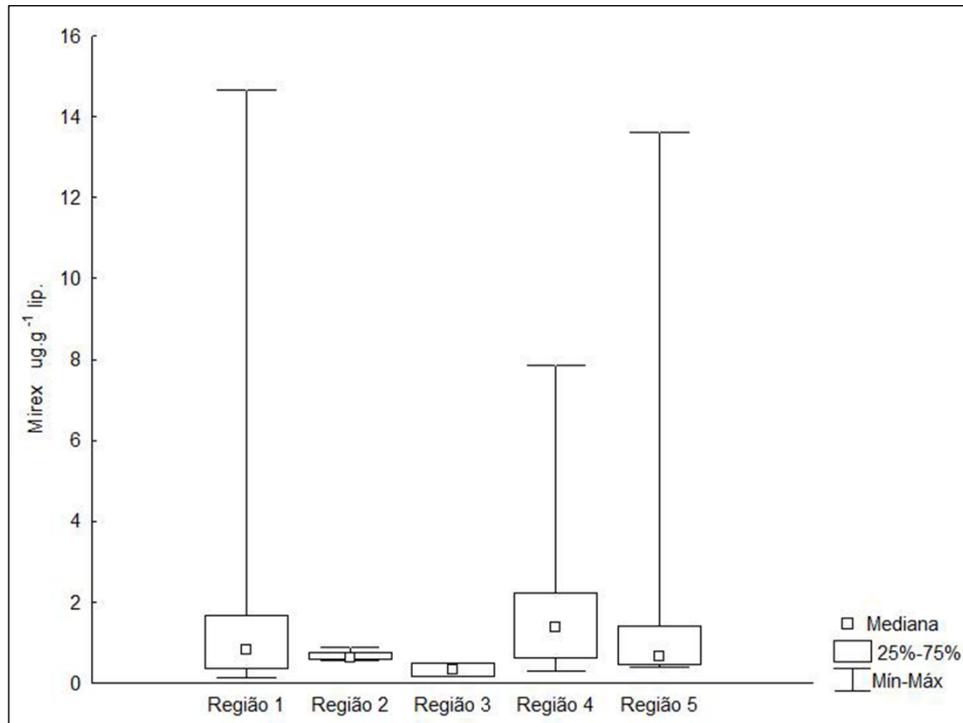


Figura 95: Perfil de contaminação por compostos organoclorados no tecido adiposo subcutâneo de *Sotalia guianensis* por região do estado do Espírito Santo, Brasil

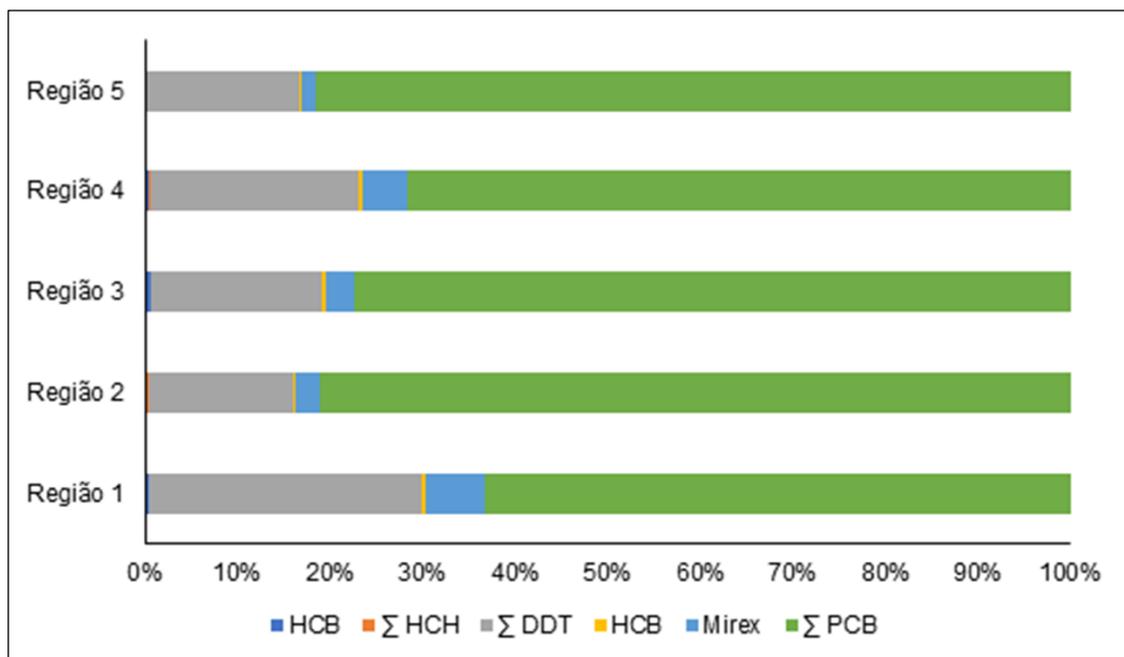


Figura 96: Perfil do grau de cloração no Σ PCB em tecido adiposo subcutâneo de *Sotalia guianensis* coletados nas cinco regiões do estado do Espírito Santo, Brasil

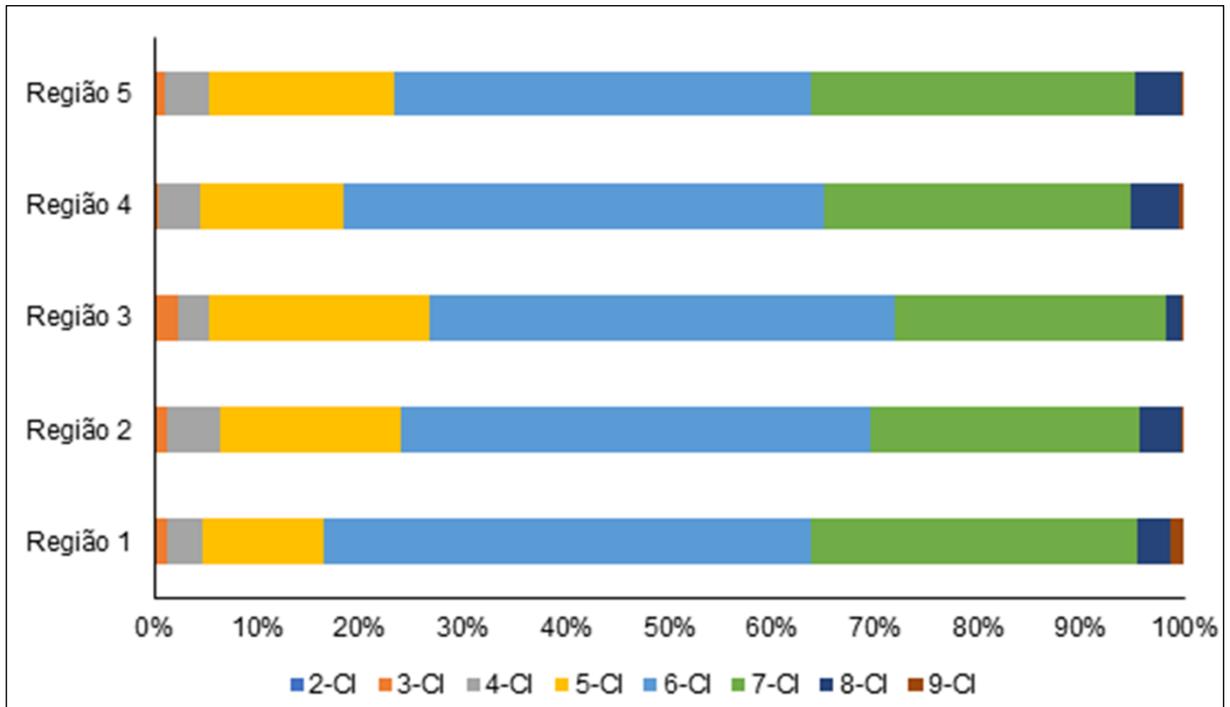
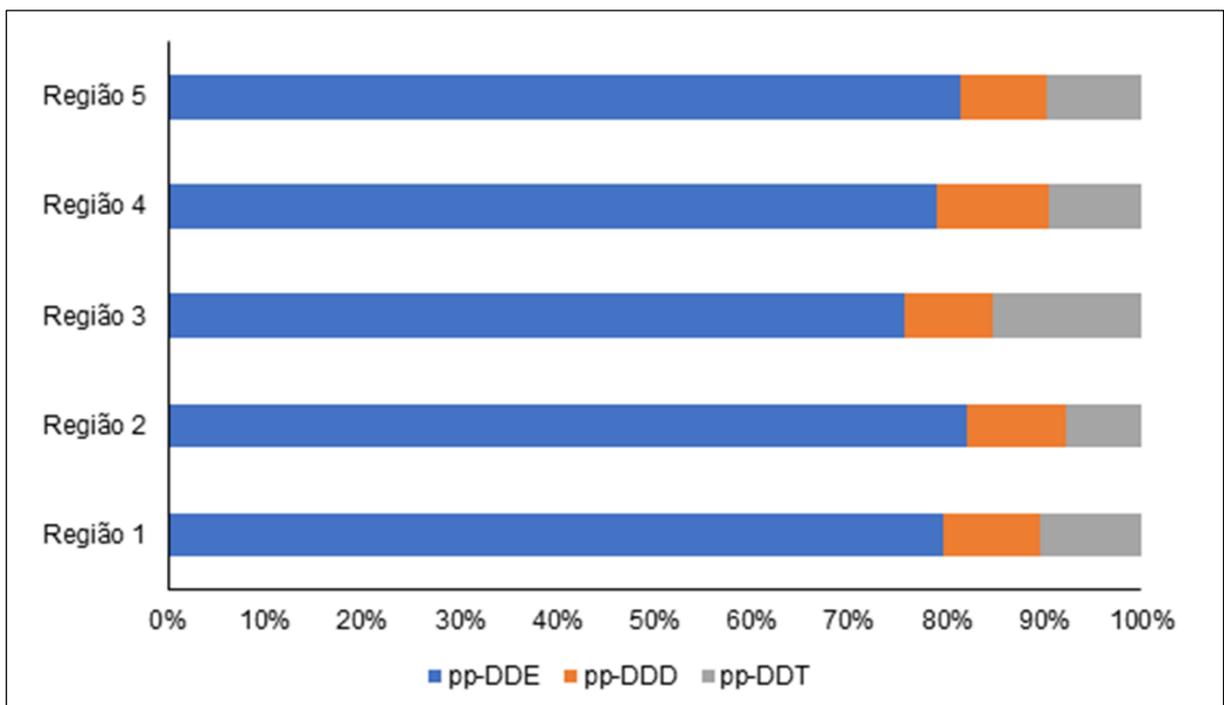


Figura 97: Perfil de isômeros no Σ DDT em tecido adiposo subcutâneo de *Sotalia guianensis* coletados nas cinco regiões do estado do Espírito Santo, Brasil



Determinação de compostos organobromados

Os resultados dos compostos organobromados analisados em tecido adiposo subcutâneo de cetáceos coletados no Espírito Santo (ES) estão apresentados na Tabela 52. Em *Sotalia guianensis*, o maior valor mediano de Σ MeO-BDE foi observado na região 2 (6,0 $\mu\text{g/g}$ lip.), seguida da região 4 (5,8 $\mu\text{g/g}$ lip.), região 3 (4,1 $\mu\text{g/g}$ lip.), região 5 (3,5 $\mu\text{g/g}$ lip.) e região 1 (3,4 $\mu\text{g/g}$ lip.) (Figura 98). O maior valor mediano para o Σ PBDE foi observado na região 4 (0,12 $\mu\text{g/g}$ lip.), seguida da região 5 (0,09 $\mu\text{g/g}$ lip.), região 2 (0,07 $\mu\text{g/g}$ lip.), região 3 (0,05 $\mu\text{g/g}$ lip.) e região 1 (0,02 $\mu\text{g/g}$ lip.) (Figura 99).

Não foram identificadas diferenças significativas nas concentrações dos compostos organobromados entre as regiões (Teste de *Kruskal-Wallis*; $p > 0,05$). Os testes em relação aos parâmetros biológicos foram realizados apenas na região 1. Não foram observadas diferenças entre as concentrações de compostos organobromados e os sexos (Teste de *Mann-Whitney*, $p > 0,05$) e a maturidade sexual de *Sotalia guianensis* (Teste de *Mann-Whitney*, $p > 0,05$). No entanto, houve uma tendência de os indivíduos imaturos apresentarem as maiores concentrações. Não foram encontradas correlações entre as concentrações de compostos organobromados e os parâmetros biológicos comprimento total e idade (Correlação de *Spearman*, $p > 0,05$).

Nos golfinhos-de-dentes-rugosos, *Steno bredanensis*, as concentrações de todos os compostos organobromados analisados foram maiores no indivíduo macho (EAE_S4) do que na fêmea sexualmente madura (EAE_S19). O indivíduo EAE_S4 apresentou 6,0 $\mu\text{g/g}$ lip. para Σ MeO-BDE e 0,4 $\mu\text{g/g}$ lip. para Σ PBDE. Já no indivíduo EAE_S19 foi encontrado 0,4 $\mu\text{g/g}$ lip. para Σ MeO-BDE e 0,002 $\mu\text{g/g}$ lip. para Σ PBDE (Tabela 52).

O perfil de compostos organobromados em *Sotalia guianensis* foi similar entre as diferentes regiões (Figura 100). Os compostos metoxilados representaram a maior parte do perfil, variando de 97% na região 5 até 99% nas regiões 1 e 3. Em seguida, os PBDEs representaram 0,6% na região 3 até 3% na região 5 no perfil total de compostos organobromados. Por fim, o composto emergente PBEB variou de 0,3% na região 4 até 0,6% na região 5 no perfil total. O composto emergente HBBZ apresentou concentrações abaixo do limite de quantificação em todas as regiões ($< 0,0004 \mu\text{g.g}^{-1}$).

Nos golfinhos-de-dentes-rugosos o perfil foi composto por compostos organobromados metoxilados, majoritariamente e PBDEs. Os compostos organobromados metoxilados representaram a maior parte do perfil, variando entre 94% no EAE_S4 e 99% no EAE_S19. Já os PBDEs variaram entre 1% no EAE_S19 e 6% no EAE_S4. Os compostos emergentes PBEB e HBBZ encontraram-se abaixo do limite de quantificação ($< 0,0001$ e $< 0,0004 \mu\text{g.g}^{-1}$, respectivamente).

Os congêneres de origem natural de maior contribuição nos *Sotalia guianensis* foram o 6-MeO-BDE-47 e 2-MeO-BDE-68 em todas as regiões (Figura 101, Apêndice). Além destes, concentrações menos representativas dos congêneres 4-MeO-BDE-49, 5-MeO-BDE-100 e 4-MeO-BDE-103 foram encontradas em alguns indivíduos. Nos golfinhos-de-dentes-rugosos, foram detectados somente os congêneres 6-MeO-BDE-47 e 2-MeO-BDE-68 (Apêndice).

Figura 98: Concentração do somatório dos compostos organobromados metoxilados no tecido adiposo subcutâneo de *Sotalia guianensis* coletados nas cinco regiões no estado do Espírito Santo, Brasil

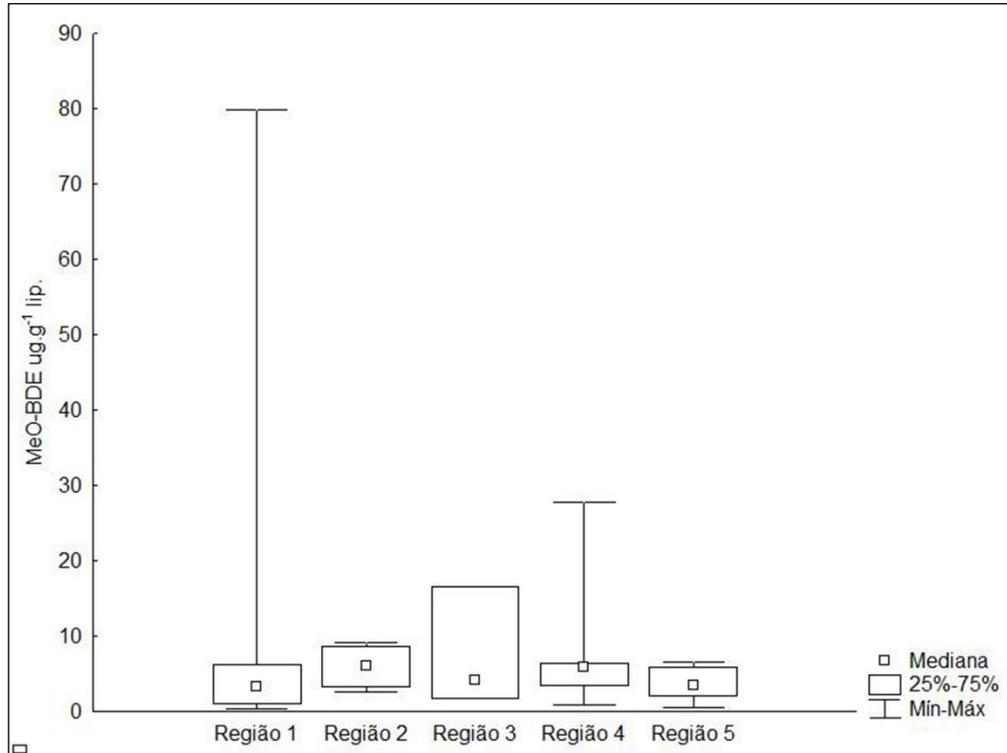


Figura 99: Concentração do somatório dos compostos organobromados antrópicos (PBDEs) no tecido adiposo subcutâneo de *Sotalia guianensis* coletados nas cinco regiões no estado do Espírito Santo, Brasil

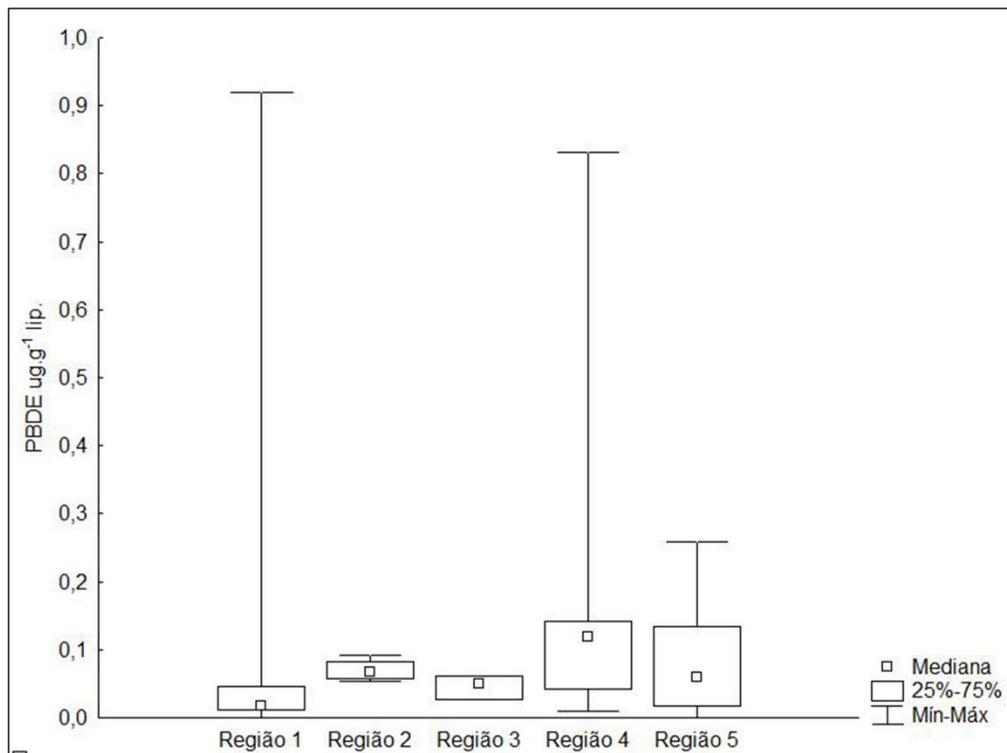


Tabela 52: Somatório das concentrações de compostos organobromados analisados em tecido adiposo subcutâneo de cetáceos coletados no estado do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g.g}^{-1}$ de peso lipídico. DP representa o desvio padrão; Mín representa a concentração mínima de determinado composto por espécie e por região e o Máx representa a concentração máxima de determinado composto por espécie e por região

ID	N		$\Sigma\text{MeO-BDE}$	ΣPBDE	PBEB	HBBZ
<i>Steno bredanensis</i>						
EAE_S4			6,049	0,398	<0,0001	<0,0004
EAE_S19			0,347	0,002	<0,0001	<0,0004
<i>Sotalia guianensis</i>						
Região 1	23	Média ± DP	7,82 ± 16,59	0,080 ± 0,194	0,030 ± 0,038	-
		Mediana	3,37	0,018	0,009	-
		Mín - Máx	0,38 - 79,87	<0,0001 - 0,919	0,001 - 0,087	-
Região 2	4	Média ± DP	5,96 ± 3,17	0,070 ± 0,017	-	-
		Mediana	6,03	0,068	-	-
		Mín - Máx	2,55 - 9,21	0,054 - 0,091	<0,0001 - 0,024	-
Região 3	3	Média ± DP	7,49 ± 8,00	0,046 ± 0,018	0,028 ± 0,019	-
		Mediana	4,12	0,050	0,035	-
		Mín - Máx	1,73 - 16,62	0,027 - 0,061	0,007 - 0,042	-
Região 4	9	Média ± DP	8,24 ± 8,69	0,18 ± 0,256	0,029 ± 0,030	-
		Mediana	5,83	0,12	0,018	-
		Mín - Máx	0,893 - 27,78	0,01 - 0,83	<0,0001 - 0,079	-
Região 5	7	Média ± DP	3,79 ± 2,21	0,101 ± 0,090	0,022 ± 0,020	-
		Mediana	3,46	0,086	0,014	-
		Mín - Máx	0,49 - 6,52	<0,0002 - 0,258	<0,0001 - 0,053	-

Figura 100: Perfil de compostos organobromados no tecido adiposo subcutâneo de *Sotalia guianensis* por região do estado do Espírito Santo, Brasil

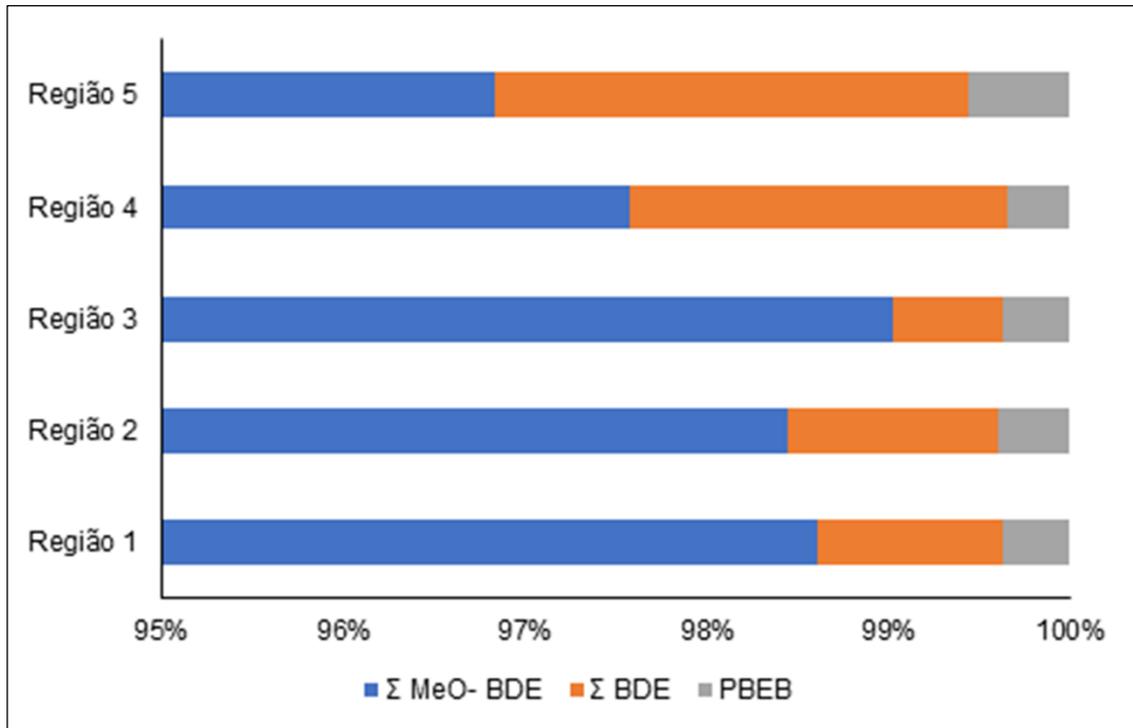
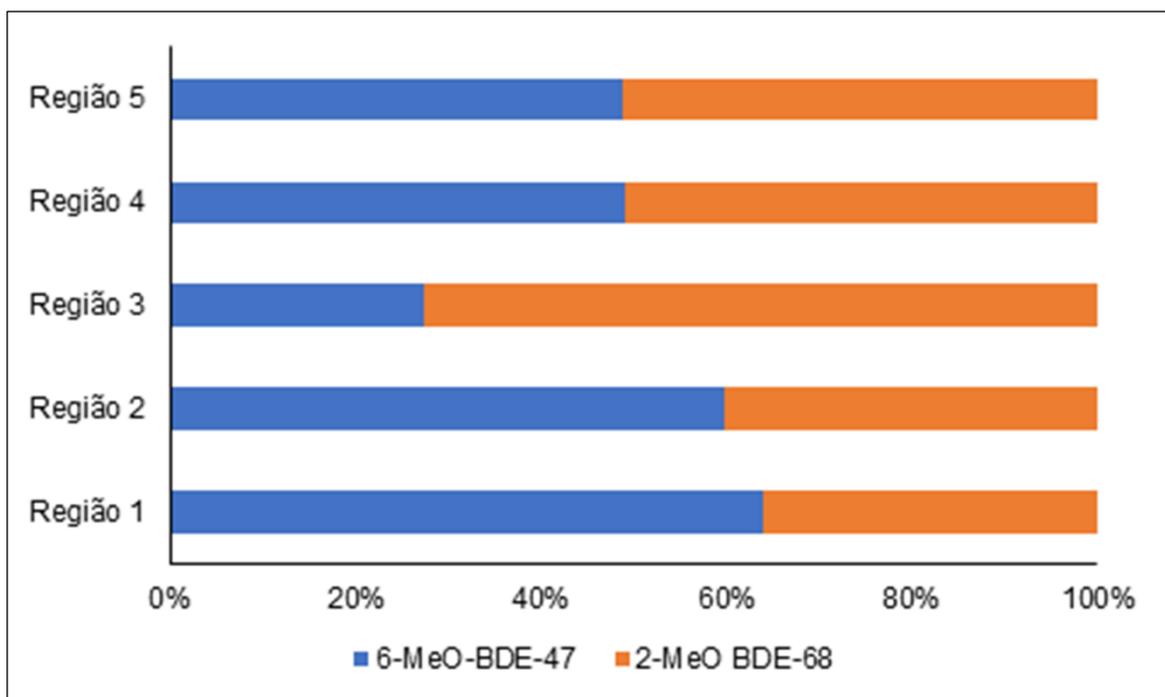


Figura 101: Perfil dos congêneres de origem natural predominantes, 6-MeO-BDE-47 e 2-MeO-BDE-68, por região, em *Sotalia guianensis* coletados no estado do Espírito Santo, Brasil

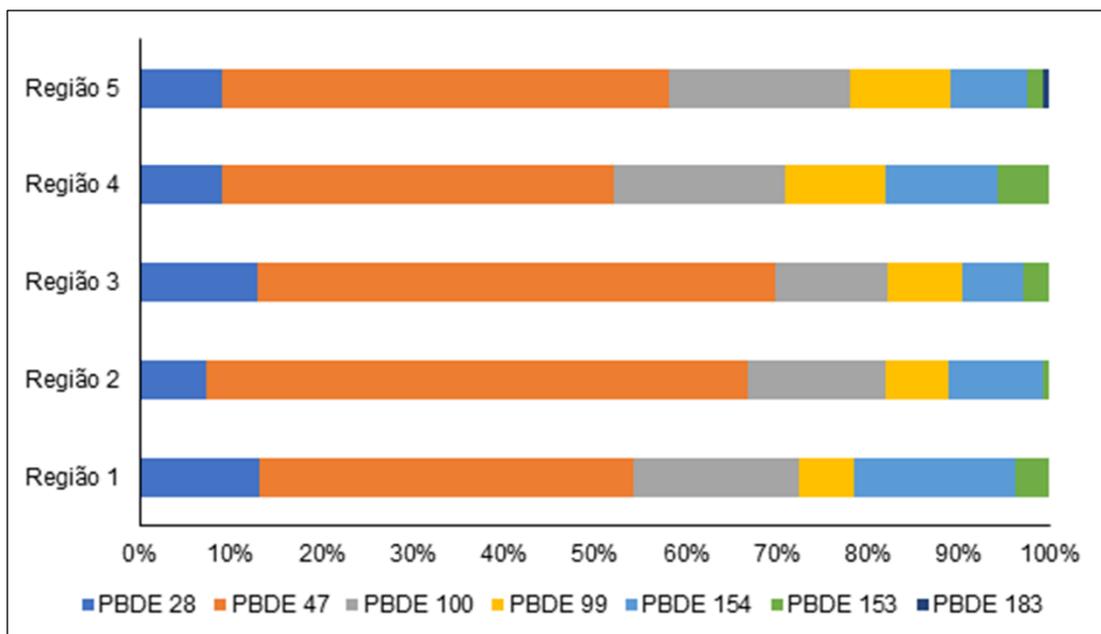


Dentre os compostos organobromados de origem antrópica detectados nos indivíduos de *Sotalia guianensis*, as regiões 4 e 5 apresentaram as maiores concentrações medianas. Seguidas das regiões 1 e 2 enquanto a região 3 apresentou as menores concentrações (Figura 99 e Figura 100).

O congêneres PBDE-47 se destacou em todas as regiões, representando aproximadamente 54% na região 4 até 66% do perfil de contaminação total por PBDEs nas regiões 1 e 2. Em seguida, destacou-se o PBDE-100, que variou de cerca de 13 a 29% do nas regiões 3 e 1, respectivamente. O PBDE-154 foi o terceiro congêneres mais representativo do perfil total e representou aproximadamente 7 a 29% do perfil total na região 3 e 1, respectivamente. Seguiu o PBDE-28, que variou de 8 a 21% nas regiões 2 e 1, respectivamente, enquanto o PBDE-153 variou de aproximadamente 0,9 a 7% nas regiões 2 e 4, respectivamente. O PBDE-99 representou aproximadamente 7 e 14% no perfil total nas regiões 2 e 4, respectivamente. Por fim, o PBDE-183 somente foi detectado em indivíduos de *Sotalia guianensis* na região 5 (Figura 102).

Dentre os compostos organobromados de origem antrópica detectados nos indivíduos de golfinhos-de-dentes-rugosos, o PBDE-47 foi o principal congêneres no macho (EAE_S4), representando cerca de 30% do perfil total, seguido do PBDE-99 e PBDE-153, que representaram 20 e 19%, respectivamente. Em seguida, destacaram-se o PBDE-28, PBDE-100 e PBDE-154, representando, 12, 10 e 9%, respectivamente, do perfil total. Em contraste, a fêmea (EAE_S19), somente apresentou os congêneres PBDE-154, representando cerca de 54% e o PBDE-47, que representou 46% do perfil total de compostos organobromados de origem antrópica.

Figura 102: Perfil dos congêneres de origem antrópica analisados em *Sotalia guianensis* coletados no estado do Espírito Santo, Brasil



Determinação de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs)

Os resultados dos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos analisados no tecido hepático de cetáceos coletados no Espírito Santo (ES) estão apresentados na Tabela 53. Em *Sotalia guianensis*, o maior valor mediano de $\Sigma\text{HPAs}_{\text{TOTALIS}}$ e $\Sigma\text{HPAs}_{\text{USEPA}}$ foram observados na região 2, seguida da região 1, região 3, região 4 e região 5 (Tabela 53, Figura 103, Figura 104).

Os seguintes compostos não foram detectados em nenhum indivíduo: acenafteno, benzo(a)antraceno, benzo(k) fluoranteno e perileno. O composto com maior percentual de detecção no tecido hepático de cetáceos foi o fenantreno (76%), seguido do pireno (69%), acenaftileno e benzo(g,h,i)perileno (31%), indeno(1,2,3-c,d)pireno (25%), fluoranteno (19%), benzo(a)pireno (17%), benzo(e)pireno (14%), fluoranteno, criseno e benzo(b)fluoranteno (11%), dibenzotiofeno (8%), antraceno e dibenzo (a,b)antraceno (3%). Apesar de o fenantreno ter sido o composto detectado com maior frequência, o pireno apresentou as maiores concentrações.

Figura 103: Mediana do somatório dos compostos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos $\Sigma\text{HPAs}_{\text{TOTALIS}}$ no tecido hepático de *Sotalia guianensis*, expressas em $\mu\text{g.g}^{-1}$ de peso lipídico, coletados nas cinco regiões no estado do Espírito Santo, Brasil

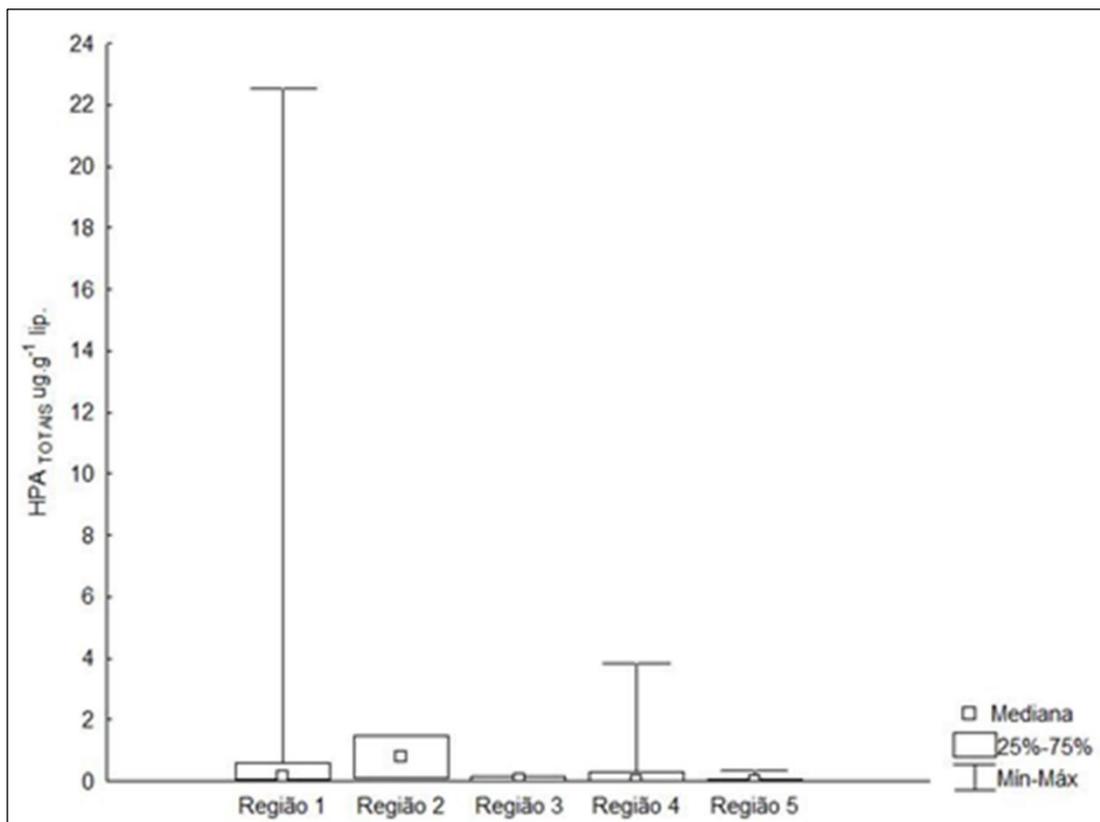
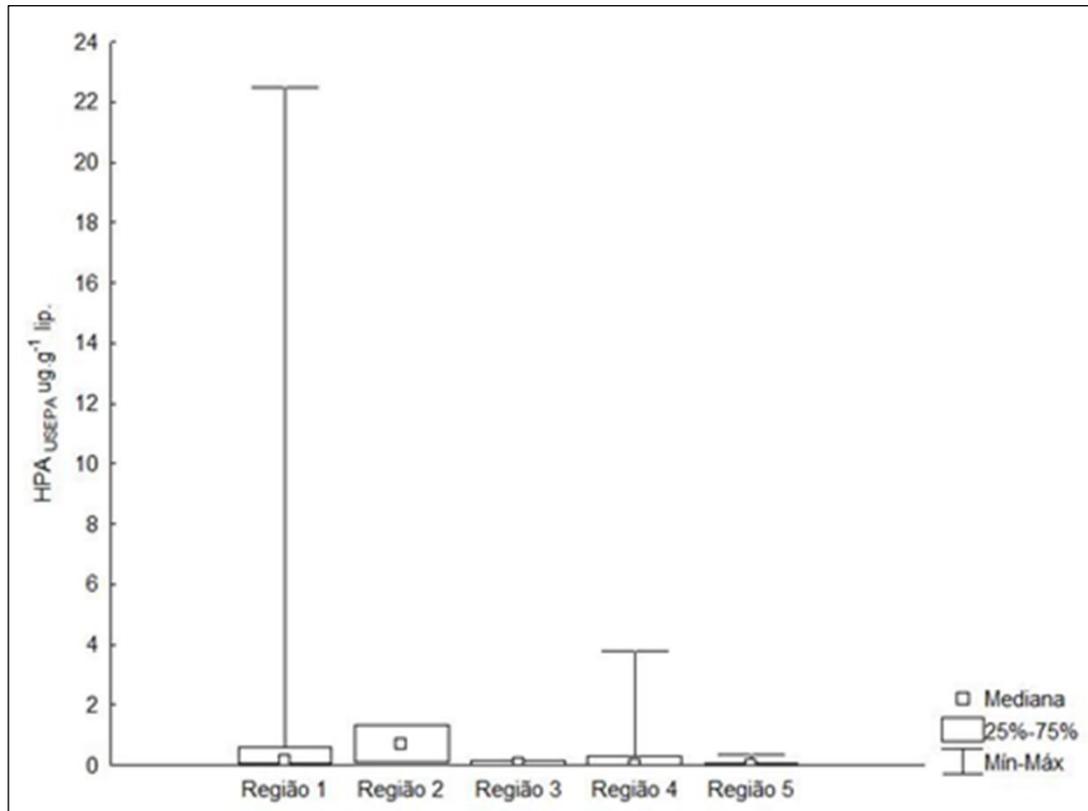


Figura 104: Mediana do somatório dos compostos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos e Σ HPAS_{USEPA} no tecido hepático de *Sotalia guianensis*, expressas em $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de peso lipídico, coletados nas cinco regiões no estado do Espírito Santo, Brasil



Não foram identificadas diferenças significativas nas concentrações dos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos entre as regiões (Teste de *Kruskal-Wallis*; $p > 0,05$). Não foram observadas diferenças entre as concentrações de compostos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos e os sexos (Teste de *Mann-Whitney*, $p > 0,05$) e a maturidade sexual de *Sotalia guianensis* (Teste de *Mann-Whitney*, $p > 0,05$) na região 1. Não foram encontradas correlações entre as concentrações de compostos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos e os parâmetros biológicos comprimento total e idade (Correlação de *Spearman*, $p > 0,05$) na região 1.

Nos golfinhos-de-dentes-rugosos, *Steno bredanensis*, as concentrações dos HPAs analisados somente foram detectados no macho (EAE_S4), apresentando $1,543 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ lip para Σ HPAS_{TOTAIS} e $1,535 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ lip Σ HPAS_{USEPA} (Tabela 53).

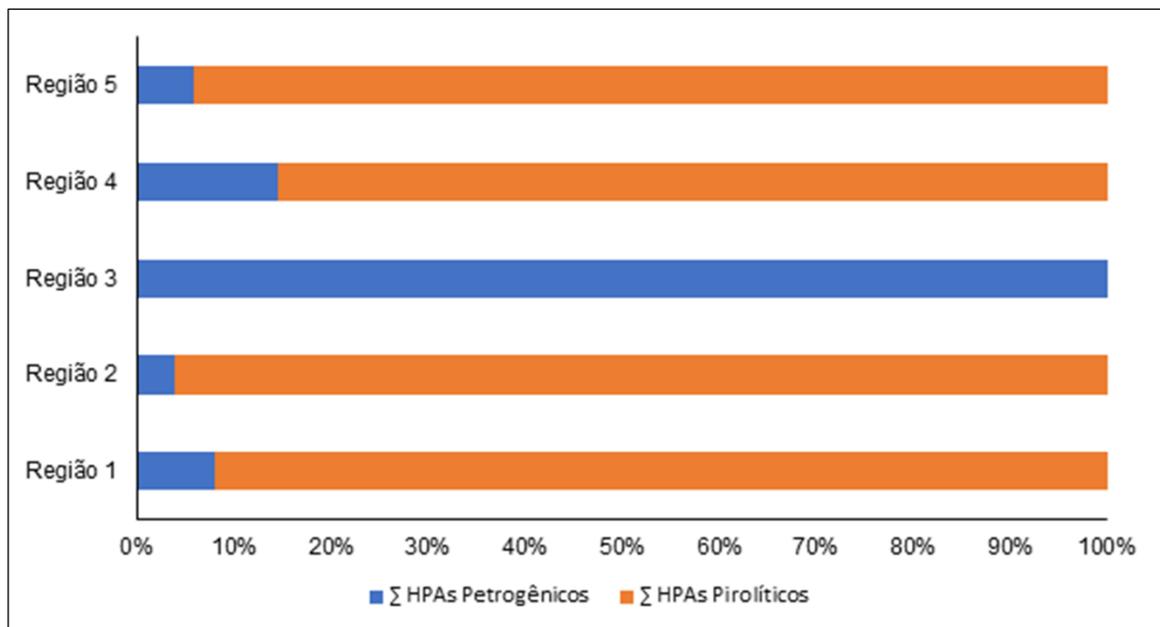
Tabela 53: Somatório das concentrações de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (\sum HPAs_{TOTAIS}; \sum HPAs_{USEPA}, \sum HPAs_{PETROGÊNICOS} e \sum HPAs_{PIROLÍTICOS}) analisados em tecido hepático de cetáceos coletados no estado do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de peso lipídico

Espécie	N	Idade	CT	% Lip		\sum HPAs TOTAIS	\sum HPAs USEPA	\sum HPAs PETROGÊNICOS (3 anéis)	\sum HPAs PIROLÍTICOS (4-6 anéis)	
<i>Steno bredanensis</i>	2	16-31	2,4- 2,5	22-31	EAE_S4	1,543	1,535	0,113	<1,430	
					EAE_S19	< 0,001	< 0,001	< 0,002	< 0,001	
					Regiões	\sum HPAs TOTAIS	\sum HPAs USEPA	\sum HPAs PETROGÊNICOS (3 anéis)	\sum HPAs PIROLÍTICOS (4-6 anéis)	
<i>Sotalia guianensis</i>	21	3 - 31	1,2- 1,9	9 - 41	Região 1	Média \pm DP	1,633 \pm 5,048	1,624 \pm 5,042	0,072 \pm 0,164	1,961 \pm 5,432
					Mediana	0,169	0,159	0,017	0,192	
					Min-Max	<0,001- 22,514	< 0,001 – 22,484	0,001- 0,686	0,004- 21,828	
	3	1 -12	1,5 -1,96	12 -16	Região 2	Média \pm DP	0,784 \pm 0,997	0,711 \pm 0,894	0,031 \pm 0,001	0,753 \pm 0,998
					Mediana	0,784	0,711	0,031	0,753	
					Min-Máx	0,079 – 1,489	< 0,001- 1,343	0,030-0,032	0,047- 1,459	
	3	2-3	1,3 -1,89	13 - 15	Região 3	Média	0,071 \pm 0,067	0,071 \pm 0,067	0,039 \pm 0,013	0,096
					Mediana	0,039	0,039	0,039	0,096	
					Min- Máx	0,026- 0,148	0,026- 0,148	0,026- 0,052	< 0,003- 0,096	
	7	0 - 24	1,1 - 2,0	10 - 19	Região 4	Média	0,6098 \pm 1,423	0,601 \pm 1,401	0,054 \pm 0,072	0,985 \pm 1,766
					Mediana	0,03	0,030	0,025	0,146	
					Min-Max	0,013 – 3,826	0,013- 3,769	0,013- 0,198	0,020- 3,628	
	6	3 -22	1,6 - 1,9	10- 23	Região 5	Média	0,072 \pm 0,135	0,072 \pm 0,135	0,012 \pm 0,009	0,179 \pm 0,228
					Mediana	0,013	0,013	0,011	0,179	
					Min- Max	0,002- 0,346	0,002- 0,346	0,002- 0,027	0,018- 0,340	

*N = número amostral; Idade = anos; CT = comprimento total em metros; %Líp. = %conteúdo lipídico.

O perfil de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos em *Sotalia guianensis* foi similar entre as regiões 1, 2, 4 e 5, demonstrando um predomínio de HPAs de origem pirolítica, enquanto que na região 3 houve um predomínio de HPAs de origem petrogênica (Figura 105). O maior valor mediano para o $\Sigma\text{HPAs}_{\text{PETROGÊNICOS}}$ foi observado na região 3 (0,039 $\mu\text{g.g}^{-1}\text{lip.}$), seguida da região 2 (0,031 $\mu\text{g.g}^{-1}\text{lip.}$), região 4 (0,025 $\mu\text{g.g}^{-1}\text{lip.}$), região 1 (0,017 $\mu\text{g.g}^{-1}\text{lip.}$) e região 5 (0,011 $\mu\text{g.g}^{-1}\text{lip.}$) (Figura 103). Já para o $\Sigma\text{HPAs}_{\text{PIROLÍTICOS}}$, o maior valor mediano foi observado na região 2 (0,753 $\mu\text{g.g}^{-1}\text{lip.}$), seguida da região 1 (0,192 $\mu\text{g.g}^{-1}\text{lip.}$), região 5 (0,179 $\mu\text{g.g}^{-1}\text{lip.}$), região 4 (0,146 $\mu\text{g.g}^{-1}\text{lip.}$) e os indivíduos da região 3 apresentou valores menores que o limite de quantificação ($<0,0002 \mu\text{g.g}^{-1}$).

Figura 105: Perfil de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos no tecido hepático de *Sotalia guianensis* por região do estado do Espírito Santo, Brasil



No golfinhos-de-dentes-rugosos macho (EAE_S4) o perfil dos HPAs TOTAIS predominou os compostos de origem pirolítica (Tabela 53). O $\Sigma\text{HPAs}_{\text{PETROGÊNICOS}}$ encontrado foi 0,113 $\mu\text{g.g}^{-1}\text{ lip.}$ e o $\Sigma\text{HPAs}_{\text{PIROLÍTICOS}}$, foi 1,430 $\mu\text{g.g}^{-1}\text{ lip.}$ A fêmea (EAE_S19) apresentou valores menores que o limite de quantificação para todos os compostos analisados ($< 0,001 \mu\text{g.g}^{-1}$) (Tabela 53).

3.2.5 Histopatologia

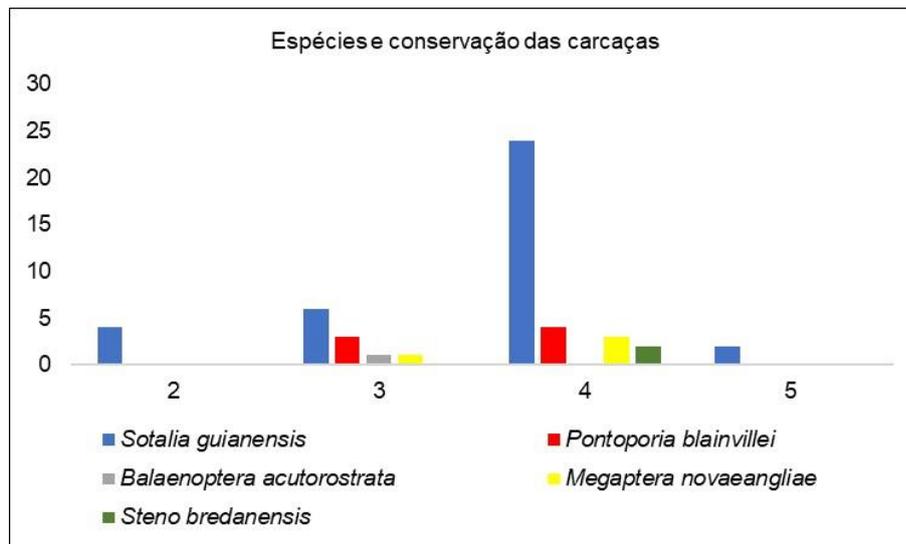
Os órgãos mais acometidos dentre as amostras analisadas com alterações histopatológicas foram os pulmões, rins, fígado e pele. Para a maioria dos espécimes não foi possível precisar a causa de morte, estando diretamente relacionado ao grau de conservação das carcaças. Todavia, as lesões encontradas são passíveis de serem associadas à saúde dos animais e do ecossistema, uma vez que

estes organismos pertencem ao topo de cadeia e conseqüentemente podem estar relacionadas a ações antropogênicas.

Foram avaliadas 190 amostras, oriundas de 50 espécimes diferentes, abrangendo as espécies: *Steno bredanensis* (2), *Megaptera novaeangliae* (4), *Sotalia guianensis* (36), *Pontoporia blainvillei* (7) e *Balaenoptera acutorostrata* (1).

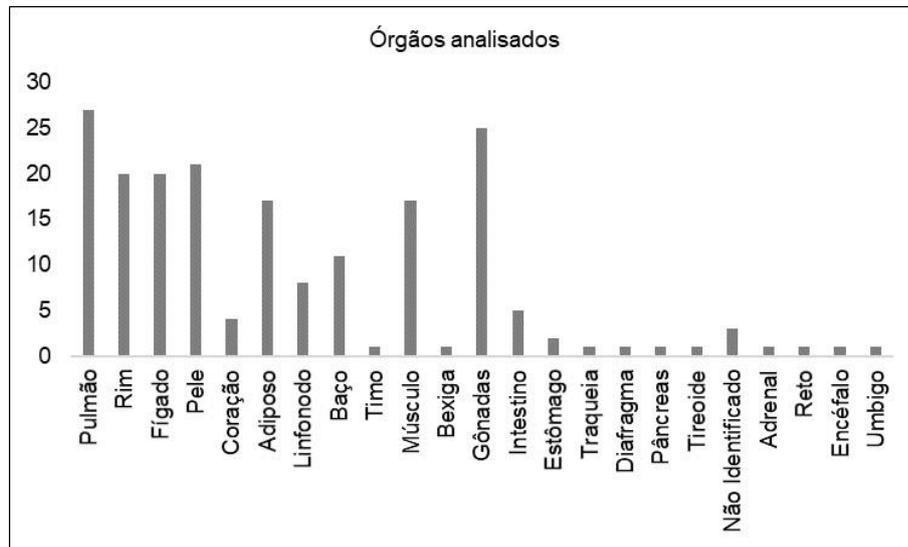
O grau de conservação das carcaças variou de COD. 2 a 5, no qual o COD.1 corresponderia ao animal vivo e 5 a restos de esqueleto ou carcaça mumificada (Figura 106). Do total de amostras, 74 % foram oriundas de espécimes em COD.4, evidenciando que as amostras avaliadas já estavam com alto grau de decomposição. Somente a espécie *S. guianensis* teve amostras menos degradadas avaliadas, em COD. 2, representado somente 8 % do total.

Figura 106: Número de espécimes, espécies e grau de conservação das carcaças avaliadas (COD de 2 a 5) dos cetáceos encontrados encalhados no ES



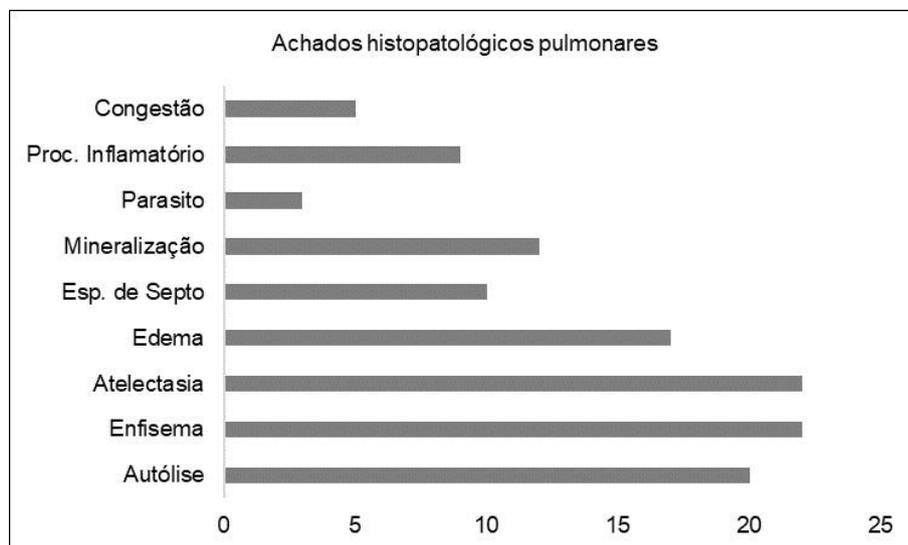
Das 190 amostras histopatológicas analisadas, foram avaliados 23 diferentes órgãos ou tecidos (Figura 107). Pulmões, rins, fígado, pele e gônadas foram órgãos com maior número de amostras analisadas, 14,2%, 10,5%, 10,5%, 11% e 13,1% respectivamente. Juntos esses órgãos representaram mais de 59,4% das amostras totais.

Figura 107: Número amostral e órgãos analisados dos cetáceos encontrados encalhados no ES.



Nos achados histopatológicos pulmonares (Figura 108) foi possível observar nas amostras de pulmões (27), 74% autólise, 81,4% enfisema, 81,4% atelectasia, 62,9% edema, 37% espessamento de septo, 44,4% mineralização, 33,3% processo inflamatório, 18,5% congestão e 11,1% parasito.

Figura 108: Achados histopatológicos em amostras de pulmão dos cetáceos encontrados encalhados no ES



Na Figura 109 é possível observar a fotomicrografia de pulmão de *S. guianensis*, apresentando mineralização, células inflamatórias, edema, enfisema e atelectasia. Na Figura 110, pulmão de *S. guianensis*, apresentando processo inflamatório, capsula de tecido conjuntivo e parasito. Na Figura 111, pulmão de *S. guianensis*, apresentando mineralização e mineralização da cartilagem hialina.

Figura 109: Pulmão: presença de mineralização (flecha preta), resquício de células inflamatórias (flecha branca), edema (seta preta), enfisema (seta branca), atelectasia (asterisco), *Sotalia guianensis*, EAE_S24. Coloração: HEAumento: 4X

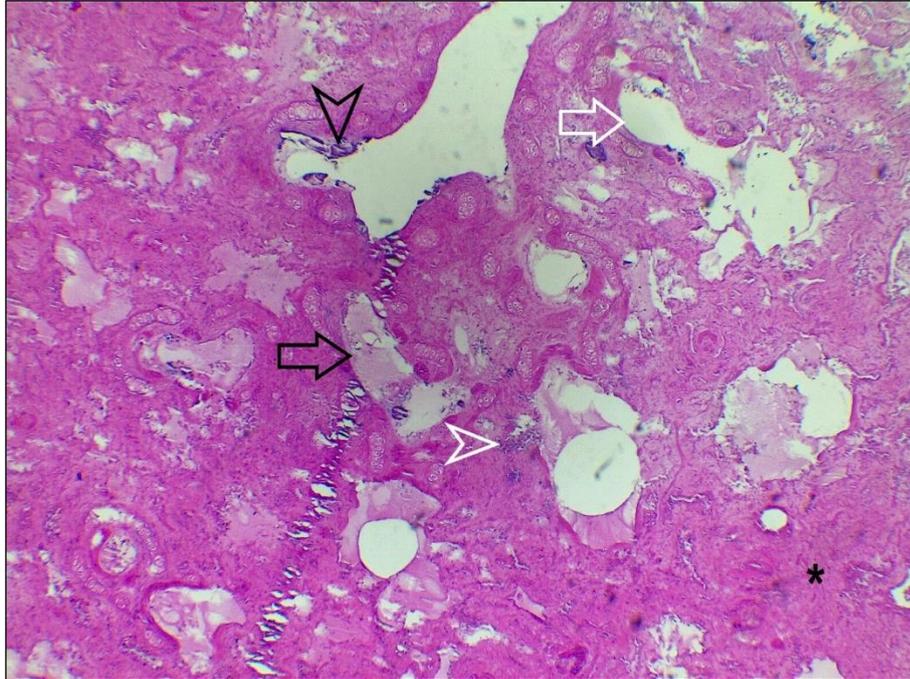


Figura 110: Pulmão: processo inflamatório (asterisco), capsula de tecido conjuntivo (seta preta), parasito (seta branca), *Sotalia guianensis*, EAE_S27. Coloração: HE. Aumento: 20X

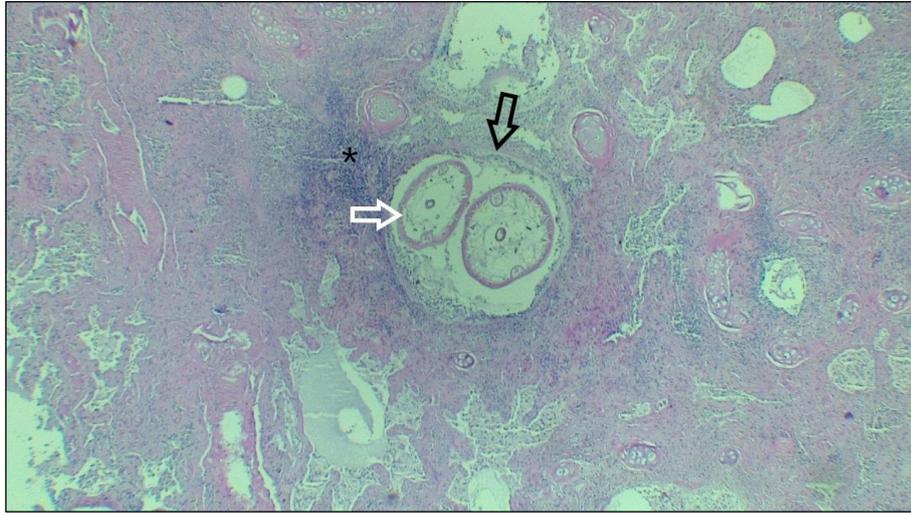
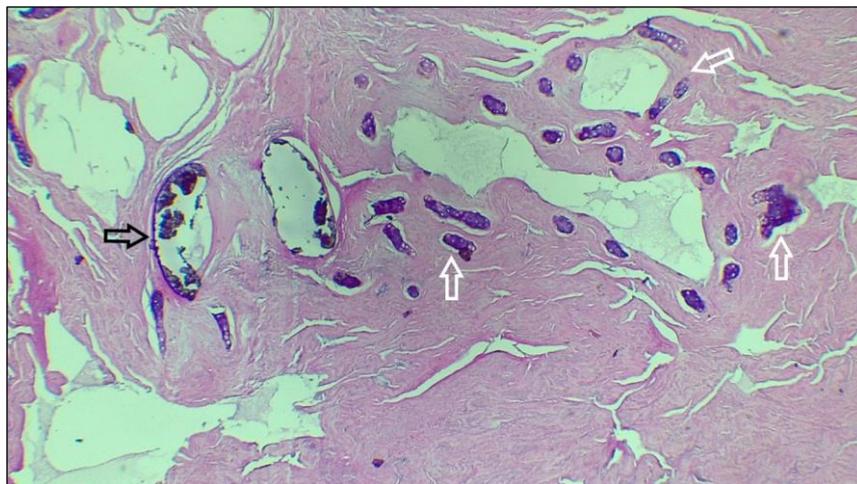
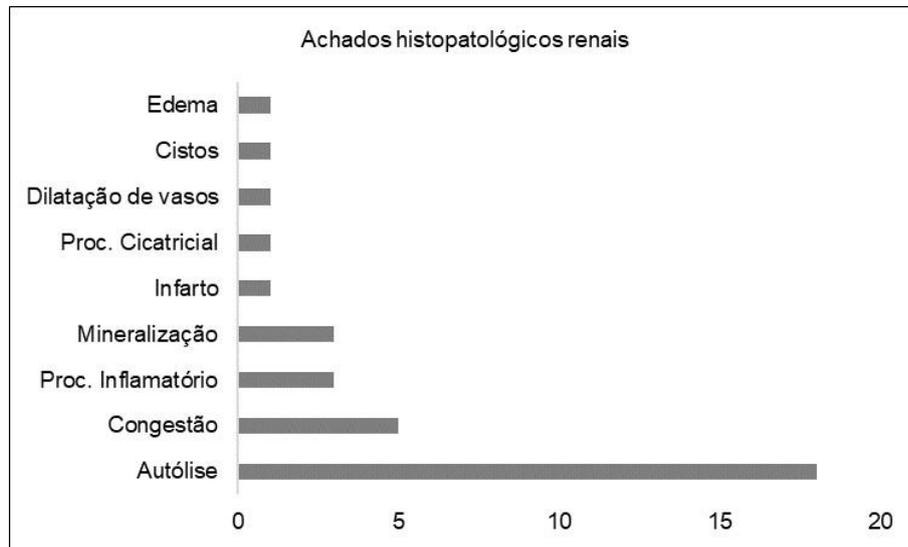


Figura 111: Pulmão: mineralização (seta preta), mineralização de cartilagem hialina (seta branca), *Sotalia guianensis*, EAE_S27. Coloração: HE. Aumento: 10X



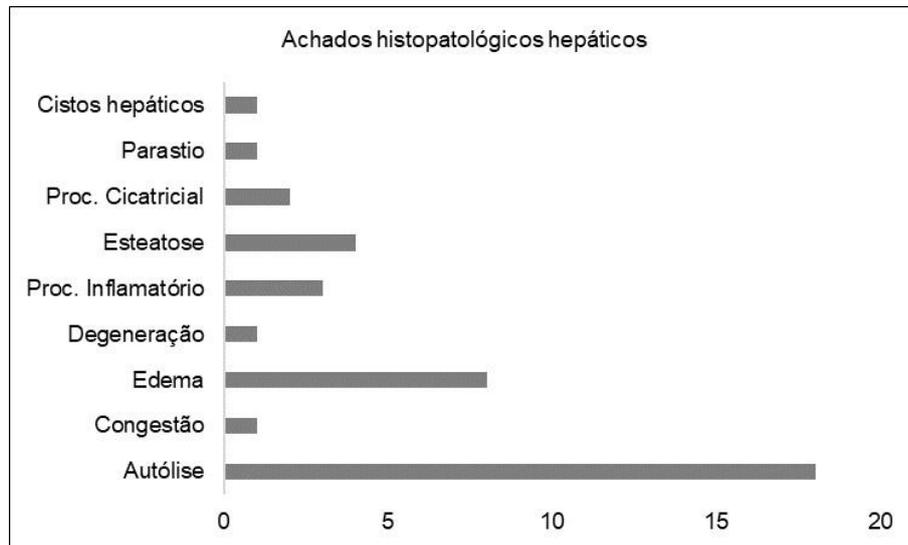
Nos achados histopatológicos renais foi possível observar nas amostras de rins (22) 81,8% autólise, 22,7% congestão, 13,6% processo inflamatório, 13,6% mineralização, 4,5% infarto, 4,5% processo cicatricial, 4,5% dilatação de vasos, 4,5% cistos e 4,5% edema (Figura 112).

Figura 112: Achados histopatológicos em amostras de rins dos cetáceos encontrados encalhados no ES



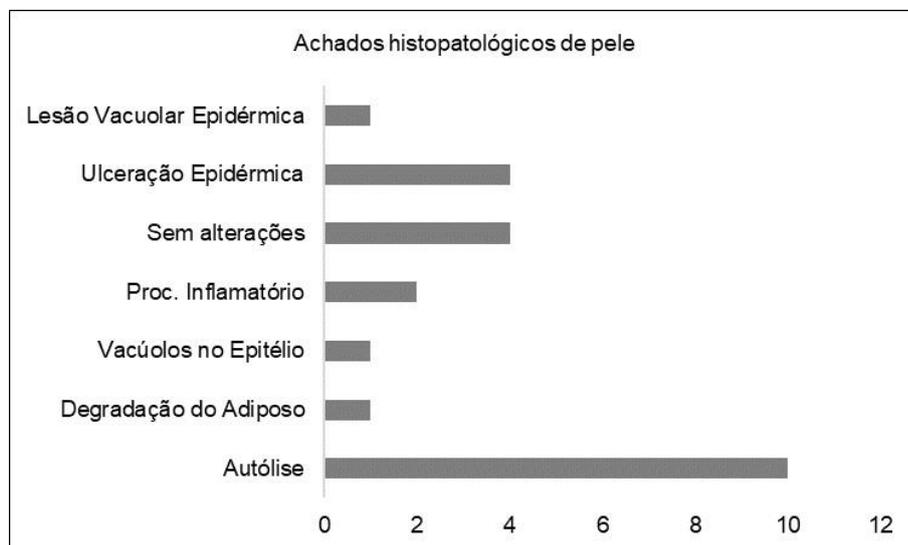
Nos achados histopatológicos hepáticos (22) foi possível observar 81,8% autólise, 4,5% congestão, 36,3% edema, 4,5% degeneração, 13,6% processo inflamatório, 18,1% esteatose, 9,0% processo cicatricial, 4,5% parasito e 4,5% cistos hepáticos (Figura 113).

Figura 113: Achados histopatológicos em amostras de fígado dos cetáceos encontrados encalhados no ES



Nos achados histopatológicos de amostras de pele (20) foi possível observar 50% autólise, 5% degradação do tecido adiposo, 5% lesão vacuolar epidérmica, 10% processo inflamatório, 20% ulceração epidérmica, 5% vacúolos no epitélio e 20% sem alteração (Figura 114).

Figura 114: Achados histopatológicos em amostras de pele dos cetáceos encontrados encalhados no ES



Muitas amostras de tegumento cutâneo apresentaram autólise, devido ao estado avançado de decomposição, prejudicando as análises histológicas. Na Figura 115 é possível observar a epiderme com início de autólise e foco de processo inflamatório. Na Figura 116 observa-se na pele processo inflamatório na região dérmica, mononucleares e proliferação de tecido conjuntivo circundante. Na Figura 117 é possível observar na pele um processo inflamatório leve em região de papila dérmica.

Figura 115: Pele: Epiderme com início de processo autolítico (asterisco), processo inflamatório na derme (seta preta), *Sotalia guianensis*, EAE_S7. Coloração: HE. Aumento 4X



Figura 116: Pele: Processo inflamatório na região dérmica, mononucleares (asterisco), proliferação de tecido conjuntivo circundante (seta preta), *Sotalia guianensis*, EAE_S7. Coloração: HE. Aumento: 10X.

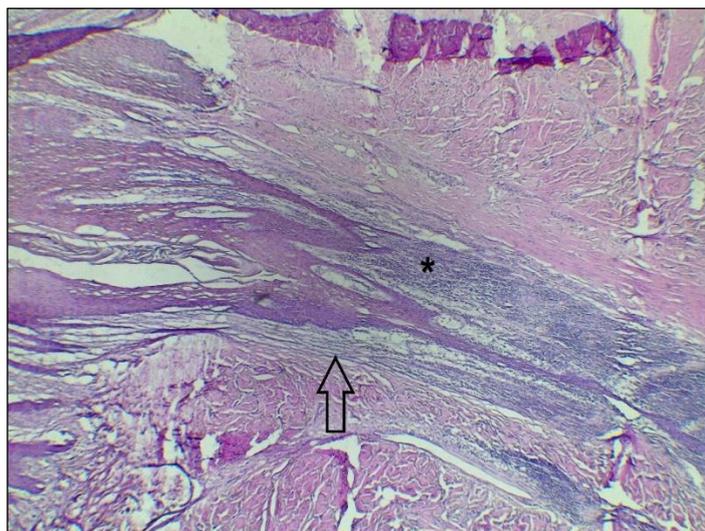
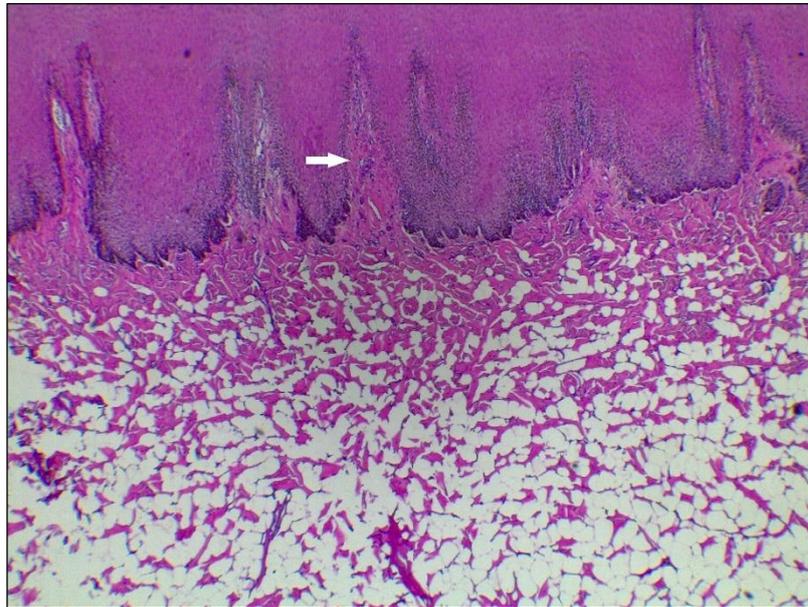


Figura 117: Pele: Processo inflamatório leve em região de papila dérmica, *Sotalia guianensis*, EAE_S22. Coloração: HE. Aumento 4X



Nas gônadas, poucas alterações como congestão, processo inflamatório e edema foram observadas. A maioria apresentou alto grau de autólise.

Foram avaliados os esqueletos de 42 espécimes para identificação de patologias ósseas, das espécies *S. guianensis*, *P. blainvillei* e *S. bredanensis*. As patologias ósseas estão listadas no Quadro 9.

Quadro 9: Lista de patologias ósseas encontradas nas amostras analisadas dos cetáceos encontrados encalhados no ES.

Ossos	Alterações	Número de animais
Escápula	Mineralização da cartilagem hialina, com padrão trabecular do osso esponjoso	EAE_N2, EAE_N4, EAE_N27
	Fratura antiga com remodelamento ósseo	EAE_N5
	Sulcos em evidência com crescimento ósseo	EAE_N33
	Crescimento ósseo em resposta à fissura	EAE_N36
	Fissura óssea	EAE_N13
Costelas	Mineralização da cartilagem hialina, com padrão trabecular do osso esponjoso	EAE_N2, EAE_N4, EAE_N5, EAE_N13, EAE_N14
	Fratura antiga com remodelamento ósseo	EAE_N10, EAE_N32, EAE_N12, EAE_N33, EAE_S18
	Desgaste ósseo na epífise distal	EAE_N5, EAE_N34
	Crescimento ósseo em resposta à fissura	EAE_N33
	Erosão em epífise proximal	EAE_S8
	Fissura óssea	EAE_N22

Rádio	Mineralização da cartilagem hialina, com padrão trabecular do osso esponjoso	EAE_N2
	Erosão na face lateral	EAE_N32
Vértebras	Mineralização da cartilagem hialina, com padrão trabecular do osso esponjoso	EAE_N2, EAE_N5, EAE_N13, EAE_N14, EAE_N34
	Acidente anatômico no processo espinhoso	EAE_N4
	Acidente anatômico no processo transversos	EAE_N2
	Anaplasia do processo transversos	EAE_N14, EAE_S18
	Desgaste de cartilagem ao redor	EAE_N14, EAE_N16, EAE_N32
	Erosão em epífise do processo transversos	EAE_N14, EAE_N32, EAE_N33, EAE_N36, EAE_N40
	Espondilose anquilosante	EAE_N16
	Espondilose	EAE_N16, EAE_N27, EAE_N32, EAE_N20
	Fratura em processo transversos	EAE_N27, EAE_N32
	Fratura em processo espinhoso	EAE_N17
	Erosão em diferentes áreas	EAE_N14, EAE_N32, EAE_N33, EAE_N36
	Desvio do eixo espinhoso para medial	EAE_N19, EAE_N32
	Remodelamento de fratura (calo ósseo) em processo transversos	EAE_N27, EAE_N36
	Sulcos em evidência	EAE_N33, EAE_N40, EAE_S8
	Crescimento ósseo em diferentes áreas	EAE_N36, EAE_S8
Neoformação de sulco em epífise do processo transversos	EAE_S8	
Degeneração intervertebral	EAE_N28	
Vértebras cervicais	Anaplasia do processo transversos direito	EAE_N4, EAE_N21
	Anaplasia do processo transversos esquerdo	EAE_N4
	Desgaste de cartilagem ao redor	EAE_N26
	Fratura	EAE_N10
	Abertura do arco neural	EAE_N21, EAE_N36, EAE_N37, EAE_N38, EAE_N39, EAE_N40, EAE_S8, EAE_S4
	Degeneração de disco intervertebral	EAE_N4
	Artrose	EAE_N4
Esterno	Ossos fusionados	EAE_N2, EAE_N32
	Mineralização da cartilagem hialina, com padrão trabecular do osso esponjoso	EAE_N2
Discos intervertebrais	Degeneração	EAE_N24, EAE_S18
	Protusão discal pulpar	EAE_N22
Aparato hioide	Mineralização do tireóideo e basióideo	EAE_N28
Ulna	Crescimento ósseo na epífise distal	EAE_N37

	Leve porosidade na epífise distal	EAE_N36
Rádio	Porosidade acentuada	EAE_S18
Úmero	Porosidade acentuada	EAE_N24, EAE_S18
Atlas	Espondilose	EAE_N32, EAE_N20
Sem alterações ósseas		EAE_N9, EAE_N11, EAE_N18

Dentre as alterações ósseas identificadas destaca-se: escápula com fratura e remodelamento ósseo de um *S. guianensis*, macho, filhote com três anos (Figura 118); Costela com fratura com remodelamento (calo) ósseo de *P. blainvillei*, fêmea, filhote (Figura 119). Protusão discal de um *S. guianensis* (Figura 120); Abertura do arco neural de um *S. bredanensis* (Figura 121); Espondilose em vértebra de *P. blainvillei*, juvenil (Figura 122); Espondilite anquilosante em um *S. guianensis* macho, juvenil com quatro anos (Figura 123); Escápula com crescimento ósseo anormal de um *S. guianensis*, fêmea, adulta, 21 anos (Figura 124).

Figura 118: Escápula com fratura e remodelamento ósseo (seta preta) de *Sotalia guianensis*, macho, filhote, três anos (EAE_N5).

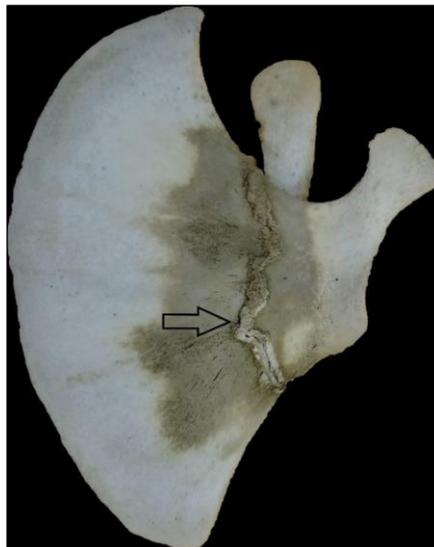


Figura 119: Costela com fratura e remodelamento (calo) ósseo (asterisco) de *Pontoporia blainvillei*, fêmea, filhote (EAE_N10)



Figura 120: Protusão discal de *Sotalia guianensis*, macho, adulto, cinco anos (EAE_N22)



Figura 121: Abertura do arco neural de *Steno bredanensis*, macho, adulto (EAE_S4)



Figura 122: Espondilose em vértebra de *Pontoporia blainvillei*, juvenil (EAE_N32)

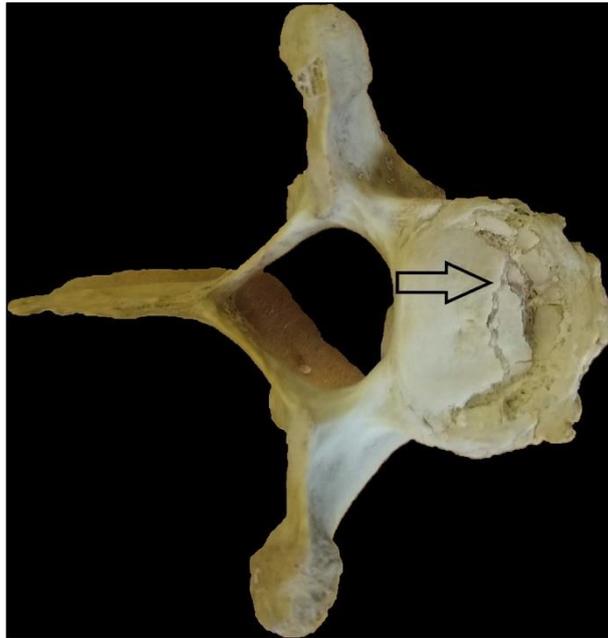
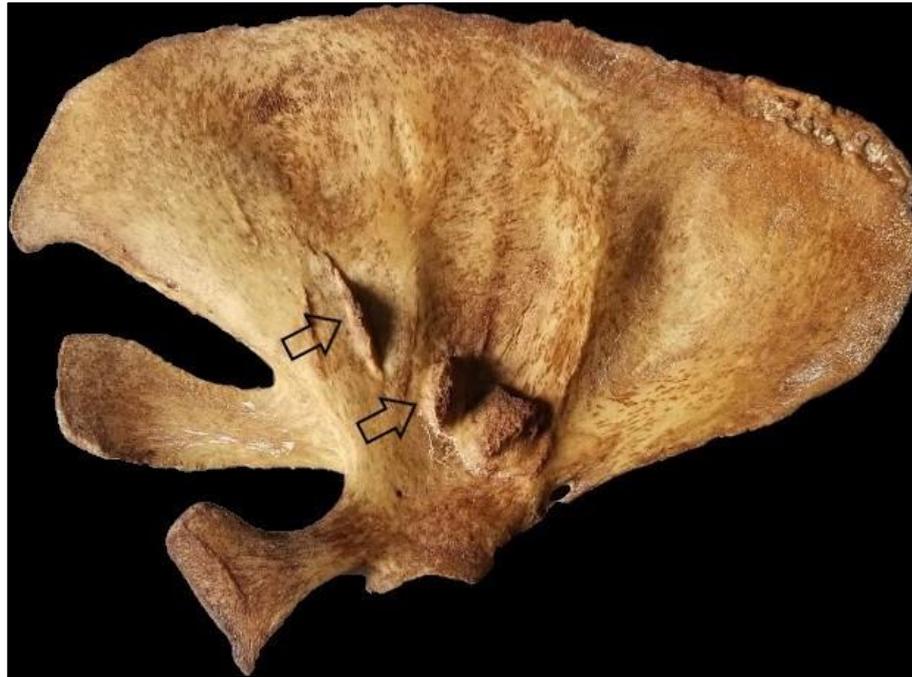


Figura 123: Espondilite anquilosante de *Sotalia guianensis*, macho, juvenil, quatro anos (EAE_N16)



Figura 124: Crescimento ósseo anormal em escápula de *Sotalia guianensis*, fêmea, adulta, 21 anos (EAE_N36)



3.2.6 Microbiologia

Nas análises de microbiologia foram testadas 46 amostras de *swab* (Quadro 10). Amostras oriundas das espécies *S. guianensis* e *S. bredanensis*. Nas amostras de *swab* pulmonar foram encontradas as bactérias *Actinomyces* sp., *Stenotrophomonas maltophilia*, *Klebsiella* spp., *Pseudomonas* sp., *Pseudomonas aeruginosa*, *Proteus mirabilis* e *Proteus vulgaris*. Ainda no pulmão uma espécie fúngica *Candida* sp. Na pele as bactérias *Proteus vulgaris* e o fungo *Candida* sp. No orifício respiratório as bactérias *Klebsiella* sp., *Pseudomonas aeruginosa* e *Proteus mirabilis*, além de *Candida* sp. Em uma amostra de abcesso a bactéria *Alcaligenes* sp. No ânus foi identificada *Candida* sp. As amostras de prepúcio e a única amostra de vagina apresentaram somente contaminação.

Quadro 10: Lista de patógenos encontrados nas amostras de swab avaliadas dos cetáceos encontrados encalhados no ES

Órgãos afetados	Achados bacteriológicos	Animais afetados
Orifício respiratório	<i>Klebsiella</i> sp.	1
	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	2
	<i>Proteus mirabilis</i>	1
	<i>Candida</i> sp.	1
	Contaminação	5
Pulmão	<i>Actinomyces</i> sp.	1
	<i>Candida</i> sp.	1
	<i>Stenotrophomonas maltophilia</i>	1
	<i>Klebsiella</i> spp.	1
	<i>Pseudomonas</i> sp.	2
	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	2
	<i>Proteus mirabilis</i>	1
	<i>Proteus vulgaris</i>	1
	Contaminação	2
	Sem crescimento	1
Ânus	<i>Candida</i> sp.	1
	Contaminação	3
Prepúcio	Contaminação	2
Pele	<i>Candida</i> sp.	1
	<i>Proteus vulgaris</i>	1
	Contaminação	2
Vagina	Contaminação	2
Abscesso	<i>Alcaligenes</i> sp.	1

A identificação de agentes etiológicos presentes nas populações estudadas são etapas relacionadas com diagnósticos e seus exames complementares foram apresentados nos laudos dos animais examinados. Apesar do diagnóstico do óbito ter sido identificado em 18 animais, ao todo foram analisados 38 animais com suspeita e dentre eles foram identificados em quatro animais os agentes etiológicos, sendo dois animais positivos para morbilivírus (EAE_N5 e EAE_S6), um positivo para brucela (EAE_N13) e um positivo para toxoplasma (EAE_N37) (Figura 68). O número de patógenos identificados representam 10,5% de animais infectados. O IBJ em parceria com o Laboratório de Patologia Comparada da Universidade de São Paulo (LAPCOM/USP) e com o Instituto Adolfo Lutz conseguiu obter os exames de PCR (*Polymerase Chain Reaction*) para detecção dos três patógenos citados acima. É possível que não tenha sido detectado em outros animais devido o estado de decomposição que se encontravam, ou ainda tenha casos que a mortalidade foi atribuída a outras causas. Apesar disso, é preocupante a detecção de evidências de enfermidades sabidamente relacionadas com imunodeficiência, como morbilivírus detectado na área de atuação do presente projeto (Figura 125).

Figura 125: Em (A) *Sotalia guianensis* (EAE_S6) que foi detectado morbillivírus apresentando lesões hipocrômicas na comissura bucal (crédito: ORCA). Em (B) e (C) outro *Sotalia guianensis* (EAE_N5) que apresentou lesões epiteliais hipocrômicas na comissura bucal e no pedúnculo caudal com resultado de PCR positivo para morbillivírus



3.2.7 Ecologia Trófica (Isótopos Estáveis)

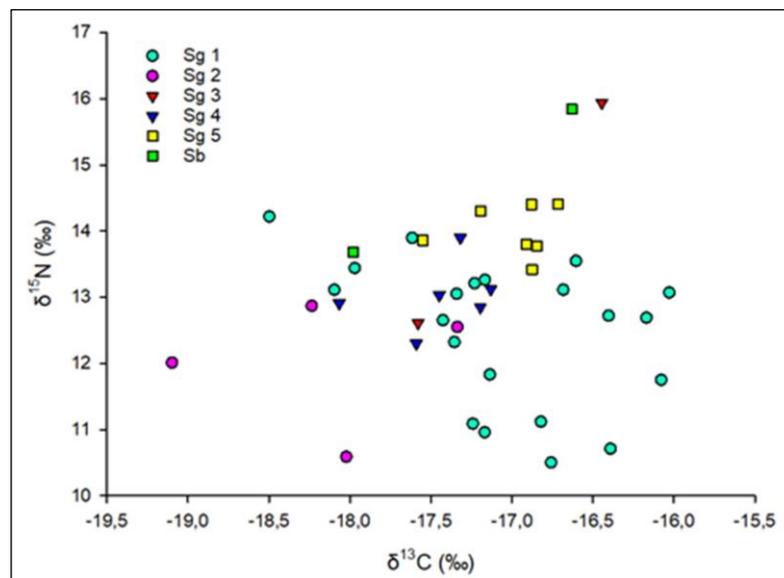
Foram analisadas 48 amostras do tecido muscular de cetáceos: *Sotalia guianensis* (n=46) e *Steno bredanensis* (n=2). Os resultados das razões isotópicas de carbono e de nitrogênio em cada espécime encontram-se no apêndice.

Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ para *S. guianensis* variaram entre $-19,1\text{‰}$ e $-16,0\text{‰}$ ($-17,2 \pm 0,7\text{‰}$), enquanto os resultados de $\delta^{15}\text{N}$ variaram entre $10,5\text{‰}$ e $15,9\text{‰}$ ($12,9 \pm 1,2\text{‰}$). Os resultados por região amostral estão detalhados na Tabela 54 e na Figura 126. As razões isotópicas dos filhotes foram excluídas da referida descrição, assim como de outras análises, pois os valores de isótopos estáveis nesses animais estão relacionados ao consumo do leite materno e não à dieta de presas. A região 3 também foi excluída das análises estatísticas, devido ao n amostral ser de apenas dois indivíduos até o momento.

Tabela 54: Valores descritivos das razões isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$; ‰) e de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$; ‰) em *Sotalia guianensis* de cada região amostral

REGIÃO AMOSTRAL	N	RAZÃO ISOTÓPICA	MÉDIA	MEDIANA	MÍNIMO	MÁXIMO	DESVIO PADRÃO
1	21	$\delta^{15}\text{N}$	12,5	12,7	10,5	14,2	1,1
		$\delta^{13}\text{C}$	-17,1	-17,2	-18,5	-16,0	0,7
2	4	$\delta^{15}\text{N}$	12,0	12,3	10,6	12,9	1,0
		$\delta^{13}\text{C}$	-18,8	-18,1	-19,1	-17,3	0,7
3	2	$\delta^{15}\text{N}$	14,2	14,2	12,6	15,9	2,3
		$\delta^{13}\text{C}$	-17,0	-17,0	-17,5	-16,4	0,8
4	6	$\delta^{15}\text{N}$	13,0	12,9	12,3	13,9	0,5
		$\delta^{13}\text{C}$	-17,4	-17,4	-18,1	-17,1	0,3
5	7	$\delta^{15}\text{N}$	14,0	13,9	13,4	14,4	0,4
		$\delta^{13}\text{C}$	-17,0	-16,9	-17,5	-16,7	0,3

Figura 126: Valores da razão isotópica de carbono ($\delta^{13}\text{C}$, ‰) e de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$; ‰) em juvenis e adultos de *Sotalia guianensis* (Sg) de cada região amostral e do *Steno bredanensis* (Sb)



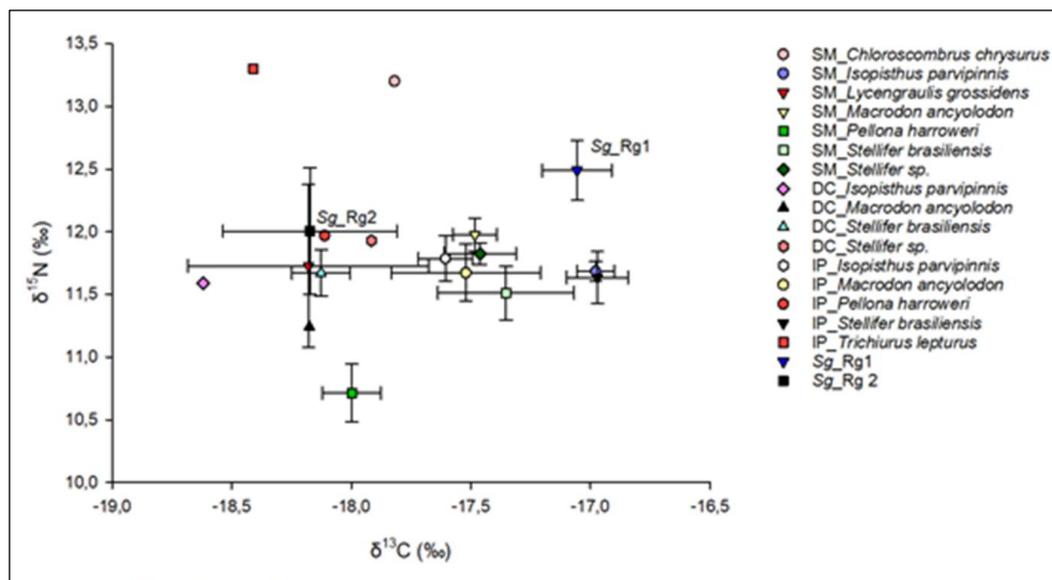
Foi verificada diferença nos resultados de $\delta^{15}\text{N}$ em *Sotalia guianensis* entre as regiões amostrais (teste ANOVA, $p=0,002$), sendo o valor médio dos espécimes da região 5 maior do que daqueles das regiões 1 e 2 (*Unequal N HSD*; $p=0,0226$ e $p=0,0228$, respectivamente). Em relação aos valores de $\delta^{13}\text{C}$, também houve diferença entre as regiões amostrais (ANOVA, $p=0,006$). Foi verificada diferença entre as regiões 1 e 2 (*Unequal N HSD*, $p=0,04$) e entre 2 e 5 (*Unequal N HSD*, $p=0,03$). A média da região

2 apresentou menores valores que as demais. É importante destacar que o n amostral é desigual entre as regiões, sendo reduzido nas regiões 2, 4 e 5.

Devido ao n amostral limitado, só foi possível testar os resultados entre classes etárias e sexo para a região 1. Não houve diferença nos valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ entre juvenis ($-17,3\pm 0,6\text{‰}$; $12,8\pm 1,1\text{‰}$) e adultos ($-16,9\pm 0,7\text{‰}$; $12,4\pm 1,1\text{‰}$) ou entre machos ($-17,1\pm 0,6\text{‰}$; $12,3\pm 1,2\text{‰}$) e fêmeas ($-16,8\pm 0,7\text{‰}$; $12,8\pm 0,9\text{‰}$; Teste *t* de Student, $p>0,05$).

Com relação às presas de *S. guianensis*, foram analisados 48 espécimes de oito espécies de peixes teleósteos coletados nos rios São Mateus (n=24), Doce (n=9) e Ipiranga (n=15), localizados nas regiões amostrais 1 e 2. Os dados biológicos e os valores de isótopos estáveis de carbono e de nitrogênio das presas estão detalhados no apêndice e os valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ para cada espécie de cada local de coleta estão descritos na Figura 127.

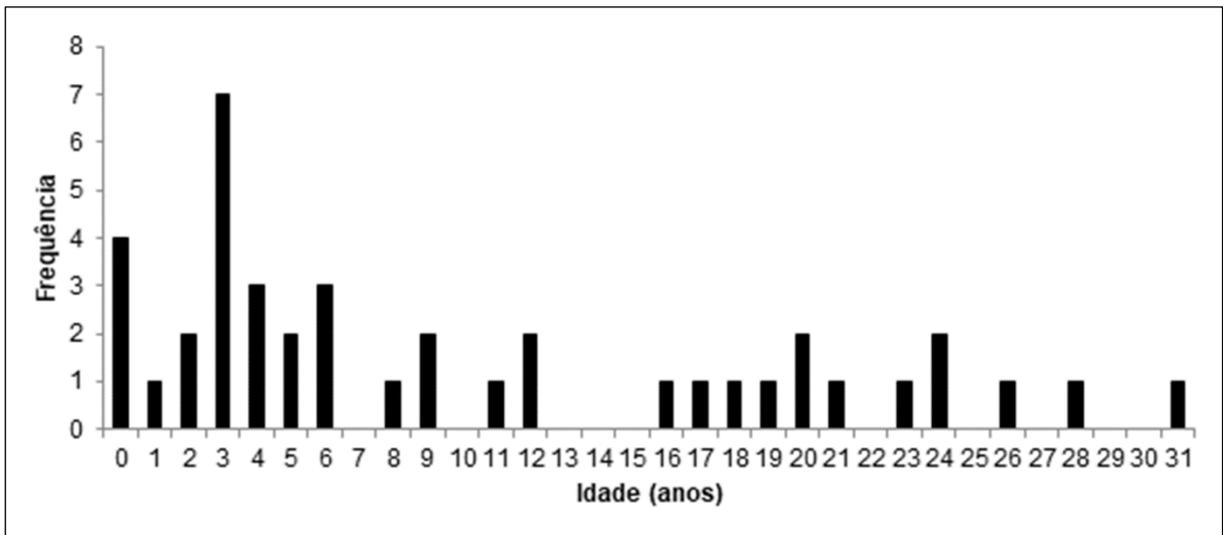
Figura 127: Valores médios (\pm EP) de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ em *Sotalia guianensis* nas regiões 1 (Sg_Rg 1) e 2 (Sg_Rg 2) e nas presas coletadas nos rios São Mateus (SM), Doce (DO) e Ipiranga (IP)



3.2.8 Idade e Reprodução

Foram analisados dentes de boto-cinza, *Sotalia guianensis* (N = 45), e de golfinho-de-dentes-rugosos, *Steno bredanensis* (N = 2). As idades e dados biológicos de cada indivíduo estão no Apêndice. Para *Sotalia guianensis*, as idades variaram de 0 a 31 anos, com média 9,98 (\pm 8,99) e mediana 6 (Figura 128), e a distribuição de frequência das idades foi similar entre machos e fêmeas. Dois indivíduos de golfinho-de-dentes-rugosos também foram analisados, um macho de 31 anos e uma fêmea de 16 anos.

Figura 128: Frequência de idade, em anos, de indivíduos de *Sotalia guianensis* coletados no Espírito Santo



A razão sexual na amostragem com dentes analisados de *Sotalia guianensis* desviou de 1:1, com 2,15 vezes mais machos (machos N = 28, fêmeas N = 13).

Foram analisadas gônadas de 21 indivíduos de *S. guianensis*, porém três estavam em processo de autólise e não foi possível determinar o estágio de maturação. Dentre os 18 *S. guianensis* com maturação sexual determinada, 11 eram fêmeas (três imaturas e oito maduras) e sete eram machos (todos imaturos) (Figura 129, Tabela 55).

Figura 129: Frequência de machos e fêmeas de *Sotalia guianensis* por estágio de maturidade gonadal

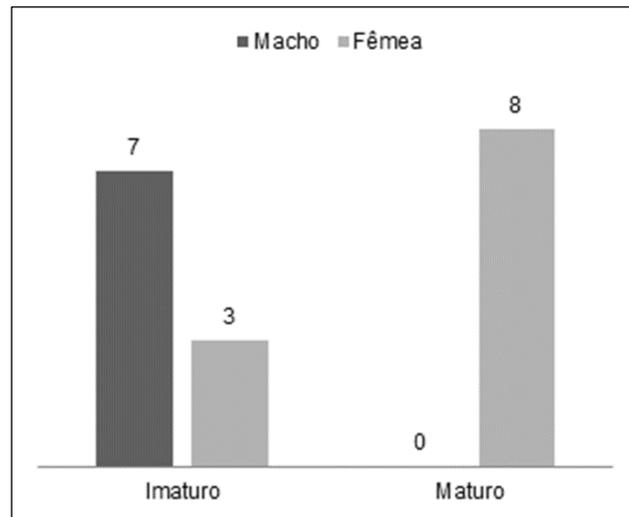


Tabela 55: Tamanho e idade dos indivíduos de *Sotalia guianensis* analisados, por estágio de maturidade gonadal. CT: comprimento total (em cm), idade em anos

	Machos				Fêmeas			
	Imaturos (n = 7)		Maturados (n = 0)		Imaturas (n = 3)		Maturadas (n = 8)	
	CT	Idade	CT	Idade	CT	Idade	CT	Idade
Mínimo	122	2	-	-	115	0	153	5
Máximo	188	9	-	-	163	3	190	31
Média	159		-	-	156		184	
DP	23,7		-	-	25,9		12,0	

Os resultados preliminares da estimativa de idade sugerem que durante o período abrangido pelo relatório (outubro de 2018 a setembro de 2019) a idade média e a proporção de imaturos entre os indivíduos coletados mortos foram similares ao relatado na literatura para a região, em um período anterior ao rompimento (antes de 2013). As análises de determinação da maturidade sexual a partir do exame histológico de gônadas indicaram uma maior proporção de fêmeas sexualmente maduras (44,44% do total; 72,73% das fêmeas), seguida de machos sexualmente imaturos (38,88% do total; 100% dos machos), mas não é possível comparar com dados anteriores porque os resultados são inéditos para a espécie na região. É importante ressaltar que o período amostral ainda é curto e a inclusão de novos indivíduos e de indivíduos coletados nos três anos pós-rompimento permitirão uma avaliação mais consistente. Com a continuidade do projeto e com o aumento do tamanho amostral será possível determinar a estrutura etária, a razão sexual, o status reprodutivo e a taxa de fecundidade dos indivíduos coletados pós-rompimento. Além disso, para alguns desses parâmetros será possível investigar se existem diferenças nos períodos antes e pós-rompimento, que podem ter efeito negativo na persistência da população.

3.2.9 Interação com a pesca

3.2.9.1 Resultados das Entrevistas com Pescadores

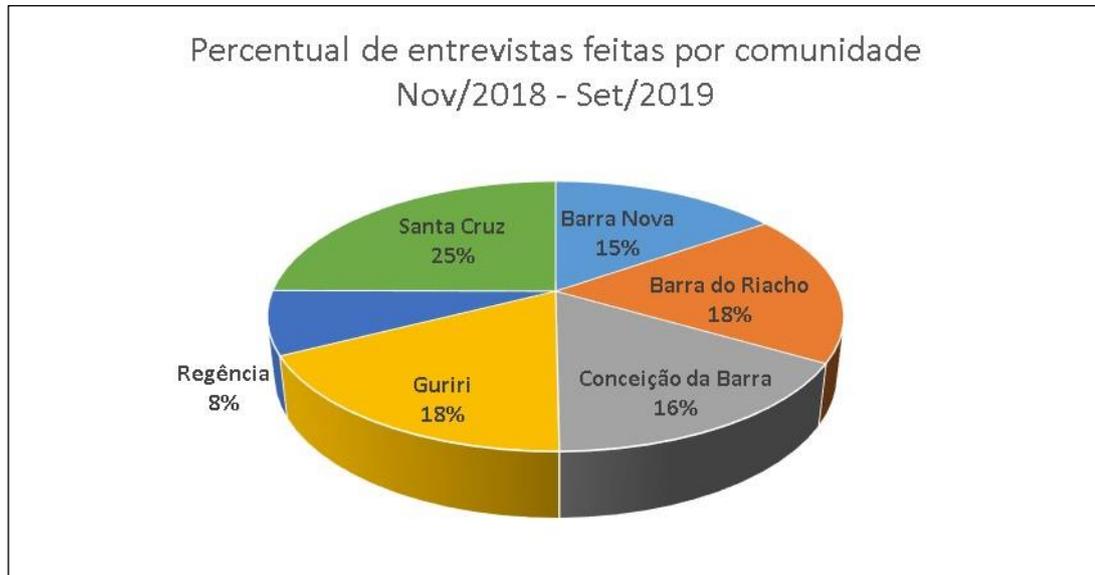
Foram realizadas 1485 entrevistas entre novembro de 2018 e setembro de 2019 sendo Santa Cruz (n=370), Barra do Riacho (n=269); Guriri (n=262), Conceição da Barra (n=244), Barra Nova (n=227) e Regência (n=113) (Tabela 56 e Figura 130).

Tabela 56: Número de entrevistas com pescadores por localidade trabalhada sobre interação com cetáceos no litoral norte do Espírito Santo.

	NOV 2018	DEZ 2018	JAN 2019	FEV 2019	MAR 2019	ABR 2019	MAI 2019	JUN 2019	JUL 2019	AGO 2019	SET 2019	Total
Barra Nova	54	12	50	16	25	9	46	5	3	3	4	227
Barra do Riacho	36	51	30	28	7	23	22	29	18	13	12	269
Conceição da Barra	N.A. ¹	23	15	18	27	28	42	28	22	22	19	244
Guriri	N.A. ¹	14	30	18	29	33	45	30	23	25	15	262
Regência	22	10	21	8	4	7	13	9	10	5	4	113
Santa Cruz	74	21	32	13	24	36	47	39	26	21	37	370
Total	186	131	178	101	116	136	215	140	102	89	91	1485

¹N.A. Não houve coleta nestas localidades.

Figura 130: Percentual de entrevistas com pescadores por localidade no litoral norte do ES – Novembro/2018 – Setembro/2019.



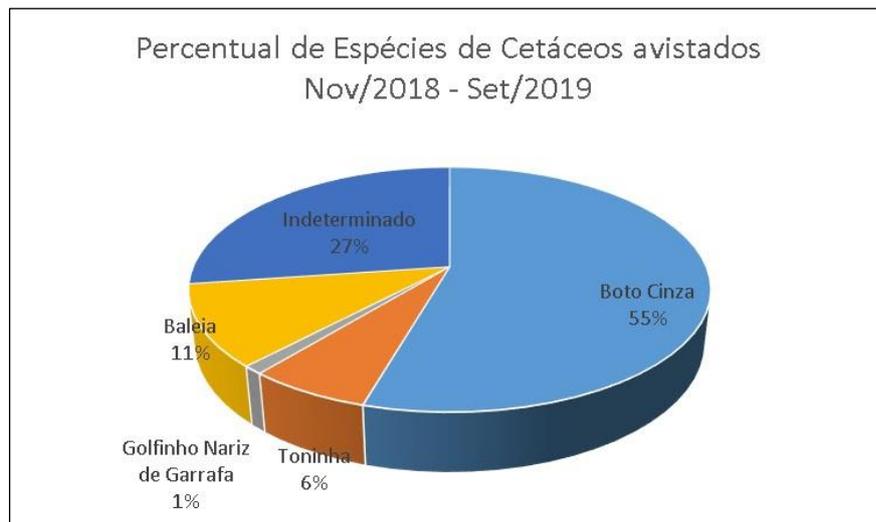
Das 1485 entrevistas em 291 (19,6%) foram relatadas avistagens de cetáceos. Quando consideramos por localidades o percentual de avistagens variou de um máximo de 57% em Santa Cruz, passando por Barra do Riacho (19,6%), Barra Nova (13,1%), Regência (5,8%), Conceição da Barra (4,5%) até Guriri (0%). As espécies foram identificadas pelos pescadores usando-se fotos para que eles pudessem reconhecer e apontar as espécies. Nos casos em que houve dúvida na identificação foi considerada espécie indeterminada. Houve registros indicando se tratar de “baleia”, sem que se identificasse a espécie, e grupos mistos com mais de uma espécie. O boto-cinza (*Sotalia guianensis*) foi a espécie mais registrada com 52,2% das avistagens seguido pela toninha (*Pontoporia blainvillei*) 6,2%, golfinho nariz de garrafa (*Tursiops truncatus*) 1%, baleia 10,3%, grupos mistos com 4,1% e 26,1% de indeterminados (Tabela 57 e Figura 131).

Tabela 57: Número de registros de avistagens e respectivas espécies de cetáceos apontadas pelos pescadores no litoral norte do Espírito Santo.

	Total de Avistagens	Boto-cinza	Toninha	Golfinho Nariz de Garrafa	Baleia	Grupo misto	Indeterminado
Barra Nova	38	12	1		1	2	22
Barra do Riacho	57	34			10		13

	Total de Avistagens	Boto-cinza	Toninha	Golfinho Nariz de Garrafa	Baleia	Grupo misto	Indeterminado
Conceição da Barra	13	5		3	3		2
Guriri	0						
Regência	17	13	2				2
Santa Cruz	166	88	15		16	10	37
Total	291	152	18	3	30	12	76

Figura 131: Espécies registradas pelos pescadores durante suas pescarias apontadas pelos pescadores no litoral norte do Espírito Santo



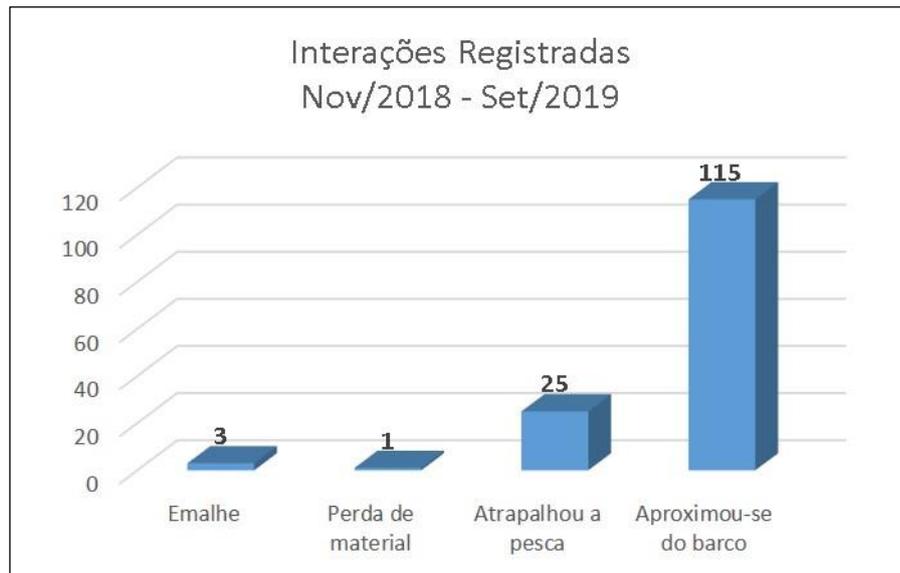
Observamos que em Guriri não houve relato de avistagens de cetáceos, enquanto que Santa Cruz relatou avistagens em mais da metade das pescarias. Com exceção de Guriri o boto-cinza foi avistado em todas as comunidades, enquanto que a toninha foi reportada pelos pescadores de Barra Nova, Regência e Santa Cruz. Baleias foram relatadas pelos pescadores de Santa Cruz, Barra do Riacho, Barra Nova e Conceição da Barra com maior incidência de relatos no inverno, sendo provavelmente baleias-jubarte. Há que se tomar cuidado com estas informações uma vez que a área de pesca utilizada pelos pescadores pode ser muito afastada de suas localidades. Isso ocorre principalmente para os pescadores de Santa Cruz e Conceição da Barra que possuem embarcações com maior autonomia de mar e que fazem pescarias mais afastadas da costa.

Das interações registradas pelos pescadores houve três registros de emalhe acidental, sendo um de boto-cinza em Barra Nova e duas toninhas em Regência. Todos os casos ocorreram durante o verão. Este valor é claramente subestimado uma vez que o número de animais que aparecem encalhados com sinais de emalhamento na região é bem superior. Possivelmente há uma relutância dos pescadores em admitir as capturas acidentais com receio de punição. Este tipo de levantamento através de entrevista com os pescadores demanda maior tempo de trabalho para se ir ganhando a confiança dos pescadores e com isso começar a ter respostas que reflitam com maior fidedignidade a realidade. Devido ao pequeno porte das embarcações, muitas vezes elas não comportam a presença de um observador de bordo que pudesse registrar as capturas acidentais. Houve um único relato de perda de equipamentos de pesca devido a interação com cetáceos.

Um pescador de Santa Cruz reclamou de dano no apetrecho de pesca que teria sido causado por um boto-cinza que abriu um furo na rede e foi embora. Houve 25 relatos de cetáceos atrapalharem a pesca, todos feitos por pescadores de Santa Cruz. Eles identificaram quatro deles como sendo baleias e um como boto-cinza, os demais não foram identificados. Em 115 registros disseram que os golfinhos se aproximaram da embarcação, dos quais 40,9% foram atribuídos aos botos-cinza, 6,1% às toninhas, 1,7% ao golfinho nariz de garrafa, 7% de baleias, 5,2% de grupos mistos e 39,1% não tiveram a espécie identificada (Figura 132 e Figura 133).

Das comunidades trabalhadas Santa Cruz foi o porto com maior frota ativa, e com um desembarque pesqueiro bem superior aos demais portos. A pesca é realizada mais afastada da costa, voltada principalmente para a captura de dourado. Talvez por ser em águas mais profundas estes pescadores foram os que mais apontaram a presença de cetáceos (57%) e os únicos que indicaram que a presença dos cetáceos prejudica a atividade, relatando a ingestão de iscas e de dourado e meca. Este tipo de comportamento não é associado ao boto-cinza e nem à toninha, razão pela qual é de se supor que são espécies de cetáceos oceânicos os que tem este tipo de comportamento.

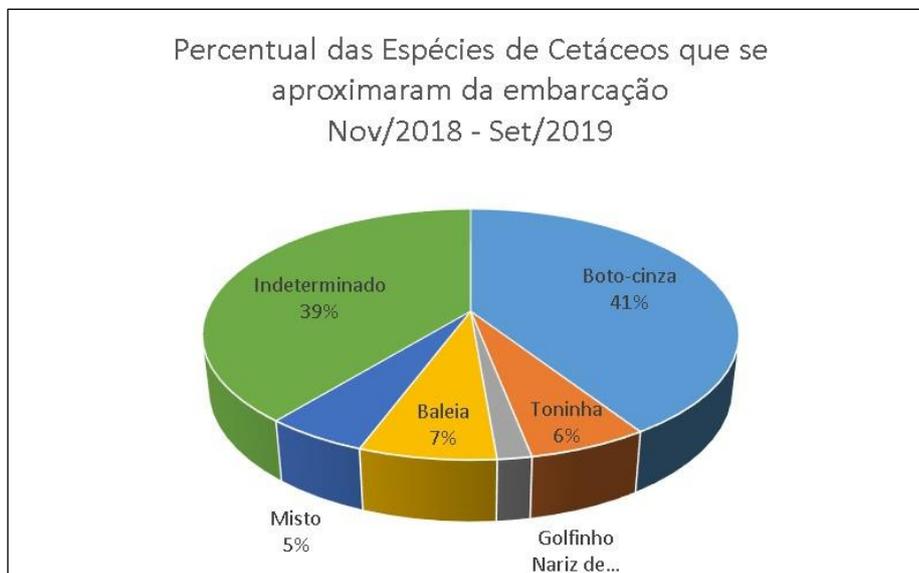
Figura 132: Interações com cetáceos registradas pelos pescadores no litoral norte do Espírito Santo.



Conceição da Barra e Barra do Riacho tem frotas de tamanho similar, assim como o desembarque de pescado, empatando na segunda posição neste quesito. Conceição da Barra também possui algumas embarcações que se afastam mais da costa para a pesca.

Em contraste com estas comunidades vemos Regência, situada junto à foz do Rio Doce, onde apesar de possuir a segunda maior frota das comunidades trabalhadas (63 embarcações) é juntamente com Guriri a que tem o menor desembarque pesqueiro; embora Guriri tenha uma frota bem menor (18 embarcações). Ambas fazem pescarias de menos de um dia de duração, próximas à costa. Chama a atenção o fato de Guriri ter sido a única a não reportar avistagens de cetáceos. Não sabemos se a baixa captura de pesca em Regência, apesar de ter a segunda maior frota, tem relação com a presença da lama que fez com que certas áreas fossem interditadas para a pesca.

Figura 133: Percentual das espécies de cetáceos que se aproximaram das embarcações no litoral norte do Espírito Santo



3.2.9.2 Dados Pretéritos

O Fundo Brasileiro para a Biodiversidade (FUNBIO) lançou um edital para o monitoramento das toninhas (*Pontoporia blainvillei*) no Espírito Santo e sua interação com a pesca. Este trabalho teve início em julho de 2017 e tem foco específico no impacto da pesca sobre as toninhas e deve se encerrar em 2019. Embora esteja trabalhando na mesma região, o projeto do FUNBIO não contempla a interação da pesca com outras espécies de cetáceos e nem envolve a questão dos impactos da chegada ao mar dos rejeitos do rompimento da barragem da Samarco em Mariana. Estes dados, porém, ajudam a caracterizar a atividades pesqueira na região, tais como o tamanho da frota, as espécies alvo, etc., e contextualizar assim os resultados obtidos através das entrevistas dos pescadores sobre a interação da pesca com os pequenos cetáceos na região.

Na área de monitoramento, no litoral norte do Espírito Santo temos quatro municípios costeiros: Conceição da Barra, São Mateus, Linhares e Aracruz. De acordo com PROZEE (2005) a frota pesqueira nos quatro municípios em 2005 era composta por 395 embarcações, sendo cerca de 57% motorizadas e o restante com propulsão a remo e/ou vela. Na Tabela 58 apresentamos dados da frota pesqueira em 2005 e o dados do censo IBGE 2015.

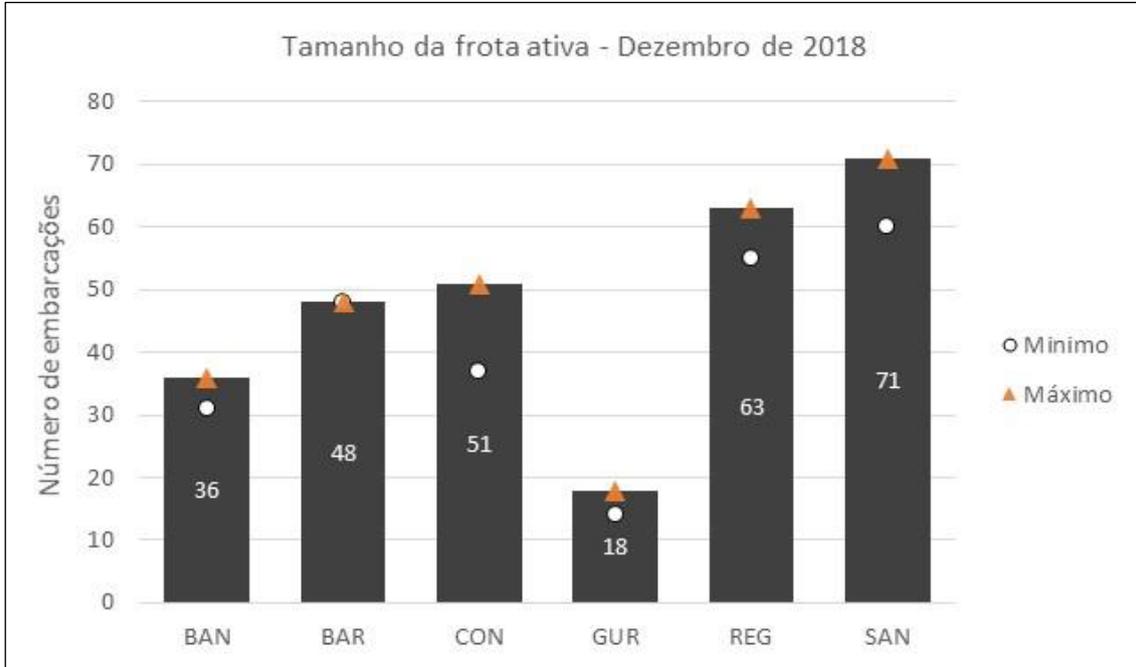
Em dezembro de 2018 a frota nas seis localidades trabalhadas em nosso monitoramento era de 287 embarcações, sendo 51 em Conceição da Barra, 18 em Guriri, 36 em Barra Nova, 63 em Regência, 48 em Barra do Riacho e 71 em Santa Cruz (Figura 134).

Tabela 58: Características preliminares dos municípios costeiros da área de pesquisa. Em negrito estão as comunidades trabalhadas

Município	População ¹	Portos de desembarque	Frota estimada ²	Artes de pesca empregadas ²
Conceição da Barra	31.127	Riacho Doce, Itaúnas, Conceição da Barra , Meleira, Barreiras	80	Rede arrasto, rede de emalhe, caçoeira para lagosta, linha de mão e pargueira.
São Mateus	124.575	Pedra D'água, Guriri, Barra Nova , Gameleiras	77	Rede de emalhe, rede de batida, linha de mão e manzuá.
Linhares	163.662	Uruçuquara, Barra Seca, Degredo, Pontal Ipiranga, Povoação, Regência	142	Rede de arrasto, redes de emalhe, linha de mão, espinhel
Aracruz	95.056	Barra do Riacho , Barra do Sahy, Santa Cruz	96	Rede de arrasto, redes de emalhe, Linha de mão, espinhel

Fonte: ¹ IBGE (2015); ²PROZEE 2005

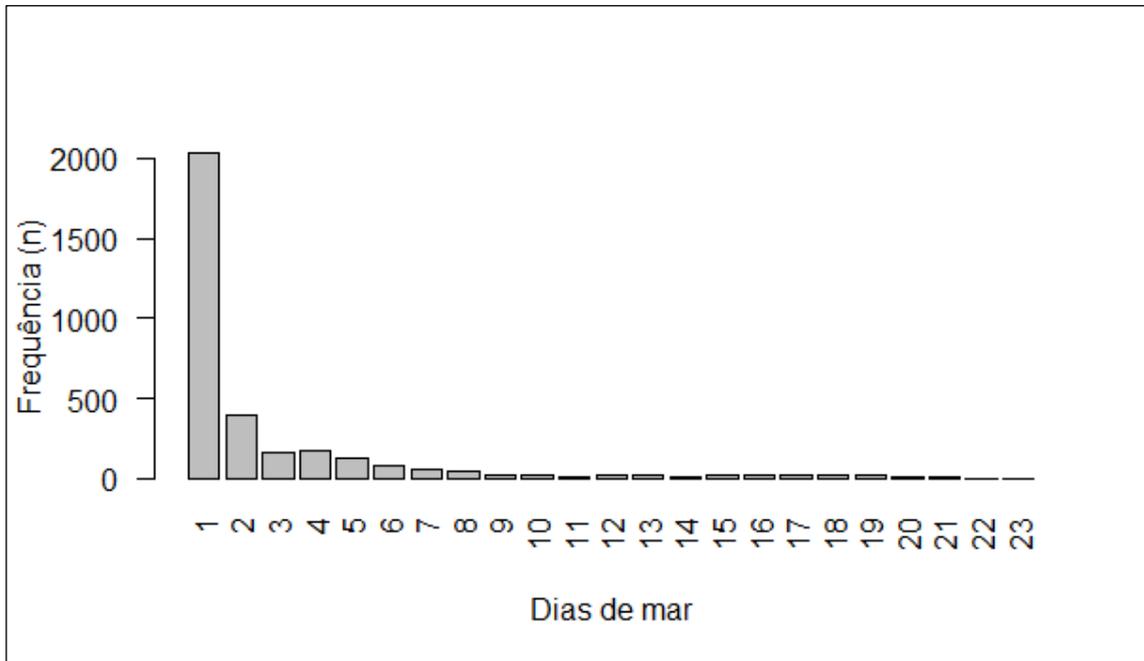
Figura 134: Tamanho da frota ativa por localidade atualizada no mês de dezembro de 2018 e valores mínimo e máximo observados entre julho de 2017 e dezembro de 2018. (BAN=Barra Nova; BAR=Barra do Riacho; CON=Conceição da Barra; GUR=Guriri; REG=Regência; SAN=Santa Cruz)



Fonte: Dados do Projeto de Conservação da Toninha na Área de Manejo I – FUNBIO/IBJ

No período de julho de 2017 a dezembro de 2018 o esforço de pesca variou de 1 até um máximo de 23 dias de mar, sendo que a maior parte das pescarias teve duração máxima de um dia (“bate e volta”) (Figura 135). Santa Cruz e Conceição da Barra são as localidades onde houve os casos de maior tempo no mar e com as embarcações se afastando mais da costa.

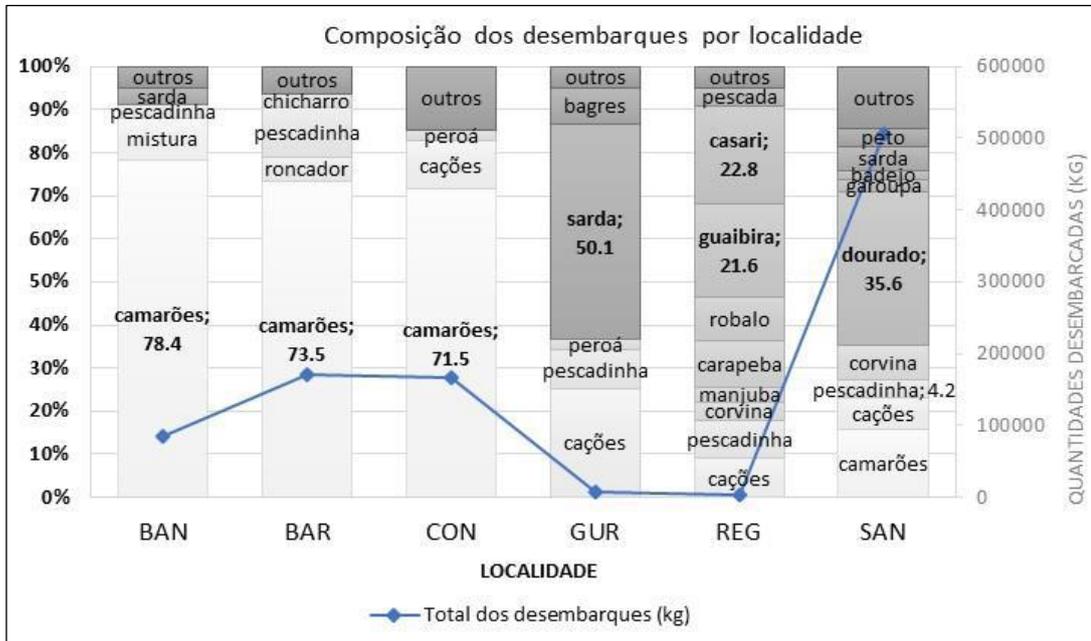
Figura 135: Distribuição de frequência por classe de esforço de pesca (em dias de mar) por desembarque para o conjunto de localidades do projeto de monitoramento de capturas incidentais de toninhas no litoral norte do Espírito Santo, no período entre julho de 2017 e dezembro de 2018



Fonte: Dados do Projeto de Conservação da Toninha na Área de Manejo I – FUNBIO/IBJ

Na Figura 136 temos em percentagem a distribuição do pescado capturado nas seis comunidades de julho de 2017 a dezembro de 2018. Observamos que enquanto em Barra Nova, Barra do Riacho e Conceição da Barra existe uma predominância de desembarque de camarão (com respectivamente 78,4%; 73,5% e 71,5%) em Guriri o item predominante é a Sarda correspondendo a 50,1% do total de quilos desembarcado, em Regência existe um equilíbrio entre casari (22,8%) e guaibira (21,6%) e em Santa Cruz predomínio do desembarque de dourado com 35,6%.

Figura 136: Distribuição percentual (relativa ao peso em kg) dos principais recursos pesqueiros desembarcados para cada uma das cinco localidades monitoradas no norte do Espírito Santo. Dados dos desembarques amostrados entre julho de 2017 e dezembro de 2018. (BAN=Barra Nova; BAR=Barra do Riacho; COM=Conceição da Barra; REG=Regência; SAN=Santa Cruz)



Fonte: Dados do Projeto de Conservação da Toninha na Área de Manejo I – FUNBIO/IBJ

3.3 MONITORAMENTO DE AVES MARINHAS

3.3.1 Diversidade genética

Para a espécie *Sula leucogaster*, 45 indivíduos foram analisados até o momento. Foram acessadas nove regiões diferentes dos respectivos genomas (*loci*) contendo marcadores do tipo SSR. Estas regiões exibiram um total de 29 variantes (alelos) (média de 3,22 alelos por *locus*) para as amostras coletadas antes do RBM e 25 alelos (média de 2,77 alelos por *locus*) para as amostras coletadas depois do RBM. As heterozigosidades médias observada (H_o) e esperada (H_e) foram de 0,43 e 0,41, respectivamente, para amostras pré RBM. Para as amostras pós RBM, estes valores foram de 0,43 para ambas heterozigosidades (H_o e H_e) (Tabela 59). O coeficiente de endogamia (índice que indica desvios no Equilíbrio de Hardy-Weiberg – EHW) pela presença de cruzamentos entre indivíduos aparentados, ou próximos geneticamente - F_{IS} Global) foi estimado em -0,42 (para amostras pré RBM) e 0,014 (para amostras pós RBM). A diversidade gênica, definida como a probabilidade de que dois alelos amostrados aleatoriamente de uma população sejam diferentes (NEY, 1973), apresentou-se menor nas amostras pós RBM (0,38) quando comparadas às amostras coletadas antes do RBM (0,4). A riqueza alélica, uma medida do número de alelos por *locus*, também mostrou-se ligeiramente menor nas amostras pós RBM (2,38) do que nas amostras pré RBM (2,4). Embora esta medida seja altamente dependente do tamanho efetivo da população e, portanto, deve ser padronizada por ser muito sensível a tamanhos irregulares de amostras, isto foi corrigido utilizando o método de rarefação (HURLBERT, 1971; EL MOUSADIK & PETIT, 1996;), implementado no programa Fstat (GOUDET, 1995). Para

amostras pré RBM, todas as regiões analisadas apresentaram variantes genéticas. Porém, para as amostras pós RBM, apenas 6 regiões se mostraram variáveis. A análise de PcoA mostra que, embora exista sobreposição da composição dos alelos, existem diferenças sutis entre as amostras coletadas antes e depois do RBM (Figura 137.A).

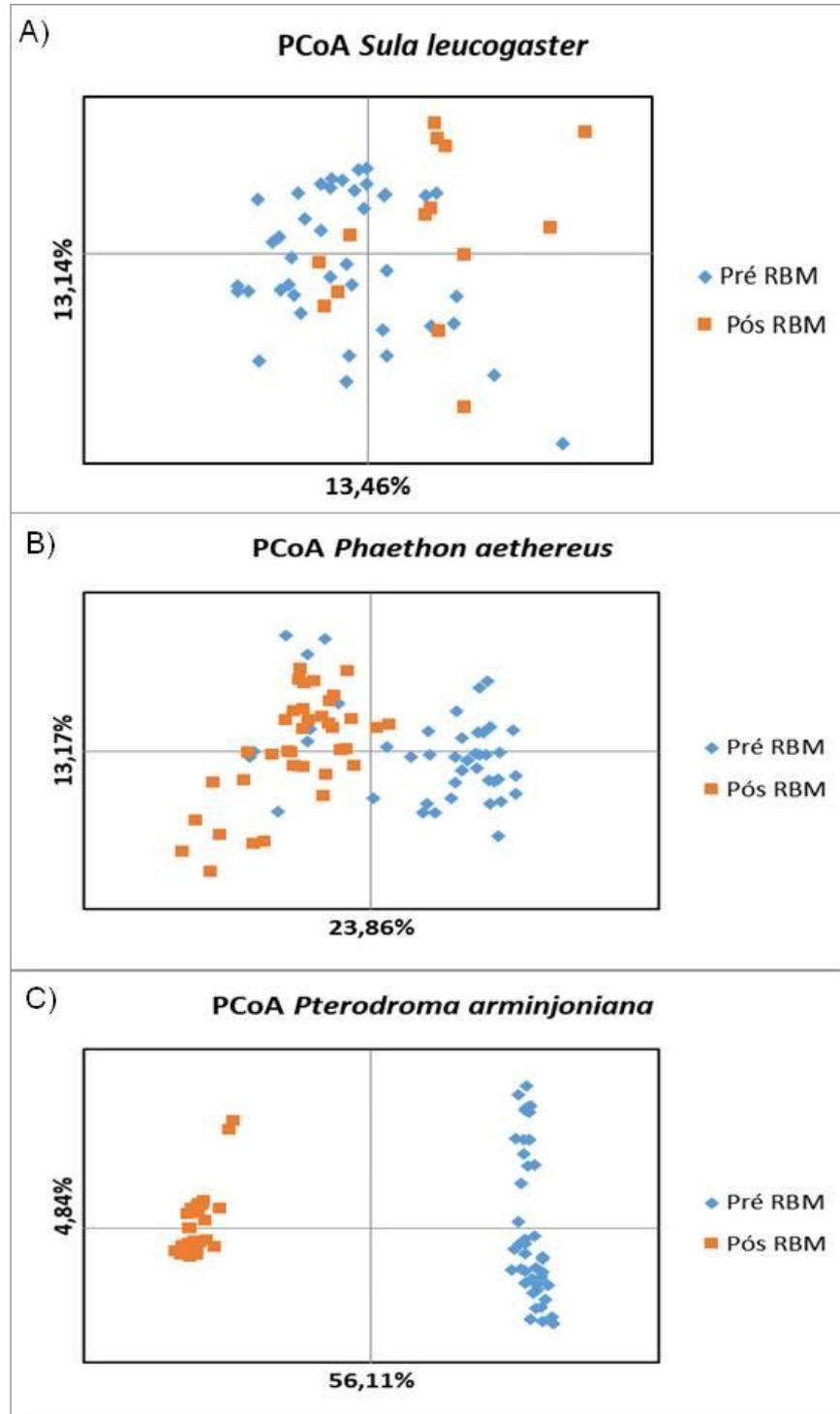
Para a espécie *Phaethon aethereus*, 85 indivíduos foram analisados. Nestes indivíduos foram acessados 10 *loci*, que apresentaram 31 alelos (média de 3,87 alelos por *locus*) para as amostras coletadas antes do RBM e 20 alelos (média de 2,85 alelos por *locus*) para amostras coletadas após o RBM. As heterozigosidades médias observada e esperada para as amostras coletadas antes do RBM foram 0,22 e 0,3 respectivamente e 0,35 (H_O) e 0,33 (H_E) para as amostras coletadas após o RBM. O F_{IS} Global estimado apresentou valor de 0,26 (amostras pré RBM) e 0,03 (amostras pós RBM). Não foi detectada nenhuma diferença significativa em relação aos valores citados acima, demonstrando que, até o momento, não há desvios no EHW. A diversidade gênica para amostras coletadas após o RBM foi menor (0,19) do que para as amostras coletadas antes do RBM (0,22). Da mesma forma, a riqueza alélica também foi menor para as amostras coletadas após o RBM (2,26) quando comparadas às amostras coletadas antes do RBM (3) (Tabela 59). Das dez regiões analisadas, oito foram variáveis para o conjunto de amostras pré RBM e 6 foram variáveis para as amostras pós RBM. A análise de PcoA revelou quase 24% de diferença no eixo 1 para a composição gênica entre amostras coletadas antes e depois do RBM, indicando que a composição de alelos desta espécie está mudando (Figura 3.B).

Oitenta e seis indivíduos da espécie *Pterodroma arminjoniana* foram analisados para 12 *loci*. Para as amostras coletadas antes do RBM foram encontrados 45 alelos (média de 4,5 alelos por *locus*) sendo apenas 9 *loci* polimórficos. Já para as amostras coletadas após o RBM foram encontrados 48 alelos (média de 4,8 alelos por *locus*) com 10 *loci* polimórficos. A heterozigosidade média observada foi menor para as amostras coletadas antes do RBM ($H_O = 0,41$) foi menor que para as amostras coletadas antes do RBM ($H_O = 0,43$). Entretanto, a heterozigosidade esperada para ambas amostras foi a mesma ($H_E = 0,46$) (Tabela 59). Foram encontrados valores positivos e significativos do coeficiente de endogamia (F_{IS}) para ambas populações amostradas (pré e pós RBM), indicando uma deficiência no número de heterozigotos observados, em relação ao esperado sob o EHW. Estes valores de F_{IS} para esta espécie, indicam também que há uma proporção de cruzamentos não aleatórios dentro desta população, ainda que em uma frequência baixa. A diversidade gênica encontrada para as amostras de antes do RBM foi menor (0,37) quando comparada às amostras pós RBM (0,4). No entanto, a riqueza alélica da população amostrada pós RBM foi maior (3,97) do que a riqueza da população amostrada antes do RBM (3,81), refletindo um maior número de alelos encontrados nesta população. A análise de PcoA, mostrou dois grupos bem distintos em relação à composição alélica das populações amostradas antes e depois do RBM, para estes *loci* analisados (Figura 137 C).

Tabela 59: Parâmetros de diversidade genética de marcadores microsatélites para as populações analisadas: Heterozigosidades observada (HO) e Esperada (HE), coeficiente de endogamia (FIS), Média do número de alelos encontrados, Riqueza alélica, Diversidade gênica e Proporção de *loci* polimórficos dada em porcentagem (P) e número total de alelos encontrados. * Indica desvios significativos do Equilíbrio de Hardy-Weinberg ($P < 0,05$). RBM = Rompimento da Barragem de Mariana.

População	<i>Sula leucogaster</i>		<i>Phaethon aethereus</i>		<i>Pterodroma arminjoniana</i>	
	Arquipélago de Abrolhos		Arquipélago de Abrolhos		Ilha da Trindade	
	Pré RBM	Pós RBM	Pré RBM	Pós RBM	Pré RBM	Pós RBM
Nº amostral	41	14	48	37	45	41
Nº loci analisados	9	9	10	10	12	12
HO	0,43	0,43	0,22	0,35	0,43	0,41
HE	0,41	0,43	0,3	0,36	0,46	0,46
FIS	-0,42	0,014	0,26	0,03	0,07*	0,1*
Média de alelos	3,22	2,77	3,87	2,85	4,5	4,8
Riqueza alélica	2,4	2,38	3	2,26	3,81	3,97
Diversidade gênica	0,4	0,38	0,22	0,19	0,4	0,37
P (%)	100	67	80	60	75	83

Figura 137: Análise de Coordenadas Principais (PCoA) comparando a distância genética entre as populações analisadas antes do Rompimento da Barragem de Mariana (Pré RBM) e depois Rompimento da Barragem de Mariana (Pós RBM). (A) *S. leucogaster* (Arquipélago de Abrolhos); (B) *P. aethereus* (Arquipélago de Abrolhos) e (C) *P. arminjoniana* (Ilha da Trindade).



3.3.2 Saúde

Foram realizados esfregaços sanguíneos de 22 indivíduos de *P. aethereus* na primeira expedição; de 28 indivíduos de *P. aethereus*, *S. leucogaster* e *S. dactylatra* na segunda expedição; e 23 indivíduos de *S. leucogaster*, além de suabes de cloaca, orofaringe e amostras de sangue total em etanol absoluto na terceira expedição. De *P. arminjoniana*, foram realizados 31 esfregaços, 12 suabes de cloaca e de orofaringe, além da obtenção de 21 amostras de sangue total em etanol absoluto.

3.3.2.1 Hemograma e hematoscopia

Com relação aos esfregaços feitos na segunda expedição, cinco deles estavam muito espessos e, dessa forma, não foi possível identificar os leucócitos. Em esfregaços muito espessos, os eritrócitos, sempre em maior quantidade na lâmina, encobrem completamente os leucócitos, impossibilitando a leitura.

No geral, os animais mostraram-se sadios, com uma predominância relativa de heterófilos sobre os linfócitos, como reportado na bibliografia para aves piscívoras e carnívoras (ALMOSNY et al., 1992; JONES, 2015). Os quadros de heterofilia, que só podem ser confirmados com a contagem absoluta de leucócitos na câmara de Neubauer, podem ser atribuídos a quadros inflamatórios agudos e de estresse (RUIZ et al., 2002; TRAVIS et al., 2006). Não foram observados heterófilos imaturos, o que caracterizaria um desvio à esquerda em resposta a processos inflamatórios e/ou infecciosos agudos. Apenas um animal apresentou um quadro de basofilia relativa. No entanto, segundo a bibliografia, neonatos e filhotes podem apresentar valores mais elevados deste tipo celular. Os outros tipos leucocitários apresentaram-se dentro do limite de normalidade para indivíduos sadios, incluindo eosinófilos e monócitos, cuja presença é escassa.

3.3.2.2 Microbiologia

Nenhuma das amostras testadas foi positiva para *Salmonella* spp.. A partir de suabes de orofaringe, três indivíduos de *S. leucogaster* foram suspeitos de apresentar *Bordetella*, e 13 de apresentarem *Enterococcus* spp., sendo eles: U61934, U57793 e U61942 (*Bordetella* spp.); e U57792, U61931, U61932, U61933, T45873, U6310, U61934, U61937, U61939, U61941, T45812, U61943, U19697 (*Enterococcus* spp.). Todas as amostras triadas produziram colônias lisas, convexas e brilhantes, com bordos regulares, sugestivas de *Escherichia coli* (Figura 138). Para a confirmação, as amostras foram submetidas à ionização por dessorção a laser assistida por matriz (MALDI-TOF), que consiste na ionização de átomos ou moléculas de uma amostra, separando-os em função da sua relação massa/carga para quantificá-los e identificá-los. As análises por MALDI-TOF foram realizadas a partir de isolados provenientes das amostras com características bioquímicas sugestivas para *Bordetella* spp. (n = 3), *Enterococcus* spp. e *E. coli*. Três isolados que apresentaram características fenotípicas não usuais e resultados inconclusivos nos testes bioquímicos para *E. coli* foram identificados como pertencentes ao gênero *Citrobacter*.

Não foi possível isolar microorganismos das amostras de *P. arminjoniana*, devido à aparente ausência de material nos suabes coletados. Novas amostras desta e de outras espécies estão sendo coletadas na expedição em curso.

Figura 138: Colônias de *Escherichia coli* (rosa escuro) em meio MacConkey



3.3.2.3 Bactérias Gram-negativas multirresistentes

Dentre as amostras de *P. aethereus*, dois isolados de suabe cloacal apresentaram perfil de resistência de interesse – um isolado identificado como *Escherichia coli* (P16291), que cresceu no ágar MacConkey suplementado com ciprofloxacina, e um isolado identificado como *Klebsiella aerogenes* (P16400), que cresceu na placa de MacConkey suplementado com colistina (Tabela 60). O isolado P16291 apresentou resistência a todas as quinolonas testadas (ácido nalidíxico, ciprofloxacina, enrofloxacin, levofloxacin, marbofloxacina, moxifloxacin, norfloxacina, ofloxacina e perfloxacina); porém, este isolado ainda não foi submetido ao sequenciamento de genoma completo para determinação da identidade (Tabela 60).

O isolado do animal P16400 apresentou resultado positivo no NP teste (indicando a degradação da colistina) e no teste de disco combinado com EDTA. Além disso, a concentração inibitória mínima (CIM) da colistina frente a esse isolado foi de 8 µg/mL, confirmando a resistência do mesmo ao antibiótico testado. Como esses resultados foram indicativos de uma possível produção de *mcr*, esse isolado foi submetido ao sequenciamento de genoma completo. Contudo, a presença do gene *mcr* não foi detectada no genoma dessa amostra. Em contrapartida, foram identificadas mutações pontuais nos genes *pmrA* (L162M), *pmrB* (S79G, V87M, A245E e N275K) e *phoQ* (L272P). Destas, somente a mutação em *phoQ* foi predita como deletéria. Adicionalmente, foram detectados genes de resistência a fluoroquinolonas (*oqxA* e *oqxB*), a fosfomicina (*fosA*) e a macrolídeos, lincosamidas e estreptogramina B (*mdfA*). A análise pela ferramenta PlasmidFinder não permitiu a detecção de nenhum plasmídeo. A análise de genes de virulência detectou a presença do gene *entB*, relacionado à biosíntese do sideróforo enterobactina. A análise de MLST, por sua vez, identificou a cepa como pertencente a ST34, do complexo clonal 7.

Das amostras de *S. leucogaster*, apenas uma (U61943), de suabe cloacal, apresentou um perfil de resistência de interesse, após crescer em placas de ágar MacConkey suplementado com colistina, com resultado positivo no teste de disco combinado com EDTA (Tabela 60). Nas etapas seguintes esse isolado será submetido ao NP teste e à determinação da concentração inibitória mínima e, havendo resultado confirmatório do perfil fenotípico de resistência, será submetido a sequenciamento de genoma completo.

Tabela 60: Características epidemiológicas, fenotípicas e genotípicas de bactérias resistentes a antibióticos isoladas da microbiota cloacal de aves marinhas do arquipélago dos Abrolhos – BA.

Característica	P16291 ^a	P16400	U61943 ^a
Espécie da ave	<i>P. aethereus</i>	<i>P. aethereus</i>	<i>S. leucogaster</i>
Origem da amostra	Suabe de cloaca	Suabe de cloaca	Suabe de cloaca
Local	Arquipélago dos Abrolhos - BA	Arquipélago dos Abrolhos - BA	Arquipélago dos Abrolhos - BA
Data de coleta	Novembro/2018	Novembro/2018	Abril/2019
Espécie bacteriana	<i>Escherichia coli</i>	<i>Klebsiella aerogenes</i>	<i>Escherichia coli</i>
Perfil fenotípico de resistência	Resistência às quinolonas (NAL, CIP, ENR, LVX, MRB, MFX, NFX, OFX, PFX) ^b	Resistência à colistina (CIM = 8 µg/mL; NP teste positivo; teste de disco combinado com EDTA positivo)	Resistência à colistina (teste de disco combinado com EDTA positivo)
Genes de resistência	---	<i>oqxA, oqxB, fosA, mdfA</i>	---
Mutações deletérias	---	PhoQ (L272P)	---
Elementos genéticos móveis	---	ND ^c	---
Genes de virulência	---	<i>entB</i>	---
Sorotipo de <i>E. coli</i>	---	NA ^d	---
Filogrupo de <i>E. coli</i>	---	NA ^d	---
ST/CC	---	ST34/CC7	---

^a isolado ainda não sequenciado, por isso não apresenta todos os resultados;

^b NAL, ácido nalidíxico; CIP, ciprofloxacina; ENR, enrofloxacina; LVX, levofloxacina; MRB, marbofloxacina; MFX, moxifloxacina; NFX, norfloxacina; OFX, ofloxacina; PFX, perfloxacina;

^c ND, não detectado;

^d NA, não se aplica.

3.3.2.4 Diagnóstico molecular virológico

As amostras de suabe de orofaringe e cloaca de *S. leucogaster* foram negativas para todos os vírus testados (Influenza, Newcastle, Herpesvírus, Adenovírus, Circovírus e Avulavírus). As análises foram realizadas no laboratório de Virologia, do Instituto de Ciências Biomédicas da Universidade de São Paulo. As amostras de *P. arminijoniana* coletadas em Trindade foram negativas para Influenza, Newcastle e Adenovírus. Os vírus restantes ainda estão sendo testados.

3.3.2.5 Diagnóstico molecular parasitológico

As amostras de sangue total de todas as aves testadas foram negativas para *Borrelia* sp..

3.3.3 Contaminantes

3.3.3.1 Contaminantes inorgânicos

As concentrações de elementos-traço no sangue e nas penas de contorno e em crescimento de *T. chlororhynchos*, considerando-se o período anterior ao rompimento da barragem de Fundão (Figura 139 e Figura 140), são apresentadas como valores mínimos, médios, medianos e máximos, em mg/kg de peso seco, na Tabela 61. As relações entre as concentrações dos elementos nos diferentes tecidos do mesmo indivíduo, assim como as diferenças quanto ao tipo de pena, encontram-se na

Tabela 62. Além destas, obteve-se as correlações dos diferentes elementos no sangue (Tabela 63), nas penas de contorno (Tabela 64) e nas penas em crescimento (Tabela 65).

Tabela 61: Valores mínimos, médios, medianos e máximos (mg/kg peso seco) de arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn), medidos no sangue, nas penas de contorno e nas penas em crescimento de *Thalassarche chlororhynchos*, nos Pré e Pós rompimento da barragem de Fundão.

Tecido	N amostral	Elemento	Mínimo	Média	Mediana	Máximo
Sangue	10	As	0,020	0,047	0,040	0,090
Sangue	10	Cd	0,000	0,018	0,015	0,040
Sangue	9	Cr	0,010	0,084	0,040	0,320
Sangue	10	Cu	0,080	0,027	0,200	0,950
Sangue	10	Fe	130,160	169,853	169,200	242,920
Sangue	10	Hg	0,010	0,130	0,010	0,020
Sangue	10	Mn	0,760	1,422	1,155	2,560
Sangue	8	Pb	0,000	0,031	0,008	0,140
Sangue	10	Zn	3,030	3,918	3,900	4,810
Penas de contorno	10	As	0,070	0,639	0,485	1,600
Penas de contorno	7	Cd	0,010	0,091	0,030	0,410
Penas de contorno	10	Cr	0,400	1,062	0,950	2,310
Penas de contorno	10	Cu	1,190	3,979	3,055	9,240
Penas de contorno	10	Fe	11,440	71,362	61,805	208,700
Penas de contorno	10	Hg	0,150	0,217	0,215	0,300
Penas de contorno	10	Mn	16,450	32,394	29,930	52,270

Tecido	N amostral	Elemento	Mínimo	Média	Mediana	Máximo
Penas de contorno	10	Pb	0,040	0,320	0,310	0,590
Penas de contorno	10	Zn	40,800	88,849	91,445	129,180
Penas em crescimento	8	As	0,280	1,704	0,600	6,830
Penas em crescimento	3	Cd	0,030	0,107	0,070	0,220
Penas em crescimento	8	Cr	0,210	1,176	0,935	2,640
Penas em crescimento	8	Cu	1,100	4,096	3,330	7,730
Penas em crescimento	8	Fe	10,110	60,293	50,230	160,410
Penas em crescimento	8	Hg	0,120	0,263	0,245	0,380
Penas em crescimento	8	Mn	18,490	39,260	36,995	60,130
Penas em crescimento	8	Pb	0,020	0,306	0,230	0,850
Penas em crescimento	8	Zn	54,340	98,874	99,100	168,330

Tabela 62: Correlações entre as concentrações dos elementos arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) medidas no sangue e nas penas de contorno dos mesmos indivíduos de *Thalassarche chlororhynchos*, e comparação das concentrações quanto ao tipo de penas, expressas em *p* valor. As correlação e diferenças significativas estão em negrito.

Elemento/ Tecido	Sangue x Penas	Penas de contorno x Penas em crescimento
As	<i>p</i> =0,460 <i>rho</i> =-0,265	<i>p</i>=0,039
Cd	<i>p</i> =0,515 <i>rho</i> =-0,234	<i>p</i> =1,000
Cr	<i>p</i> =0,787 <i>rho</i> =-0,098	<i>p</i> =0,945

Elemento/ Tecido	Sangue xPenas	Penas de contorno x Penas em crescimento
Cu	$p=0,001$ $rho=-0,867$	$p=0,742$
Fe	$p=0,652$ $rho=0,164$	$p=0,383$
Hg	$p=0,455$ $rho=-0,268$	$p=0,231$
Mn	$p=0,960$ $rho=0,018$	$p=0,313$
Pb	$p=0,074$ $rho=-0,587$	$p=0,547$
Zn	$p=0,803$ $rho=0,091$	$p=0,641$

Tabela 63: Correlações entre as concentrações dos elementos arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) no sangue de *Thalassarche chlororhynchus* nos Pré e Pós rompimento da barragem de Fundão. Os valores em negrito evidenciam as correlações significativas, enquanto os (*) indicam correlação marginalmente significativa.

Elemento	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Pb	Zn
As	$p=0,180$ $rho=-0,461$	$p=0,1867$ $rho=-0,455$	$p=0,428$ $rho=0,283$	$p=0,137$ $rho=-0,505$	$p=1$ $rho=0$	$p=0,348$ $rho=0,332$	$p=0,276$ $rho=-0,382$	$p=0,277$ $rho=-0,382$
Cd	-	$p=0,580$ $rho=-0,200$	$p=0,503$ $rho=0,241$	$p=0,091$ $rho=0,562$	$p=0,916$ $rho=-0,039$	$p=0,572$ $rho=-0,204$	$p=0,204$ $rho=0,440$	$p=0,633$ $rho=0,173$
Cr	-	-	$p=0,050^*$ $rho=-0,632$	$p=0,960$ $rho=-0,018$	$p=0,916$ $rho=-0,038$	$p=0,599$ $rho=0,190$	$p=0,905$ $rho=-0,043$	$p=0,181$ $rho=0,460$
Cu	-	-	-	$p=0,829$ $rho=0,079$	$p=0,917$ $rho=-0,038$	$p=0,987$ $rho=-0,006$	$p=0,973$ $rho=0,012$	$p=0,603$ $rho=-0,188$
Fe	-	-	-	-	$p=0,917$ $rho=0,038$	$p=0,293$ $rho=-0,370$	$p=0,987$ $rho=0,006$	$p=0,074$ $rho=0,579$
Hg	-	-	-	-	-	$p=0,147$ $rho=-0,494$	$p=0,329$ $rho=0,345$	$p=0,086$ $rho=-0,570$
Mn	-	-	-	-	-	-	$p=0,038$ $rho=-0,661$	$p=0,829$ $rho=0,079$
Pb	-	-	-	-	-	-	-	$p=0,442$ $rho=-0,275$

Figura 139: Concentração (mg/kg peso seco) dos elementos traço essenciais cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), e zinco (Zn) no sangue e nas penas de contorno e em crescimento de *Thalassarche chlororhynchos*, no período anterior ao rompimento da barragem de Fundão

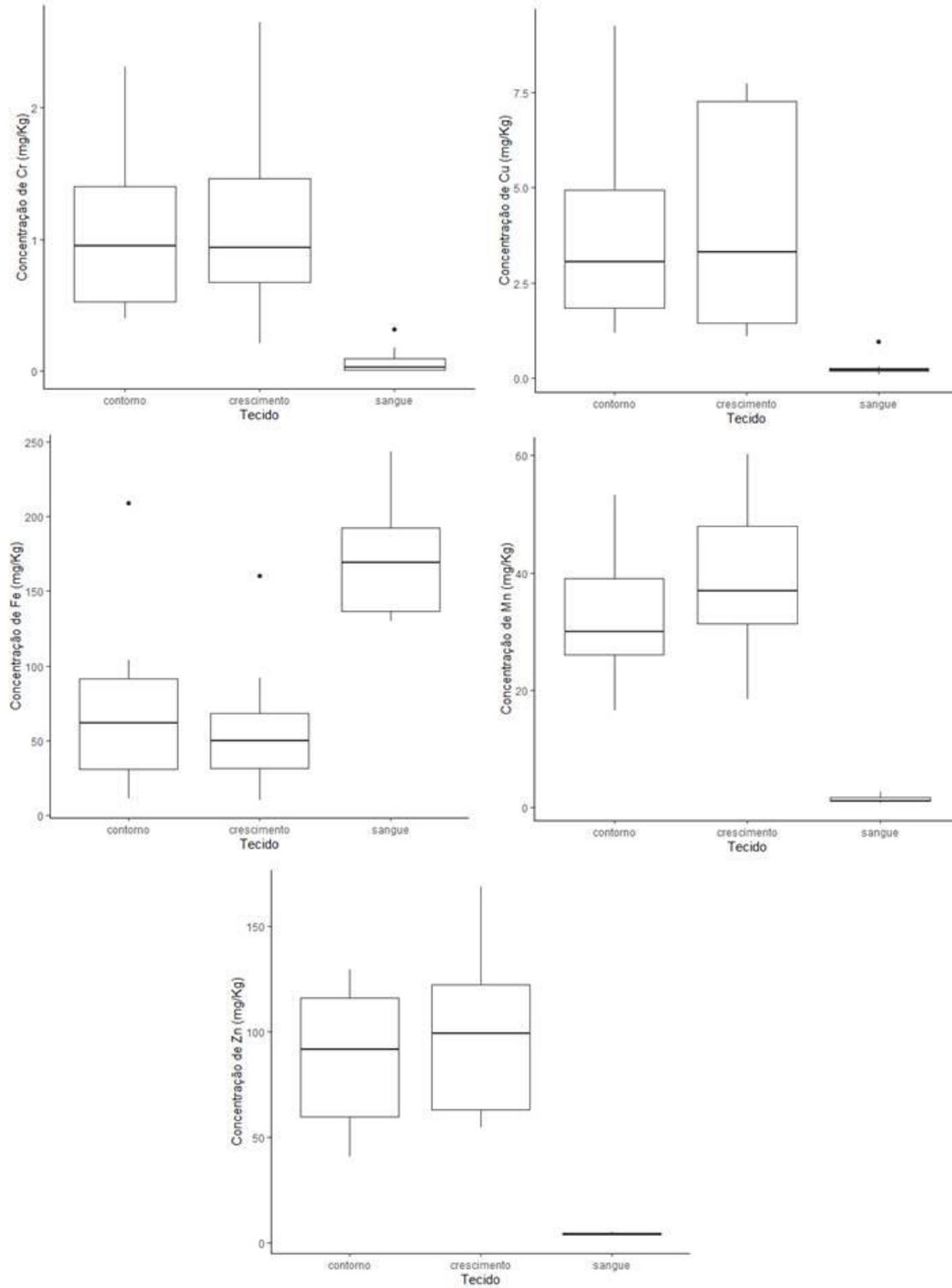


Figura 140: Concentração (mg/kg peso seco) dos elementos traço não essenciais arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb) no sangue e nas penas de contorno e em crescimento de *Thalassarche chlororhynchos* no período anterior ao rompimento da barragem de Fundão.

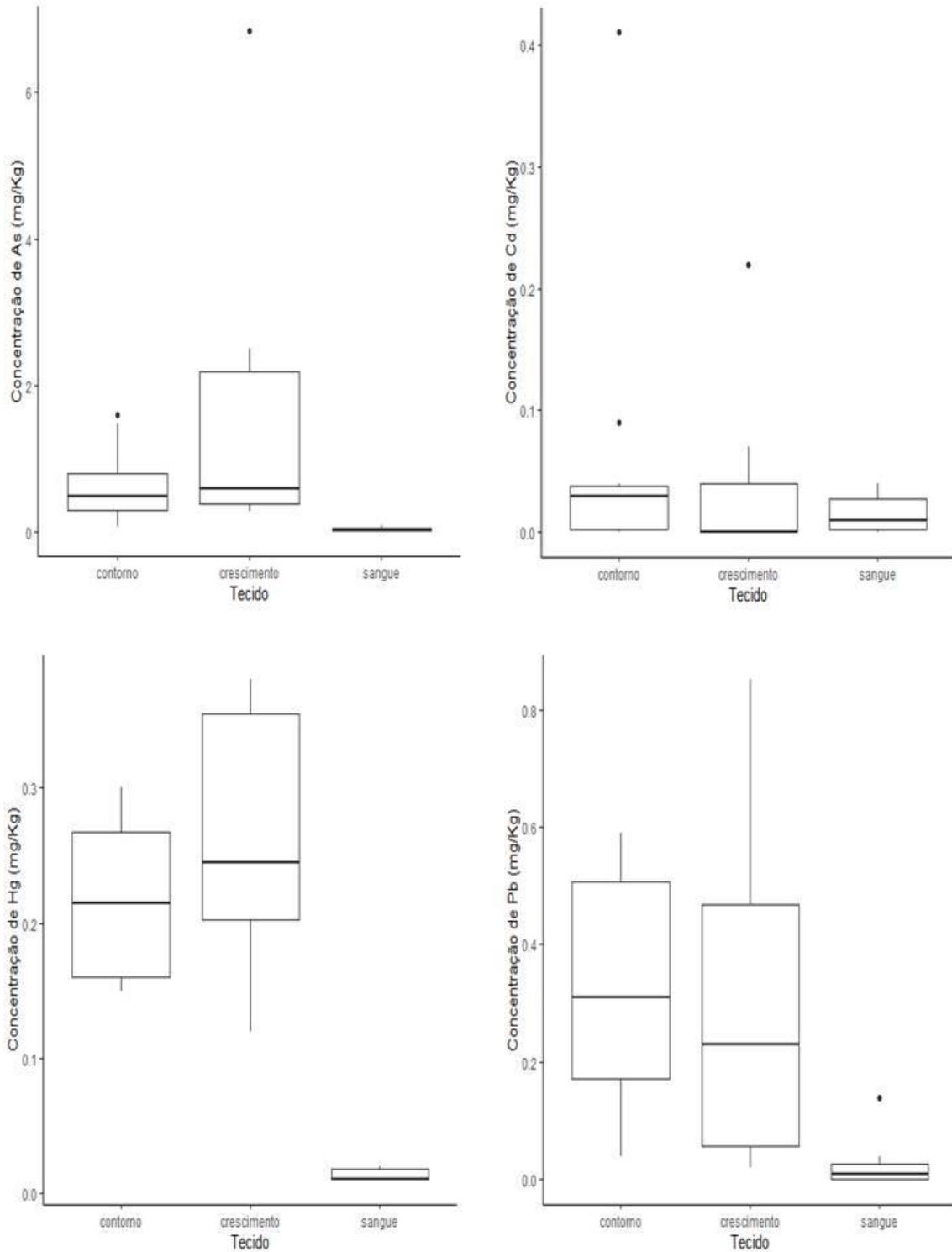


Figura 141: Concentrações (mg/kg peso seco) dos elementos traço essenciais cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn) no sangue de *Sula leucogaster* nos períodos antes e depois do rompimento da barragem de fundão

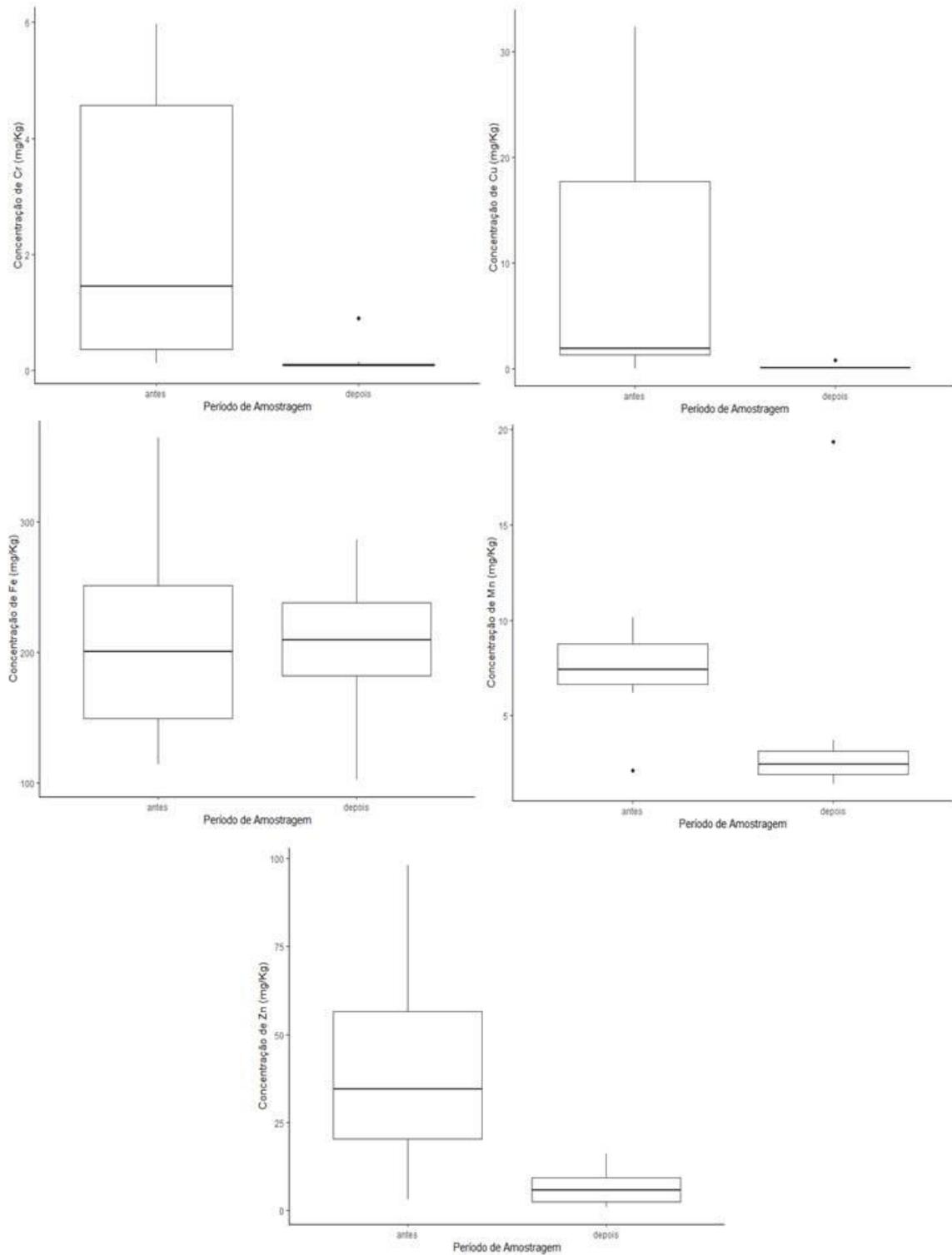


Tabela 64: Correlações entre os elementos arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) nas penas de contorno de *Thalassarche chlororhynchus* nos Pré e Pós rompimento da barragem de Fundão. Os valores em negrito evidenciam as correlações significativas.

Elemento	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Pb	Zn
As	$p=0,632$ $rho=-0,222$	$p=0,688$ $rho=0,146$	$p=0,726$ $rho=0,127$	$p=0,366$ $rho=0,321$	$p=0,712$ $rho=-0,134$	$p=0,556$ $rho=0,212$	$p=0,987$ $rho=-0,006$	$p=0,960$ $rho=0,181$
Cd	-	$p=0,002$ $rho=0,935$	$p=0,467$ $rho=0,334$	$p=0,632$ $rho=-0,222$	$p=0,190$ $rho=0,561$	$p=0,465$ $rho=0,334$	$p=0,274$ $rho=0,482$	$p=1$ $rho=0$
Cr	-	-	$p=0,960$ $rho=-0,018$	$p=0,544$ $rho=-0,219$	$p=0,251$ $rho=0,401$	$p=0,292$ $rho=0,371$	$p=0,069$ $rho=0,596$	$p=0,764$ $rho=-0,109$
Cu	-	-	-	$p=0,043$ $rho=0,645$	$p=0,136$ $rho=0,506$	$p=0,098$ $rho=0,552$	$p=0,174$ $rho=-0,467$	$p=0,580$ $rho=0,200$
Fe	-	-	-	-	$p=0,226$ $rho=0,421$	$p=0,013$ $rho=0,745$	$p=0,038$ $rho=-0,661$	$p=0,701$ $rho=0,139$
Hg	-	-	-	-	-	$p=0,171$ $rho=0,470$	$p=0,815$ $rho=0,085$	$p=0,079$ $rho=0,579$
Mn	-	-	-	-	-	-	$p=0,366$ $rho=-0,321$	$p=0,489$ $rho=0,248$
Pb	-	-	-	-	-	-	-	$p=0,960$ $rho=0,018$

Tabela 65: Correlações entre os elementos arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) nas penas em crescimento de *Thalassarche chlororhynchus*, nos Pré e Pós rompimento da barragem de Fundão. Os valores em negrito evidenciam as correlações significativas.

Elemento	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Pb	Zn
As	$p=0,667$ $rho=-0,500$	$p=0,047$ $rho=0,714$	$p=0$ $rho=1$	$p=0,610$ $rho=0,214$	$p=0,779$ $rho=0,119$	$p=0,420$ $rho=0,333$	$p=0,048$ $rho=-0,911$	$p=0,570$ $rho=0,238$
Cd	-	$p<0,001$ $rho=1$	$p=0,667$ $rho=0,500$	$p=0,667$ $rho=0,500$	$p=0,667$ $rho=0,500$	$p<0,001$ $rho=1$	$p<0,001$ $rho=1$	$p=0,667$ $rho=0,500$
Cr	-	-	$p=0,493$ $rho=0,286$	$p=0,493$ $rho=0,286$	$p=0,183$ $rho=0,524$	$p=0,015$ $rho=0,810$	$p=0,233$ $rho=0,476$	$p=0,911$ $rho=-0,048$
Cu	-	-	-	$p=0,015$ $rho=0,810$	$p=0,693$ $rho=-0,167$	$p=0,289$ $rho=0,429$	$p=0,823$ $rho=0,095$	$p=0,289$ $rho=-0,429$
Fe	-	-	-	-	$p=0,456$ $rho=-0,310$	$p=0,570$ $rho=0,238$	$p=0,531$ $rho=-0,262$	$p=0,102$ $rho=-0,619$
Hg	-	-	-	-	-	$p=0,233$ $rho=0,476$	$p=0,207$ $rho=0,500$	$p=0,493$ $rho=0,286$
Mn	-	-	-	-	-	-	$p=0,352$ $rho=0,381$	$p=0,570$ $rho=-0,238$
Pb	-	-	-	-	-	-	-	$p=0,352$ $rho=0,381$

As concentrações dos elementos essenciais medidas no sangue de *S. Leucogaster* (Figura 141), *P. arminjoniana* (Figura 142) e *P. aethereus* (Figura 143) nos períodos antes e depois do rompimento da barragem de Fundão (Tabela 66) demonstram que houve diminuição nos valores médios após o rompimento. Para os elementos não essenciais (Tabela 67), em *S. Leucogaster* (Figura 144) observa-se uma diminuição não significativa nas concentrações sistêmicas médias, com exceção de As, que apresentou aumento. Já em *P. arminjoniana* (Figura 145) e *P. aethereus* (Figura 146) observa-se um aumento nas concentrações de As após o rompimento da barragem de até 12 e 9 vezes respectivamente.

Figura 142: Concentrações (mg/kg peso seco) dos elementos traço essenciais cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn) no sangue nos períodos anterior (antes) e posterior (depois) ao rompimento da barragem, de Fundão em *Pterodroma arminjoniana*

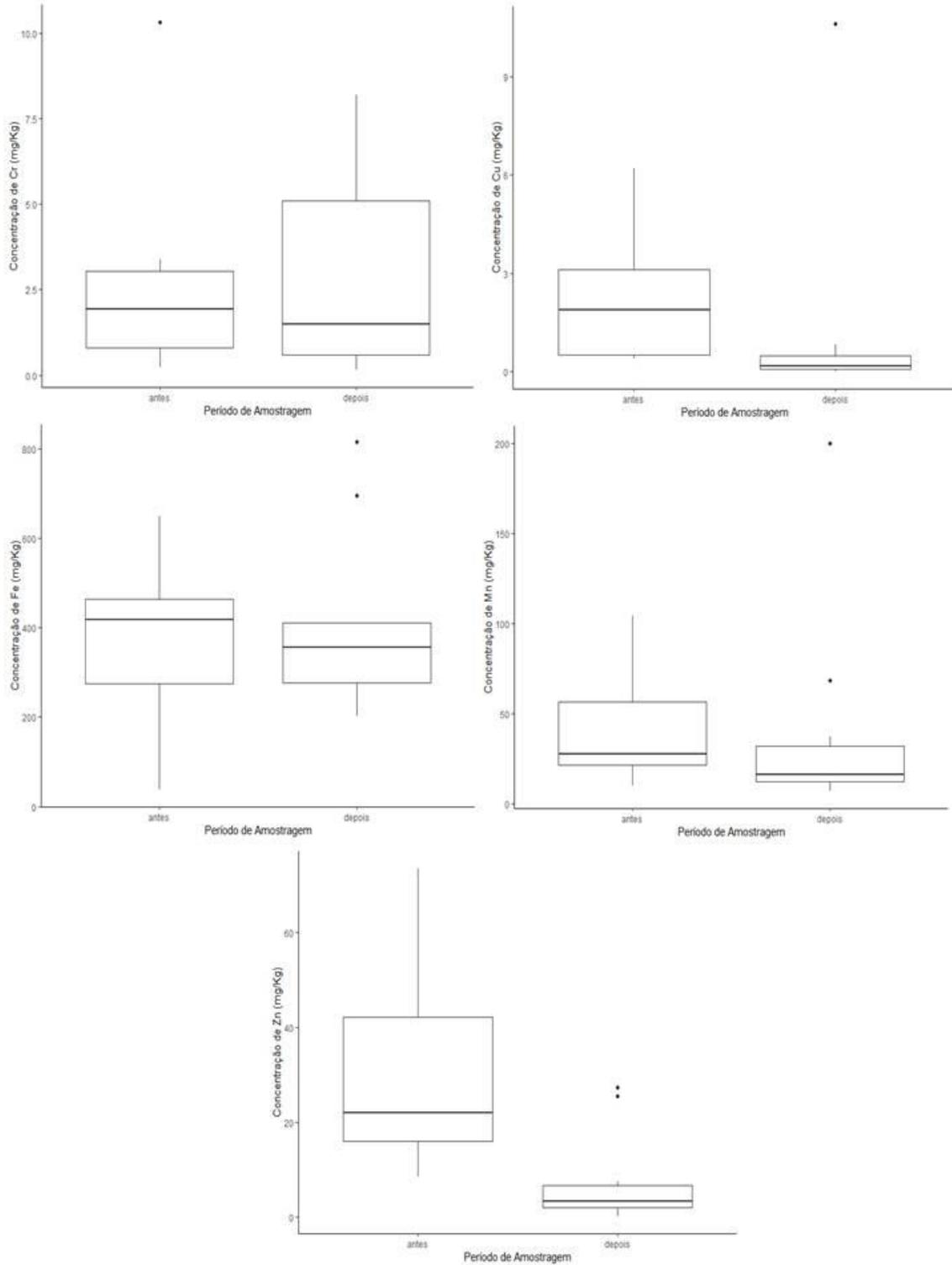


Figura 143: Concentrações (mg/kg peso seco) dos elementos traço essenciais cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn) referentes aos períodos antes e depois do rompimento da barragem de Fundão em *Phaethon aethereus*.

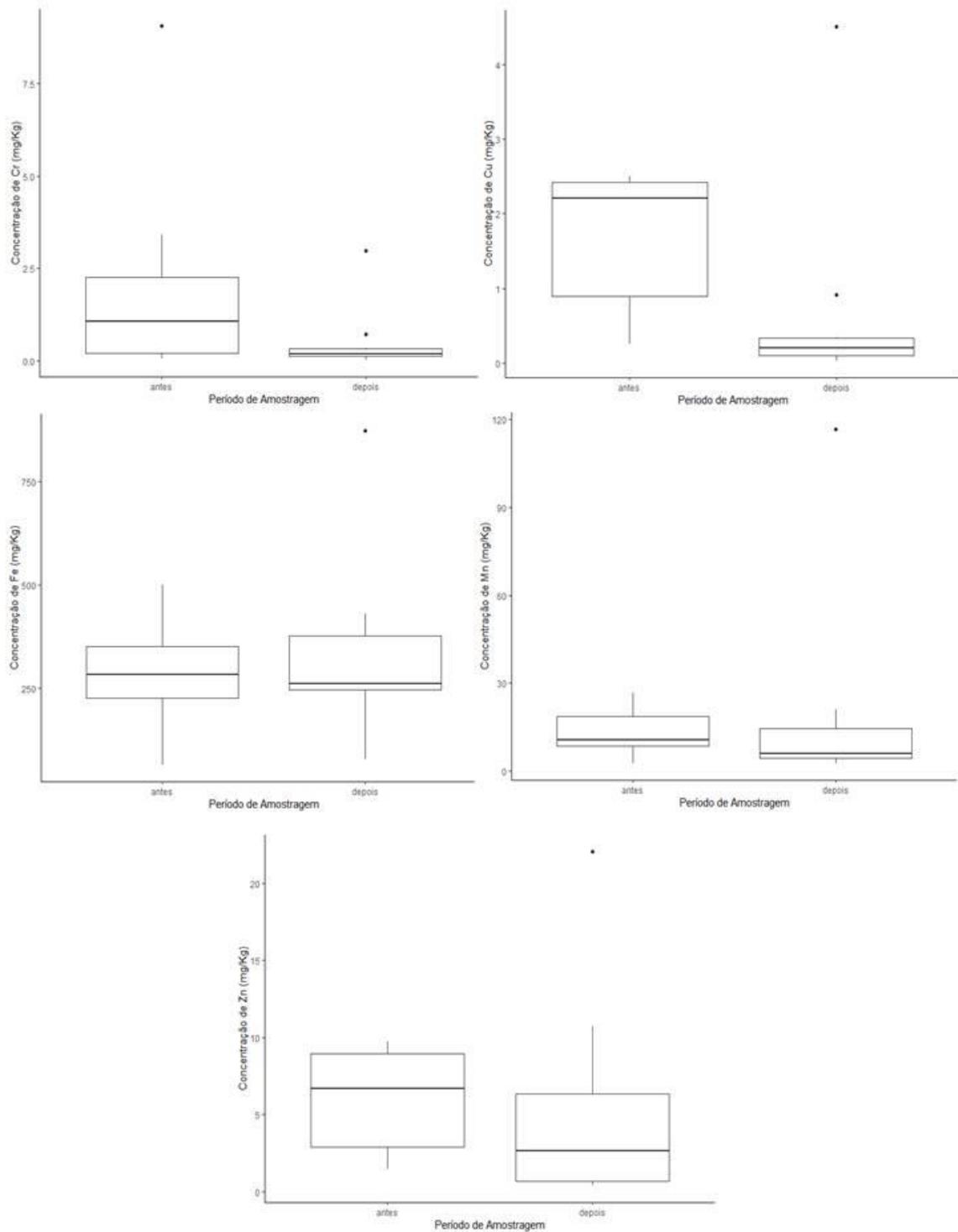


Tabela 66: Valores mínimos, médios, medianos e máximos (mg/kg peso seco) dos elementos traço essenciais cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn), medidos no sangue de *Sula leucogaster*, *Pterodroma arminjoniana* e *Phaethon aethereus* nos Pré e Pós rompimento da barragem de Fundão. Os valores em negrito evidenciam as diferenças significativas de *p*

Espécie	<i>Sula leucogaster</i>									
Valores Medidos	Cr Pré (n=7)	Cr Pós (n=10)	Cu Pré (n=6)	Cu Pós (n=10)	Fe Pré (n=7)	Fe Pós (n=10)	Mn Pré (n=7)	Mn Pós (n=10)	Zn Pré (n=7)	Zn Pós (n=10)
<i>p</i> valor	0,002		0,001		0,887		0,003		0,003	
Mínimo	0,110	0,062	1,140	0,024	114,520	102,538	2,120	1,435	3,090	0,838
Média	2,480	0,172	12,052	0,125	211,601	206,338	7,206	4,125	41,307	6,219
Mediana	1,440	0,913	6,270	0,056	200,450	209,401	7,430	2,443	34,410	5,670
Máximo	5,970	0,897	32,380	0,807	364,380	286,231	10,130	19,354	98,130	16,081
Espécie	<i>Pterodroma arminjoniana</i>									
Valores Medidos	Cr Pré (n=6)	Cr Pós (n=10)	Cu Pré (n=9)	Cu Pós (n=10)	Fe Pré (n=9)	Fe Pós (n=10)	Mn Pré (n=9)	Mn Pós (n=10)	Zn Pré (n=8)	Zn Pós (n=10)
<i>p</i> valor	0,958		0,010		0,661		0,156		0,006	
Mínimo	0,220	0,157	0,390	0,004	38,260	202,063	9,700	6,829	8,480	0,218
Média	3,043	2,857	2,459	1,289	378,929	405,553	43,427	39,693	31,673	7,723
Mediana	1,945	1,507	1,890	0,171	418,330	277,439	27,510	16,080	22,010	3,417
Máximo	10,320	8,188	6,190	10,620	648,930	815,714	104,400	200,000	73,450	27,300
Espécie	<i>Phaethon aethereus</i>									
Valores Medidos	Cr Pré (n=9)	Cr Pós (n=10)	Cu Pré (n=8)	Cu Pós (n=10)	Fe Pré (n=10)	Fe Pós (n=10)	Mn Pré (n=10)	Mn Pós (n=10)	Zn Pré (n=9)	Zn Pós (n=10)
<i>p</i> valor	0,182		0,012		1		0,218		0,156	
Mínimo	0,060	0,023	0,260	0,032	64,800	78,544	2,610	2,543	1,440	0,378
Média	2,069	0,504	1,723	0,684	276,796	334,284	13,446	18,862	6,114	5,262
Mediana	1,070	0,192	2,210	0,206	282,490	261,511	10,690	5,913	6,670	2,6513
Máximo	9,060	2,987	2,500	4,505	499,640	873,500	26,710	116,880	9,740	22,064

Tabela 67: Valores mínimos, médios, medianos e máximos (mg/kg peso seco) dos elementos traço não essenciais arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb) medidos no sangue de *Sula leucogaster* nos Pré e Pós rompimento da barragem de Fundão. Os valores em negrito evidenciam as diferenças significativas de *p*.

Espécie				<i>Sula leucogaster</i>				
Valores Medidos	As Pré (n=7)	As Pós (n=10)	Cd Pré (n=5)	Cd Pós (n=10)	Hg Pré (n=7)	Hg Pós (n=10)	Pb Pré (n=7)	Pb Pós (n=10)
<i>p</i> valor	0,315		0,107		0,315		0,004	
Mínimo	0,005	0,277	0,020	0,040	0,010	0,031	0,002	0,006
Média	0,394	0,490	0,102	0,095	0,230	0,088	0,310	0,023
Mediana	0,310	0,451	0,030	0,058	0,100	0,066	0,410	0,014
Máximo	0,800	0,852	0,320	0,400	0,630	0,251	0,550	0,088
Espécie				<i>Pterodroma arminjoniana</i>				
Valores Medidos	As Pré (n=9)	As Pós (n=10)	Cd Pré (n=5)	Cd Pós (n=10)	Hg Pré (n=9)	Hg Pós (n=10)	Pb Pré (n=9)	Pb Pós (n=10)
<i>p</i> valor	0,0003		0,0004		0,0003		0,780	
Mínimo	0,220	0,988	0,010	0,170	0,110	0,006	0,090	0,006
Média	0,584	7,477	0,082	0,901	0,394	0,042	0,478	0,893
Mediana	0,520	6,081	0,030	0,365	0,300	0,024	0,420	0,286
Máximo	0,920	19,600	0,190	4,292	0,910	0,222	1,040	4,004
Espécie				<i>Phaethon aethereus</i>				
Valores Medidos	As Pré (n=10)	As Pós (n=10)	Cd Pré (n=6)	Cd Pós (n=10)	Hg Pré (n=10)	Hg Pós (n=10)	Pb Pré (n=10)	Pb Pós (n=10)
<i>p</i> valor	0,0003		0,022		0,014		0,089	
Mínimo	0,060	0,232	0,000	0,063	0,080	0,045	0,030	0,004
Média	0,376	3,711	0,080	0,449	0,249	0,091	0,276	0,763
Mediana	0,385	1,288	0,040	0,143	0,200	0,084	0,160	0,192
Máximo	0,660	21,580	0,310	2,657	0,590	0,182	1,100	6,495

Figura 144: Concentrações (mg/kg peso seco) dos elementos traço não essenciais arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb) medidos no sangue de *Sula leucogaster* nos períodos antes e depois do rompimento da barragem de Fundão

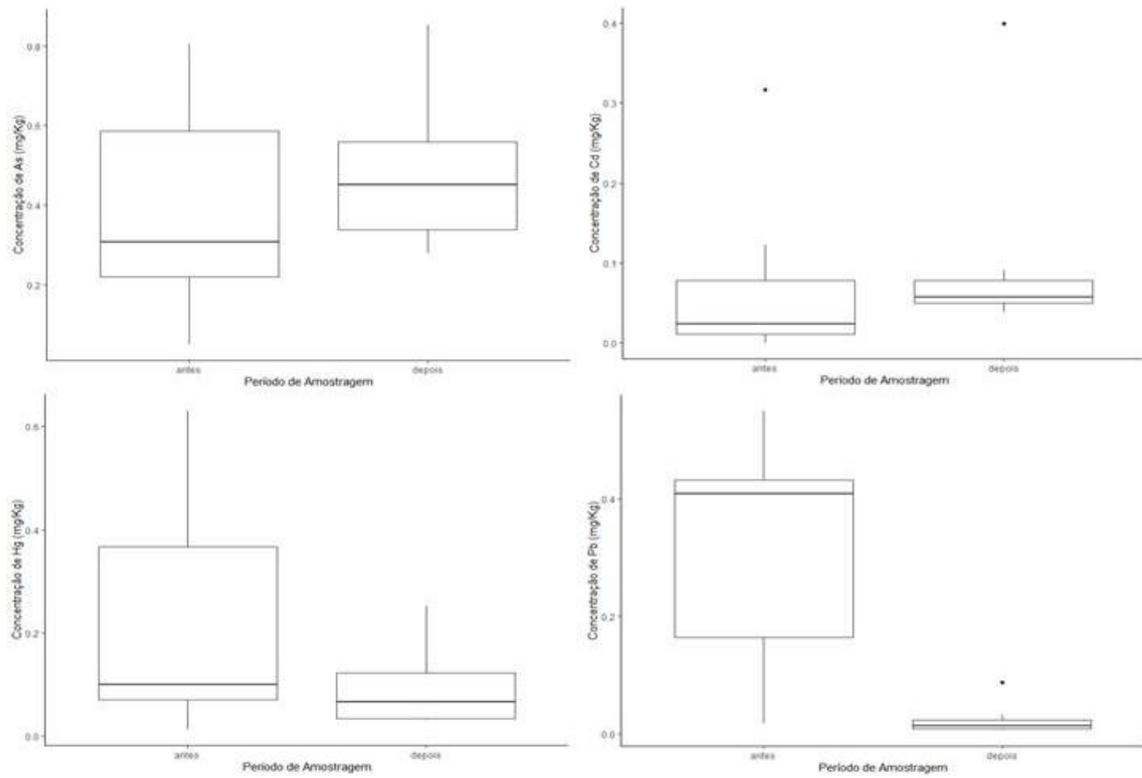


Figura 145: Concentrações (mg/kg peso seco) dos elementos traço não essenciais arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb) no sangue nos períodos anterior (antes) e posterior (depois) ao rompimento da barragem de Fundão em *Pterodroma arminjoniana*.

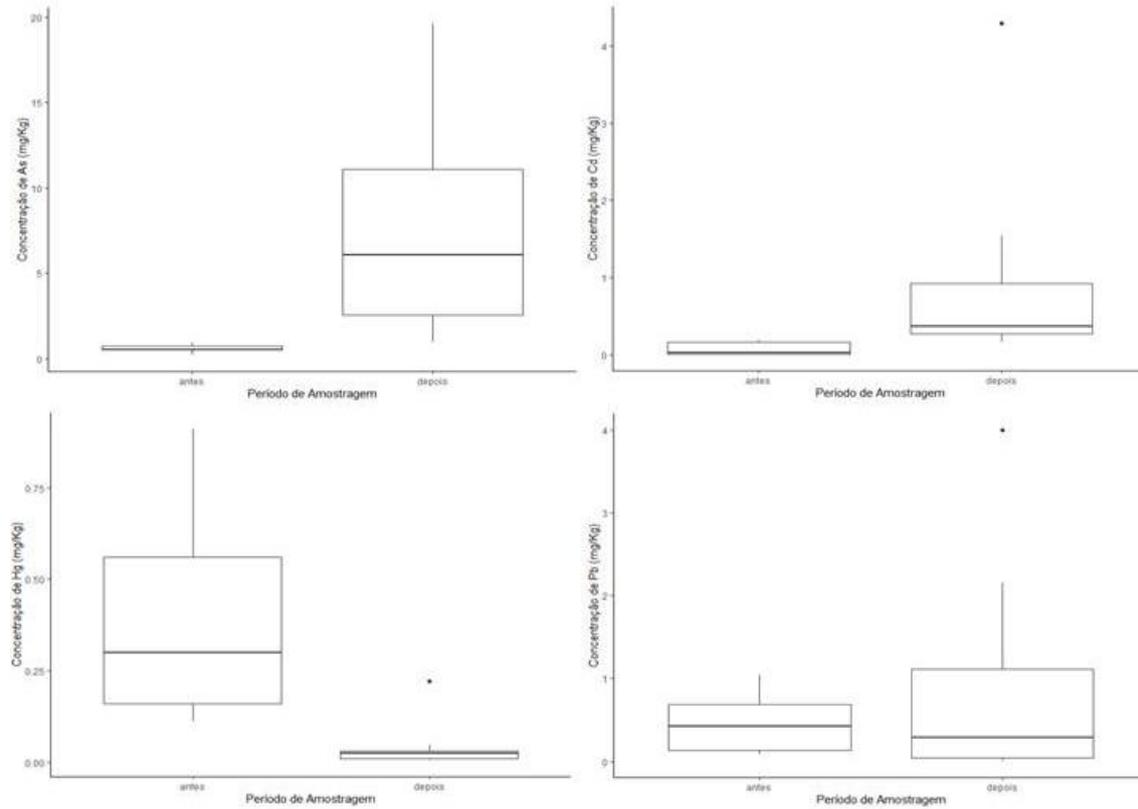
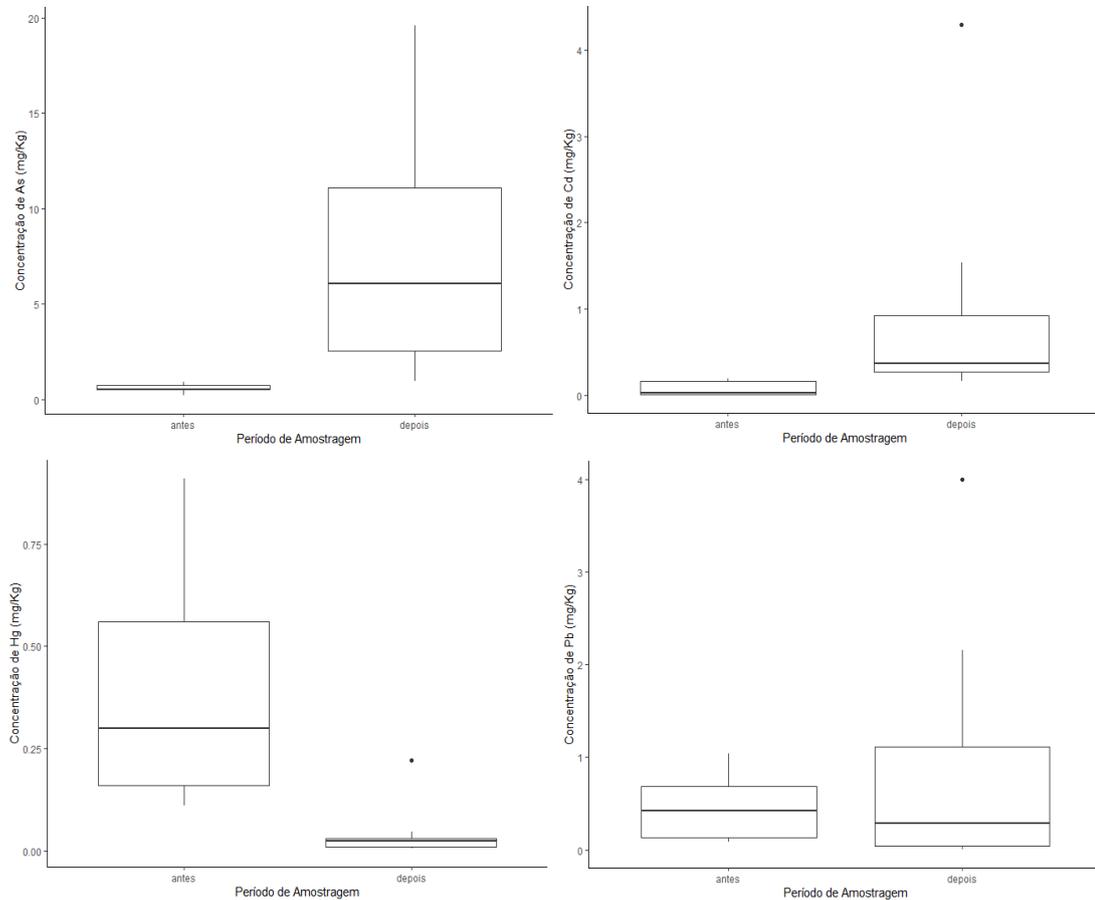


Figura 146: Concentrações (mg/kg peso seco) dos elementos traço não essenciais arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb) no sangue nos períodos anterior (antes) e posterior (depois) ao rompimento da barragem de Fundão em *Phaethon aethereus*



Quanto às análises dos elementos essenciais nas penas (Tabela 68), assim como no sangue, houve uma diminuição significativa nas concentrações, destacando-se a diminuição de 8 vezes de [Cr] em *S. leucogaster* (Figura 147), de 19 vezes [Zn] em *P. arminjoniana* (Figura 148) e de 25 vezes [Cu] em *P. aethereus* (Figura 149). Já nas concentrações de elementos não essenciais (Tabela 69) foram, de forma geral, mais elevadas após o acidente. *S. Leucogaster* (Figura 150) apresentou aumento não significativo de [Cd], enquanto *P. arminjoniana* (Figura 151) teve o dobro de [As] e [Cd] e *P. aethereus* (Figura 152) 19 vezes mais [Hg].

Tabela 68: Valores mínimos, médios, medianos e máximos (mg/kg peso seco) dos elementos traço essenciais cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn), medidos nas penas em crescimento no período anterior ao rompimento da barragem de Fundão (Pré) e nas penas de contorno no período posterior (Pós) em *Sula leucogaster*, *Phaethon aethereus* e nas penas primárias (Pré) e de contorno (Pós) em *P. arminjoniana*. Os valores em negrito evidenciam as diferenças significativas de *p*.

Espécie	<i>Sula leucogaster</i>									
	Cr Pré (n=6)	Cr Pós (n=10)	Cu Pré (n=7)	Cu Pós (n=10)	Fe Pré (n=7)	Fe Pós (n=10)	Mn Pré (n=7)	Mn Pós (n=10)	Zn Pré (n=7)	Zn Pós (n=10)
<i>p</i> valor	0,002		0,0002		0,0001		0,0001		0,025	
Mínimo	1,850	0,052	1,330	0,006	101,890	19,212	56,000	13,846	9,000	4,115
Média	8,280	0,972	43,929	0,661	392,891	40,228	134,341	18,939	99,899	25,445
Mediana	4,440	0,535	38,630	0,365	320,500	41,386	106,000	16,792	127,560	21,118
Máximo	18,750	2,884	91,590	3,652	670,870	65,066	254,000	29,618	161,750	66,044
Espécie	<i>Pterodroma arminjoniana</i>									
Valores Medidos	Cr Pré (n=7)	Cr Pós (n=10)	Cu Pré (n=9)	Cu Pós (n=10)	Fe Pré (n=9)	Fe Pós (n=10)	Mn Pré (n=9)	Mn Pós (n=10)	Zn Pré (n=9)	Zn Pós (n=10)
<i>p</i> valor	0,043		0,0007		<0,001		<0,001		<0,001	
Mínimo	0,030	0,011	1,500	0,111	107,900	20,595	24,960	8,737	103,400	0,514
Média	3,160	0,411	4,294	1,436	347,294	36,422	107,202	12,979	248,050	12,877
Mediana	3,190	0,326	4,540	1,576	281,190	27,359	90,110	11,446	226,620	13,643
Máximo	6,110	0,893	6,810	3,130	833,000	82,422	235,800	24,164	523,570	31,078
Espécie	<i>P. aethereus</i>									
Valores Medidos	Cr Pré (n=8)	Cr Pós (n=10)	Cu Pré (n=10)	Cu Pós (n=10)	Fe Pré (n=10)	Fe Pós (n=10)	Mn Pré (n=10)	Mn Pós (n=10)	Zn Pré (n=10)	Zn Pós (n=10)
<i>p</i> valor	0,0008		<0,001		<0,001		0,002		<0,001	
Mínimo	0,370	0,012	1,260	0,035	68,350	19,013	7,350	9,597	93,650	1,679
Média	1,695	0,315	4,763	0,192	182,017	47,527	37,425	13,180	217,899	30,795
Mediana	1,815	0,344	3,695	0,098	168,010	40,637	34,965	11,965	156,185	21,925
Máximo	3,680	0,563	10,070	0,627	390,500	86,519	69,970	23,899	457,500	84,241

Tabela 69: Valores mínimos, médios, medianos e máximos (mg/kg peso seco) dos elementos traço não essenciais arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb), em mg/kg peso seco, medidos nas penas em crescimento no período anterior ao rompimento da barragem de Fundão (Pré) e nas penas de contorno no período posterior (Pós) de *Sula leucogaster*. Os valores em negrito evidenciam as diferenças significativas de p .

Espécie	<i>Sula leucogaster</i>							
	As Pré (n=7)	As Pós (n=10)	Cd Pré (n=5)	Cd Pós (n=10)	Hg Pré (n=7)	Hg Pós (n=10)	Pb Pré (n=7)	Pb Pós (n=10)
p valor	0,014		0,514		0,0001		0,0001	
Mínimo	1,630	0,969	0,040	0,296	0,470	0,019	0,410	0,013
Média	19,709	2,451	0,352	0,436	2,337	0,031	0,866	0,099
Mediana	5,430	2,471	0,340	0,396	1,570	0,029	0,840	0,091
Máximo	63,330	3,762	0,700	0,714	6,870	0,046	1,310	0,292
Espécie	<i>Pterodroma arminjoniana</i>							
	As Pré (n=9)	As Pós (n=10)	Cd Pré (n=5)	Cd Pós (n=10)	Hg Pré (n=9)	Hg Pós (n=10)	Pb Pré (n=9)	Pb Pós (n=10)
p valor	0,017		0,250		0,156		0,270	
Mínimo	0,100	0,604	0,040	0,113	0,030	0,022	0,060	0,027
Média	1,111	2,332	0,116	0,250	0,419	0,238	0,408	0,246
Mediana	0,960	2,449	0,130	0,255	0,510	0,161	0,460	0,172
Máximo	2,560	3,707	0,180	0,369	0,780	0,823	0,930	0,953
Espécie	<i>Phaethon aethereus</i>							
	As Pré (n=10)	As Pós (n=10)	Cd Pré (n=5)	Cd Pós (n=10)	Hg Pré (n=9)	Hg Pós (n=10)	Pb Pré (n=10)	Pb Pós (n=10)
p valor	<0,001		0,003		<0,001		0,001	
Mínimo	0,010	1,271	0,010	0,229	0,187	0,014	0,080	0,057
Valores Medidos	As Pré (n=10)	As Pós (n=10)	Cd Pré (n=5)	Cd Pós (n=10)	Hg Pré (n=9)	Hg Pós (n=10)	Pb Pré (n=10)	Pb Pós (n=10)
Média	0,504	5,036	0,042	0,029	0,380	0,020	0,400	0,115
Mediana	0,515	4,176	0,040	0,288	0,360	0,019	0,355	0,110
Máximo	1,020	10,511	0,080	0,338	0,650	0,033	0,760	0,207

Figura 147: Concentrações (mg/kg peso seco) dos elementos traço essenciais cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn) nas penas em crescimento (antes do rompimento da barragem de Fundão) e de contorno (depois do rompimento) de *Sula leucogaster*.

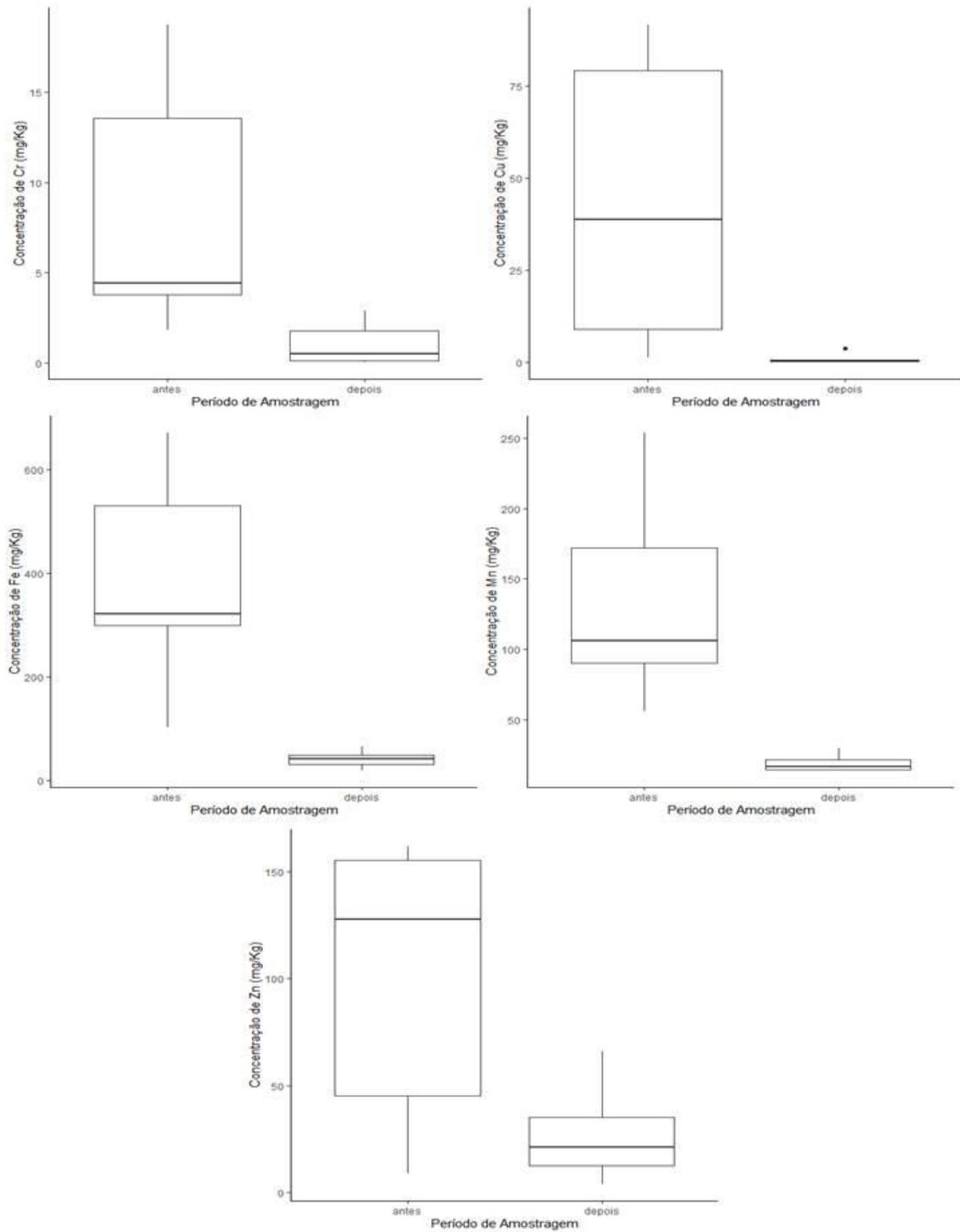


Figura 148: Concentrações (mg/kg peso seco) dos elementos traço essenciais cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn) nas penas primárias no período anterior (antes) e nas penas de contorno no período posterior (depois) ao rompimento da barragem de Fundão em *Pterodroma arminjoniana*

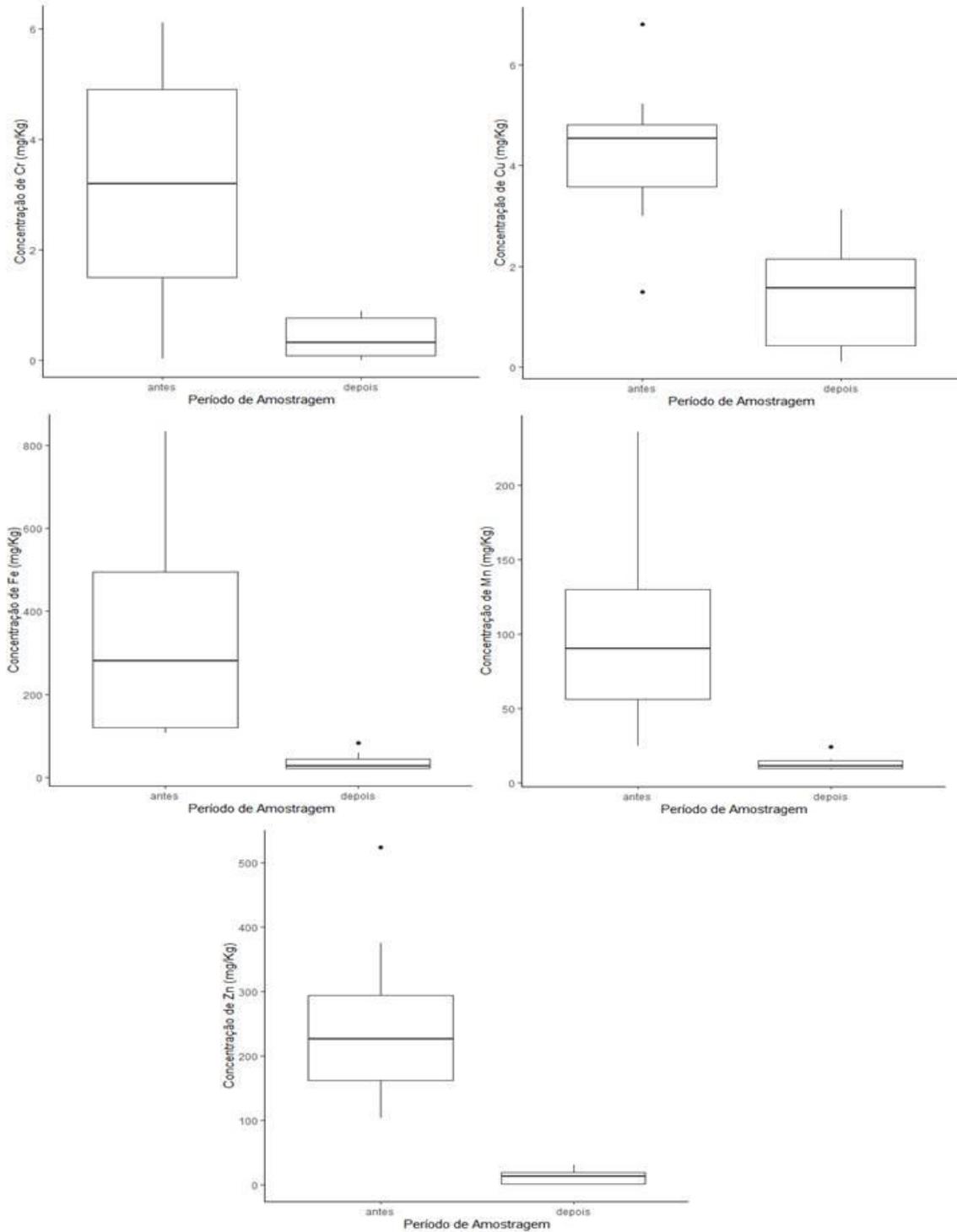


Figura 149: Concentrações (mg/kg peso seco) dos elementos traço essenciais cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn) nas penas em crescimento, referentes ao período de antes do rompimento da barragem de Fundão, e das penas de contorno, referentes à depois do rompimento, em *Phaethon aethereus*

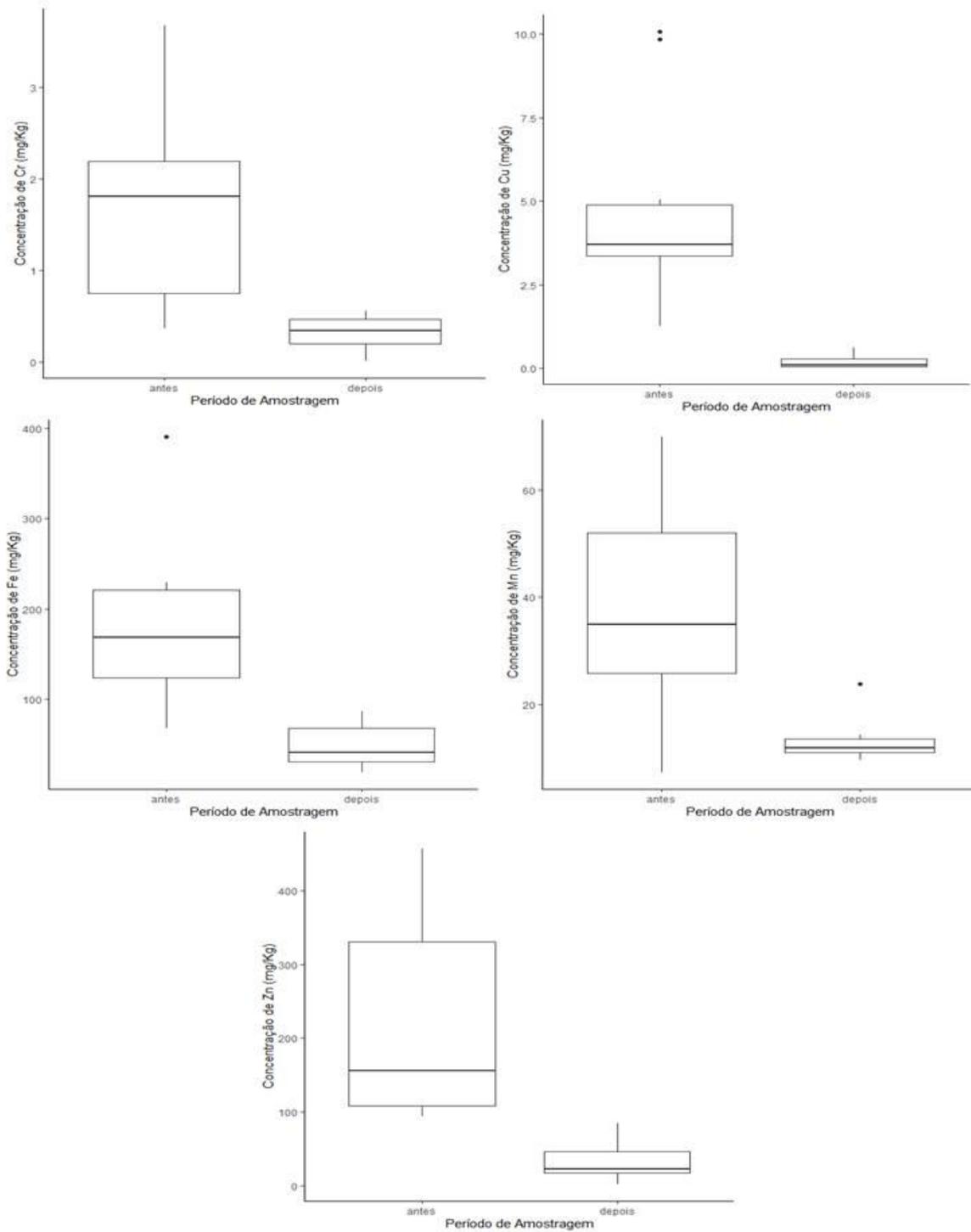


Figura 150: Concentrações (mg/kg peso seco) dos elementos traço não essenciais arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb) nas penas em crescimento (antes do rompimento da barragem de Fundão) e de contorno (depois do rompimento) de *Sula leucogaster*.

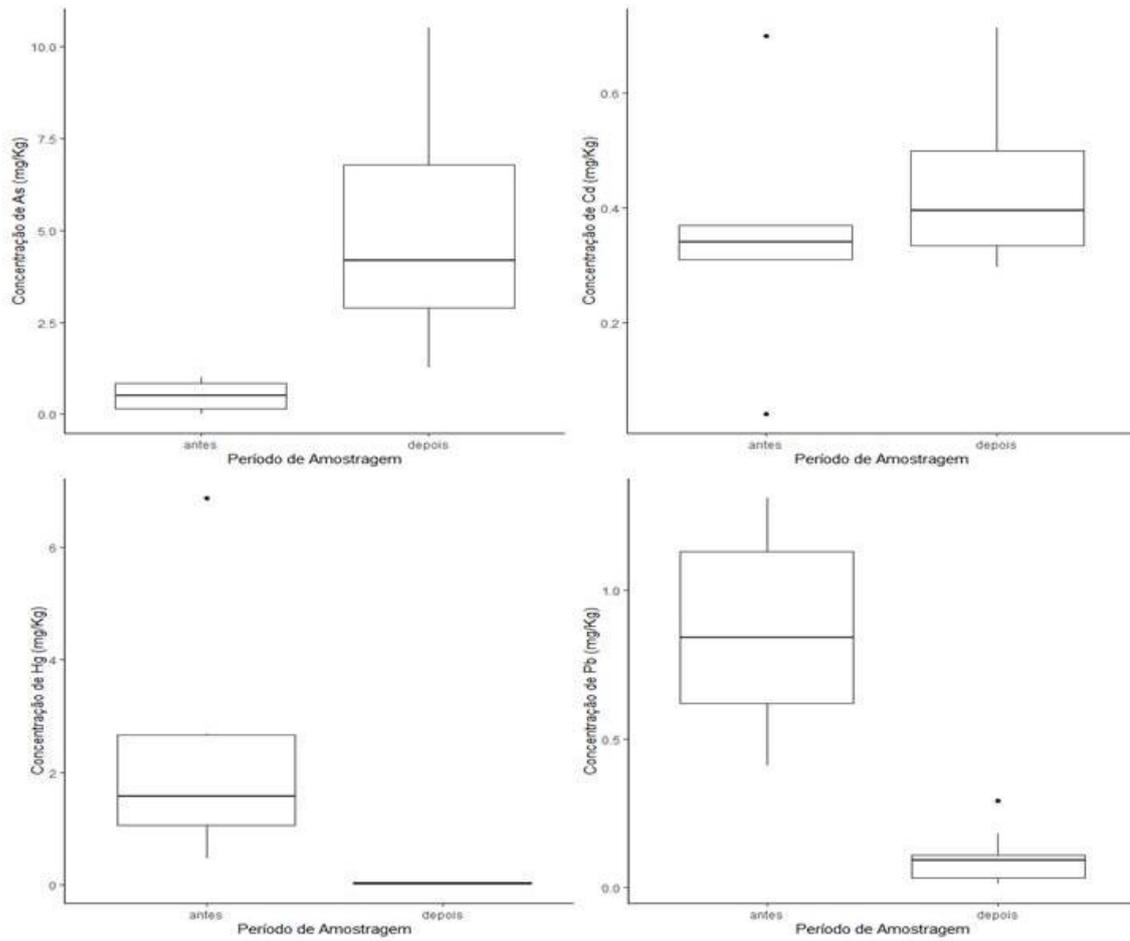


Figura 151: Concentrações (mg/kg peso seco) dos elementos traço não essenciais arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb) nas penas primárias antes do rompimento da barragem de Fundão e das penas de contorno depois do rompimento em *Pterodroma arminjoniana*.

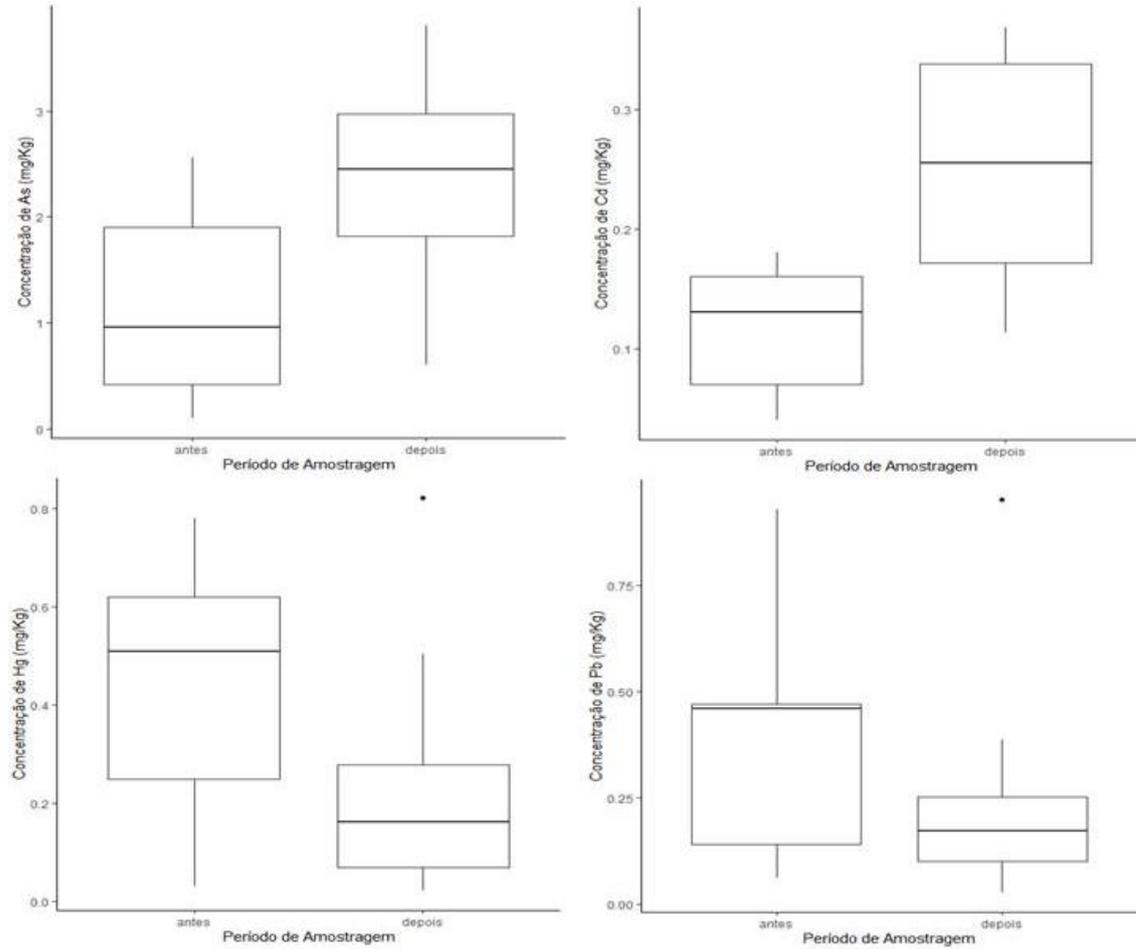
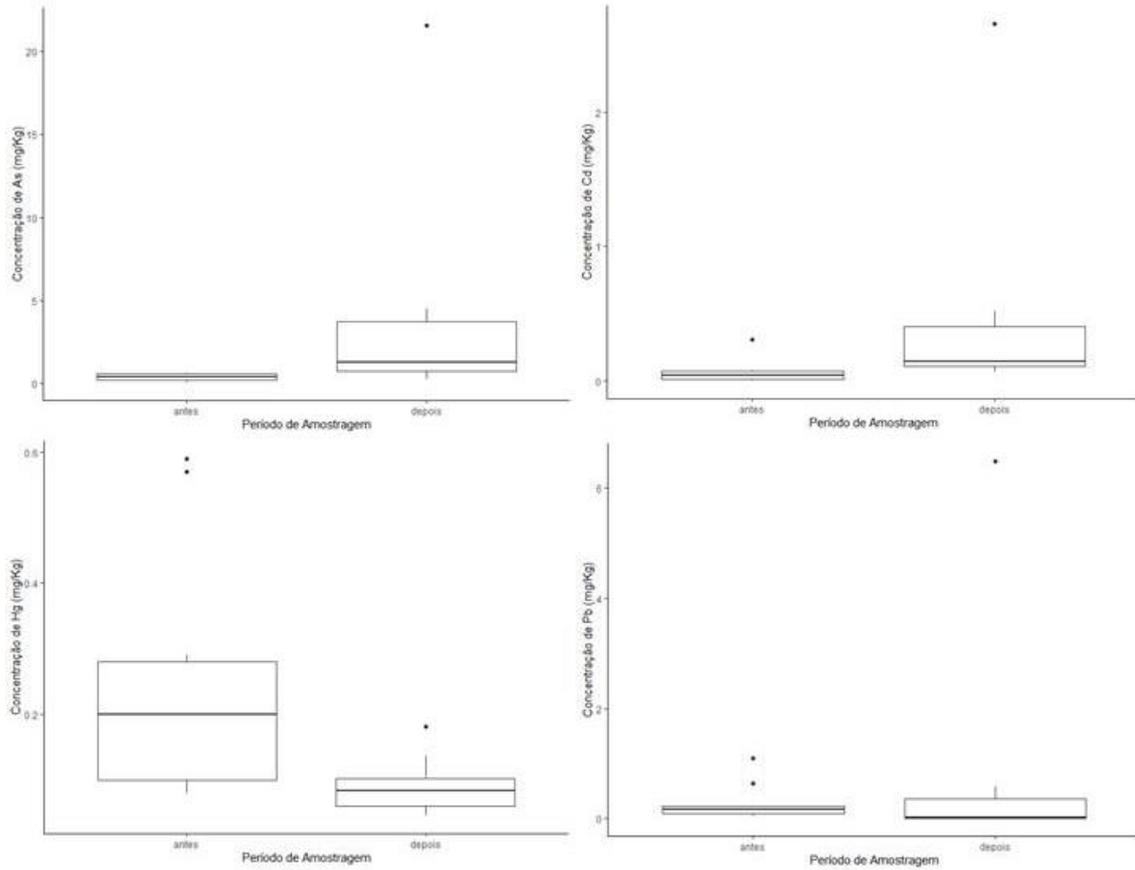


Figura 152: Concentrações (mg/kg peso seco) dos elementos traço não essenciais arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb) nas penas em crescimento do período antes do rompimento da barragem de Fundão e das penas de contorno do período depois do rompimento em *Phaethon aethereus*



Quanto à relação entre as concentrações dos elementos nos diferentes tecidos para o mesmo indivíduo (Tabela 70), houve alteração nas correlações de *S. leucogaster* e *P. aethereus*, quando comparados os períodos pré e pós acidente. *P. arminjoniana* não apresentou correlações em ambos os períodos. Não foi possível calcular o coeficiente de correlação entre os valores de [Cd] no sangue e nas penas de *P. arminjoniana* e *P. aethereus* do período anterior ao rompimento devido ao baixo número de concentrações lidas (NA).

Tabela 70: Correlações entre as concentrações dos elementos arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) no sangue e nas penas do mesmo indivíduo de *Sula leucogaster*, *Pterodroma arminjoniana* e *Phaethon aethereus* nos períodos pré e pós rompimento da barragem de Fundão. Os valores em negrito evidenciam as correlações significativas, enquanto os (*) indicam correlação marginalmente significativa.

Elemento	<i>S. leucogaster</i> Sangue x Pena (Pré)	<i>S. leucogaster</i> Sangue x Pena (Pós)	<i>P. arminjoniana</i> Sangue x Pena (Pré)	<i>P. arminjoniana</i> Sangue x Pena (Pós)	<i>P. aethereus</i> Sangue x Pena (Pré)	<i>P. aethereus</i> Sangue x Pena (Pós)
As	$p=0,007$ $\rho=0,893$	$p=0,934$ $\rho=0,030$	$p=0,814$ $\rho=0,092$	$p=0,777$ $\rho=-0,103$	$p=0,446$ $\rho=0,273$	$p=0,960$ $\rho=-0,182$
Cd	$p=0,805$ $\rho=-0,154$	$p=0,467$ $\rho=-0,261$	-	$p=0,627$ $\rho=-0,176$	-	$p=0,580$ $\rho=-0,200$
Cr	$p=0,007$ $\rho=0,893$	$p=0,446$ $\rho=0,273$	$p=0,285$ $\rho=0,600$	$p=0,405$ $\rho=-0,297$	$p=0,939$ $\rho=0,036$	$p=0,803$ $\rho=0,091$
Cu	$p=0,007$ $\rho=0,893$	$p=0,138$ $\rho=-0,503$	$p=0,517$ $\rho=0,250$	$p=0,701$ $\rho=-0,139$	$p=0,911$ $\rho=0,048$	$p=0,276$ $\rho=-0,382$
Fe	$p=0,052$ $\rho=0,750^*$	$p=0,060$ $\rho=0,612$	$p=0,154$ $\rho=0,517$	$p=0,603$ $\rho=-0,188$	$p=0,074$ $\rho=0,588$	$p=0,777$ $\rho=0,103$
Hg	$p=0,036$ $\rho=0,786$	$p=0,829$ $\rho=0,079$	$p=0,798$ $\rho=-0,100$	$p=0,293$ $\rho=0,370$	$p=0,252$ $\rho=-0,427$	$p=0,043$ $\rho=0,649$
Mn	$p=0$ $\rho=1$	$p=0,676$ $\rho=-0,152$	$p=0,154$ $\rho=0,517$	$p=0,751$ $\rho=0,115$	$p=0,934$ $\rho=0,030$	$p=0,934$ $\rho=0,030$
Pb	$p=0,432$ $\rho=0,357$	$p=0,039$ $\rho=-0,657$	$p=0,847$ $\rho=0,075$	$p=0,777$ $\rho=-0,103$	$p=0,307$ $\rho=0,360$	$p=0,533$ $\rho=0,224$
Zn	$p=0,432$ $\rho=-0,357$	$p=0,117$ $\rho=-0,527$	$p=0,456$ $\rho=-0,310$	$p=0,310$ $\rho=0,358$	$p=0,637$ $\rho=0,183$	$p=0,533$ $\rho=0,224$

Correlações significativas evidenciadas em negrito. (*) Correlações marginalmente significativas.

Considerando as interações dos diferentes elementos no sangue de *S. leucogaster* do período anterior ao rompimento da barragem (Tabela 71) e posterior (Tabela 72), houve um aumento nas correlações significativamente positivas, especialmente de [Cd] e de [Cr] com os demais elementos. Nas penas em crescimento (Tabela 73), referentes ao período anterior ao rompimento, e nas penas de contorno (Tabela 74), referentes ao período posterior, também se verificou alterações nas correlações entre os elementos considerando-se os diferentes períodos.

Tabela 71: Correlações entre os elementos arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) no sangue de *Sula leucogaster* no período anterior ao rompimento da barragem de Fundão

Elementos traço	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Pb	Zn
As	<i>p=0,403</i> <i>rho=0,378</i>	<i>p=0,119</i> <i>rho=0,649</i>	<i>p=0,003</i> <i>rho=0,929</i>	<i>p=0,036</i> <i>rho=0,786</i>	<i>p=0,025</i> <i>rho=0,929</i>	<i>p=0,702</i> <i>rho=-0,179</i>	<i>p=0,215</i> <i>rho=0,536</i>	<i>p=0,180</i> <i>rho=0,574</i>
Cd	-	<i>p=0,090</i> <i>rho=0,685</i>	<i>p=0,403</i> <i>rho=0,378</i>	<i>p=0,504</i> <i>rho=0,306</i>	<i>p=0,210</i> <i>rho=0,541</i>	<i>p=0,582</i> <i>rho=0,252</i>	<i>p=0,229</i> <i>rho=0,523</i>	<i>p=0,021</i> <i>rho=0,829</i>
Cr	-	-	<i>p=0,119</i> <i>rho=0,643</i>	<i>p=0,119</i> <i>rho=0,643</i>	<i>p=0,024</i> <i>rho=0,821</i>	<i>p=0,383</i> <i>rho=-0,393</i>	<i>p=0,007</i> <i>rho=0,893</i>	<i>p=0,071</i> <i>rho=0,714</i>
Cu	-	-	-	<i>p=0,023</i> <i>rho=0,821</i>	<i>p=0,007</i> <i>rho=0,893</i>	<i>p=0,589</i> <i>rho=-0,250</i>	<i>p=0,119</i> <i>rho=0,643</i>	<i>p=0,253</i> <i>rho=0,500</i>
Fe	-	-	-	-	<i>p=0,023</i> <i>rho=0,821</i>	<i>p=0,482</i> <i>rho=-0,321</i>	<i>p=0,215</i> <i>rho=0,536</i>	<i>p=0,119</i> <i>rho=0,643</i>
Hg	-	-	-	-	-	<i>p=0,760</i> <i>rho=-0,143</i>	<i>p=0,119</i> <i>rho=0,643</i>	<i>p=0,052*</i> <i>rho=0,750</i>
Elementos traço	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Pb	Zn
Mn	-	-	-	-	-	-	<i>p=-0,119</i> <i>rho=-0,643</i>	<i>p=0,589</i> <i>rho=0,250</i>
Pb	-	-	-	-	-	-	-	<i>p=0,383</i> <i>rho=0,393</i>

Correlações evidenciadas em negrito. (*) correlação marginalmente significativa.

Tabela 72: Correlações entre os elementos arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) no sangue de *Sula leucogaster* no período pós rompimento da barragem de Fundão. Os valores em negrito evidenciam as correlações significativas, enquanto os (*) indicam correlação marginalmente significativa.

Elementos traço	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Pb	Zn
As	$p=0,934$ $\rho=-0,030$	$p=0,829$ $\rho=0,079$	$p=0,934$ $\rho=-0,030$	$p=0,987$ $\rho=-0,006$	$p=0,446$ $\rho=-0,273$	$p=0,829$ $\rho=-0,079$	$p=0,555$ $\rho=0,213$	$p=0,603$ $\rho=0,188$
Cd	-	$p=0,0002$ $\rho=0,915$	$p=0,048$ $\rho=0,636$	$p=0,187$ $\rho=0,455$	$p=0,726$ $\rho=-0,127$	$p<0,001$ $\rho=0,939$	$p=0,590$ $\rho=0,195$	$p=0,019$ $\rho=-0,721$
Cr	-	-	$p=0,019$ $\rho=0,721$	$p=0,347$ $\rho=0,333$	$p=0,987$ $\rho=-0,006$	$p<0,001$ $\rho=0,891$	$p=0,251$ $\rho=0,401$	$p=0,054^*$ $\rho=-0,624$
Cu	-	-	-	$p=0,293$ $\rho=0,370$	$p=0,907$ $\rho=-0,042$	$p=0,138$ $\rho=0,503$	$p=0,300$ $\rho=0,365$	$p=0,260$ $\rho=-0,394$
Fe	-	-	-	-	$p=0,013$ $\rho=-0,746$	$p=0,098$ $\rho=0,552$	$p=0,394$ $\rho=0,322$	$p=0,533$ $\rho=-0,224$
Hg	-	-	-	-	-	$p=0,603$ $\rho=-0,188$	$p=0,738$ $\rho=0,122$	$p=0,960$ $\rho=-0,018$
Mn	-	-	-	-	-	-	$p=0,434$ $\rho=0,280$	$p=0,060$ $\rho=-0,612$
Pb	-	-	-	-	-	-	-	$p=0,868$ $\rho=0,068$

Tabela 73: Correlações entre os elementos arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) nas penas em crescimento de *Sula leucogaster* referentes ao período anterior ao rompimento da barragem de Fundão. Os valores em negrito evidenciam as correlações significativas.

Elementos traço	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Pb	Zn
As	$p=0,667$ $\rho=0,500$	$p=0,047$ $\rho=0,714$	$p=1$ $\rho=0$	$p=0,610$ $\rho=0,214$	$p=0,779$ $\rho=0,119$	$p=0,420$ $\rho=0,333$	$p=0,911$ $\rho=0,048$	$p=0,570$ $\rho=0,238$
Cd	-	$p<0,001$	$p=0,667$	$p=0,667$	$p=0,667$	$p<0,001$	$p<0,001$	$p=0,667$

Elementos traço	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Pb	Zn
		$\rho=1$	$\rho=0,500$	$\rho=0,500$	$\rho=0,500$	$\rho=1$	$\rho=1$	$\rho=0,500$
Cr	-	-	$p=0,493$ $\rho=0,286$	$p=0,493$ $\rho=0,286$	$p=0,183$ $\rho=0,524$	$p=0,015$ $\rho=0,810$	$p=0,233$ $\rho=0,476$	$p=0,911$ $\rho=-0,048$
Cu	-	-	-	$p=0,015$ $\rho=0,810$	$p=0,693$ $\rho=-0,167$	$p=0,289$ $\rho=0,429$	$p=0,823$ $\rho=0,095$	$p=0,289$ $\rho=-0,429$
Fe	-	-	-	-	$p=0,456$ $\rho=-0,310$	$p=0,570$ $\rho=0,238$	$p=0,531$ $\rho=-0,262$	$p=0,102$ $\rho=-0,619$
Hg	-	-	-	-	-	$p=0,233$ $\rho=0,476$	$p=0,207$ $\rho=0,500$	$p=0,493$ $\rho=0,286$
Mn	-	-	-	-	-	-	$p=0,352$ $\rho=0,381$	$p=0,570$ $\rho=-0,238$
Pb	-	-	-	-	-	-	-	$p=0,352$ $\rho=0,381$

Tabela 74: Correlações entre os elementos arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) nas penas de contorno de Sula leucogaster, referentes ao período pós rompimento da barragem de Fundão.

Elementos traço	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Pb	Zn
As	$p=0,082$ $\rho=0,576$	$p=0,777$ $\rho=0,103$	$p=0,987$ $\rho=0,006$	$p=0,293$ $\rho=0,370$	$p=0,803$ $\rho=0,009$	$p=0,082$ $\rho=0,576$	$p=0,162$ $\rho=-0,479$	$p=0,002$ $\rho=-0,843$
Cd	-	$p=0,726$ $\rho=0,127$	$p=0,726$ $\rho=0,127$	$p=0,128$ $\rho=0,515$	$p=0,006$ $\rho=0,794$	$p<0,001$ $\rho=1$	$p=0,366$ $\rho=-0,321$	$p=0,117$ $\rho=-0,527$
Cr	-	-	$p=0,533$ $\rho=-0,224$	$p=0,603$ $\rho=-0,188$	$p=0,987$ $\rho=-0,006$	$p=0,726$ $\rho=0,127$	$p=0,009$ $\rho=-0,770$	$p=0,934$ $\rho=0,030$
Cu	-	-	-	$p=0,580$ $\rho=-0,200$	$p=0,855$ $\rho=0,067$	$p=0,726$ $\rho=0,127$	$p=0,627$ $\rho=0,176$	$p=0,310$ $\rho=-0,358$

Elementos traço	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Pb	Zn
Fe	-	-	-	-	<i>p=0,060</i> <i>rho=0,612</i>	<i>p=0,128</i> <i>rho=0,515</i>	<i>p=0,907</i> <i>rho=-0,042</i>	<i>p=0,215</i> <i>rho=-0,430</i>
Hg	-	-	-	-	-	<i>p=0,006</i> <i>rho=0,794</i>	<i>p=0,751</i> <i>rho=-0,115</i>	<i>p=0,726</i> <i>rho=-0,127</i>
Mn	-	-	-	-	-	-	<i>p=0,366</i> <i>rho=-0,321</i>	<i>p=0,117</i> <i>rho=-0,527</i>
Pb	-	-	-	-	-	-	-	<i>p=0,328</i> <i>rho=0,345</i>

Correlações evidenciadas em negrito.

Considerando as concentrações dos diferentes elementos no sangue de *P. arminjoniana* dos períodos anterior (Tabela 75) e posterior ao rompimento da barragem (Tabela 76), foi possível observar alteração nas correlações entre os diferentes elementos, especialmente de [As] com outros elementos. Já as correlações entre os diferentes elementos presentes nas penas primárias do período anterior (Tabela 77) não foram observadas nas penas de contorno do período posterior (Tabela 79).

Tabela 75: Correlações entre os elementos arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) no sangue de *Pterodroma arminjoniana* referentes ao período anterior ao rompimento da barragem de Fundão. Os valores em negrito evidenciam as correlações significativas, enquanto os (*) indicam correlação marginalmente significativa.

Elementos traço	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Pb	Zn
As	<i>p=0,741</i> <i>rho=-0,205</i>	<i>p=0,329</i> <i>rho=-0,486</i>	<i>p=0,123</i> <i>rho=0,552</i>	<i>p=0,418</i> <i>rho=0,310</i>	<i>p=0,391</i> <i>rho=0,326</i>	<i>p=0,391</i> <i>rho=0,326</i>	<i>p=0,515</i> <i>rho=0,251</i>	<i>p=0,471</i> <i>rho=0,299</i>
Cd	-	<i>p=0,667</i> <i>rho=0,500</i>	<i>p=0,741</i> <i>rho=-0,205</i>	<i>p=0,219</i> <i>rho=0,667</i>	<i>p=0,805</i> <i>rho=0,1539</i>	<i>p=0,805</i> <i>rho=0,154</i>	<i>p=0,805</i> <i>rho=0,154</i>	<i>p=0,867</i> <i>rho=0,103</i>
Cr	-	-	<i>p=0,005</i> <i>rho=-0,983</i>	<i>p=0,469</i> <i>rho=0,371</i>	<i>p=0,957</i> <i>rho=0,029</i>	<i>p=0,957</i> <i>rho=0,029</i>	<i>p=0,957</i> <i>rho=0,029</i>	<i>p<0,001</i> <i>rho=1</i>

Elementos traço	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Pb	Zn
Cu	-	-	-	$p=0,668$ $rho=-0,167$	$p=0,265$ $rho=0,417$	$p=0,265$ $rho=0,417$	$p=0,546$ $rho=0,233$	$p=0,531$ $rho=-0,262$
Fe	-	-	-	-	$p=0,111$ $rho=0,567$	$p=0,112$ $rho=0,567$	$p=0,050^*$ $rho=0,667$	$p=0,493$ $rho=0,286$
Hg	-	-	-	-	-	$p<0,001$ $rho=1$	$p=0,0002$ $rho=0,933$	$p=0,493$ $rho=0,286$
Mn	-	-	-	-	-	-	$p<0,001$ $rho=0,933$	$p=0,493$ $rho=0,286$
Pb	-	-	-	-	-	-	-	$p=0,456$ $rho=0,310$

Tabela 76: Correlações entre os elementos arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) no sangue de *Pterodroma arminjoniana* referentes ao período pós rompimento da barragem de Fundão. Os valores em negrito evidenciam as correlações significativas, enquanto os (*) indicam correlação marginalmente significativa.

Elementos traço	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Pb	Zn
As	$p=0,005$ $rho=0,806$	$p=0,022$ $rho=0,709$	$p=0,082$ $rho=0,576$	$p=0,108$ $rho=0,539$	$p=0,934$ $rho=-0,030$	$p=0,002$ $rho=0,855$	$p=0,033$ $rho=0,673$	$p=0,043$ $rho=0,648$
Cd	-	$p=0,007$ $rho=0,782$	$p=0,029$ $rho=0,685$	$p=0,029$ $rho=0,685$	$p=0,328$ $rho=0,345$	$p<0,001$ $rho=0,988$	$p=0,033$ $rho=0,673$	$p=0,150$ $rho=0,491$
Cr	-	-	$p=0,025$ $rho=0,697$	$p=0,310$ $rho=0,358$	$p=0,310$ $rho=0,358$	$p=0,003$ $rho=0,830$	$p=0,043$ $rho=0,648$	$p=0,310$ $rho=0,358$
Cu	-	-	-	$p=0,425$ $rho=0,285$	$p=0,200$ $rho=0,442$	$p=0,022$ $rho=0,709$	$p=0,098$ $rho=0,552$	$p=0,150$ $rho=0,491$
Fe	-	-	-	-	$p=0,405$ $rho=0,297$	$p=0,054^*$ $rho=0,624$	$p=0,054^*$ $rho=0,624$	$p=0,048$ $rho=0,636$

Elementos traço	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Pb	Zn
Hg	-	-	-	-	-	$p=0,366$ $rho=0,321$	$p=0,310$ $rho=0,356$	$p=0,533$ $rho=0,224$
Mn	-	-	-	-	-	-	$p=0,019$ $rho=0,721$	$p=0,162$ $rho=0,479$
Pb	-	-	-	-	-	-	-	$p=0,108$ $rho=0,539$

Tabela 77: Correlações entre os elementos arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) nas penas primárias de *Pterodroma aminjoniana* referentes ao período anterior ao rompimento da barragem de Fundão. Os valores em negrito evidenciam as correlações significativas, enquanto os (*) indicam correlação marginalmente significativa.

Elementos traço	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Pb	Zn
As	$p=0,037$ $rho=0,900$	$p=0,014$ $rho=0,857$	$p=0,381$ $rho=-0,333$	$p=0,332$ $rho=0,367$	$p=0,668$ $rho=-0,167$	$p=0,732$ $rho=0,133$	$p=0,061$ $rho=0,644$	$p=0,036$ $rho=0,700$
Cd	-	$p=0,667$ $rho=0,500$	$p=0,747$ $rho=0,200$	$p=0,285$ $rho=0,600$	$p=0,505$ $rho=0,400$	$p=0,873$ $rho=-0,100$	$p=0,037$ $rho=0,900$	$p=0,285$ $rho=0,600$
Cr	-	-	$p=0,939$ $rho=-0,036$	$p=0,180$ $rho=0,571$	$p=0,294$ $rho=-0,464$	$p=0,036$ $rho=0,786$	$p=0,090$ $rho=0,685$	$p=0,119$ $rho=0,643$
Cu	-	-	-	$p=0,224$ $rho=0,450$	$p=0,865$ $rho=0,067$	$p=0,171$ $rho=0,500$	$p=0,764$ $rho=0,117$	$p=0,798$ $rho=0,100$
Fe	-	-	-	-	$p=0,637$ $rho=0,183$	$p=0,050^*$ $rho=0,667$	$p=0,418$ $rho=0,310$	$p=0,005$ $rho=0,833$
Hg	-	-	-	-	-	$p=0,244$ $rho=-0,433$	$p=0,864$ $rho=-0,067$	$p=0,637$ $rho=0,183$
Mn	-	-	-	-	-	-	$p=0,748$ $rho=0,126$	$p=0,244$ $rho=0,433$

Elementos traço	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Pb	Zn
Pb	-	-	-	-	-	-	-	<i>p=0,045</i> <i>rho=0,678</i>

Tabela 78: Correlações entre os elementos arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) nas penas de contorno de *Pterodroma arminjoniana* referentes ao período pós rompimento da barragem de Fundão. Os valores em negrito evidenciam as correlações significativas.

Elementos traço	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Pb	Zn
As	<i>p=0,627</i> <i>rho=0,176</i>	<i>p=0,777</i> <i>rho=-0,103</i>	<i>p=0,855</i> <i>rho=0,067</i>	<i>p=0,244</i> <i>rho=-0,406</i>	<i>p=0,751</i> <i>rho=0,115</i>	<i>p=0,603</i> <i>rho=0,188</i>	<i>p=0,405</i> <i>rho=-0,297</i>	<i>p=0,138</i> <i>rho=0,503</i>
Cd	-	<i>p=0,556</i> <i>rho=0,212</i>	<i>p=0,751</i> <i>rho=-0,115</i>	<i>p=0,726</i> <i>rho=0,127</i>	<i>p=0,676</i> <i>rho=0,152</i>	<i>p=0,019</i> <i>rho=0,721</i>	<i>p=0,627</i> <i>rho=0,176</i>	<i>p=0,701</i> <i>rho=0,139</i>
Cr	-	-	<i>p=0,580</i> <i>rho=-0,200</i>	<i>p=0,881</i> <i>rho=-0,055</i>	<i>p=0,489</i> <i>rho=-0,248</i>	<i>p=0,174</i> <i>rho=0,467</i>	<i>p=0,987</i> <i>rho=-0,006</i>	<i>p=0,934</i> <i>rho=0,030</i>
Cu	-	-	-	<i>p=0,627</i> <i>rho=0,176</i>	<i>p=0,405</i> <i>rho=-0,297</i>	<i>p=0,726</i> <i>rho=0,127</i>	<i>p=0,467</i> <i>rho=0,261</i>	<i>p=0,425</i> <i>rho=-0,285</i>
Fe	-	-	-	-	<i>p=0,701</i> <i>rho=-0,139</i>	<i>p=0,960</i> <i>rho=0,018</i>	<i>p=0,446</i> <i>rho=-0,273</i>	<i>p=0,467</i> <i>rho=-0,261</i>
Hg	-	-	-	-	-	<i>p=0,276</i> <i>rho=0,381</i>	<i>p=0,366</i> <i>rho=0,321</i>	<i>p=0,117</i> <i>rho=0,527</i>
Mn	-	-	-	-	-	-	<i>p=0,385</i> <i>rho=0,309</i>	<i>p=0,580</i> <i>rho=0,200</i>
Pb	-	-	-	-	-	-	-	<i>p=0,751</i> <i>rho=0,115</i>

Quando avaliadas as relações entre os diferentes elementos no sangue de *P. aethereus* coletado antes (Tabela 79) e depois do rompimento da barragem de Fundão (Tabela 80), observa-se um aumento nas correlações significativas no período pós rompimento. Nas penas analisadas, sendo penas em crescimento referentes ao período anterior (Tabela 81) e de contorno ao posterior ao rompimento da barragem (Tabela 82), constatou-se, assim como no sangue, o aumento nas correlações significativas entre os elementos após o rompimento.

Tabela 79: Correlações entre os elementos arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) no sangue de *Phaethon aethereus* no período anterior ao rompimento da barragem de Fundão. Os valores em negrito evidenciam as correlações significativas.

Elementos traço	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Pb	Zn
As	$p=0,872$ $\rho=0,086$	$p=0,112$ $\rho=0,567$	$p=0,493$ $\rho=0,286$	$p=0,347$ $\rho=0,333$	$p=0,038$ $\rho=0,659$	$p=0,060$ $\rho=0,612$	$p=0,789$ $\rho=-0,097$	$p=0,244$ $\rho=-0,433$
Cd	-	$p=0,072$ $\rho=0,771$	$p<0,001$ $\rho=1$	$p=0,704$ $\rho=0,200$	$p=0,957$ $\rho=0,029$	$p=0,208$ $\rho=0,600$	$p=0,015$ $\rho=-0,899$	$p=0,391$ $\rho=0,500$
Cr	-	-	$p=0,003$ $\rho=0,929$	$p=0,154$ $\rho=0,517$	$p=0,061$ $\rho=0,644$	$p=0,244$ $\rho=0,433$	$p=0,342$ $\rho=-0,360$	$p=0,385$ $\rho=0,357$
Cu	-	-	-	$p=0,493$ $\rho=0,286$	$p=0,168$ $\rho=0,539$	$p=0,736$ $\rho=0,143$	$p=0,588$ $\rho=-0,228$	$p=0,215$ $\rho=0,536$
Fe	-	-	-	-	$p=0,241$ $\rho=0,409$	$p=0,751$ $\rho=0,115$	$p=0,960$ $\rho=0,018$	$p=0,460$ $\rho=0,283$
Hg	-	-	-	-	-	$p=0,464$ $\rho=0,262$	$p=0,649$ $\rho=0,165$	$p=0,634$ $\rho=0,185$
Mn	-	-	-	-	-	-	$p=0,021$ $\rho=-0,711$	$p=1$ $\rho=0$
Pb	-	-	-	-	-	-	-	$p=0,606$ $\rho=-0,020$

Tabela 80: Correlações entre os elementos arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) no sangue de *Phaethon aethereus* no período posterior ao rompimento da barragem de Fundão. Os valores em negrito evidenciam as correlações significativas, enquanto os (*) indicam correlação marginalmente significativa.

Elementos traço	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Pb	Zn
As	$p=0,013$ $rho=0,745$	$p=0,187$ $rho=0,455$	$p=0,013$ $rho=0,745$	$p=0,005$ $rho=0,806$	$p=0,293$ $rho=-0,370$	$p=0,004$ $rho=0,818$	$p<0,001$ $rho=0,915$	$p=0,138$ $rho=0,503$
Cd	-	$p=0,054^*$ $rho=0,624$	$p<0,001$ $rho=0,964$	$p=0,011$ $rho=0,758$	$p=0,425$ $rho=-0,285$	$p<0,001$ $rho=0,964$	$p=0,011$ $rho=0,756$	$p=0,215$ $rho=0,430$
Cr	-	-	$p=0,008$ $rho=0,782$	$p=0,215$ $rho=0,430$	$p=0,960$ $rho=0,018$	$p=0,054$ $rho=0,624$	$p=0,090$ $rho=0,564$	$p=0,260$ $rho=0,394$
Cu	-	-	-	$p=0,029$ $rho=0,685$	$p=0,425$ $rho=-0,285$	$p=0,0001$ $rho=0,927$	$p=0,011$ $rho=0,758$	$p=0,187$ $rho=0,455$
Fe	-	-	-	-	$p=0,701$ $rho=-0,139$	$p=0,003$ $rho=0,830$	$p=0,004$ $rho=0,818$	$p=0,038$ $rho=0,661$
Hg	-	-	-	-	-	$p=0,425$ $rho=-0,285$	$p=0,347$ $rho=-0,333$	$p=0,676$ $rho=0,152$
Mn	-	-	-	-	-	-	$p=0,004$ $rho=0,819$	$p=0,117$ $rho=0,527$
Pb	-	-	-	-	-	-	-	$p=0,385$ $rho=0,309$

Tabela 81: Correlações entre os elementos arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) nas penas em crescimento de *Phaethon aethereus* referentes ao período anterior ao rompimento da barragem de Fundão. Os valores em negrito evidenciam as correlações significativas, enquanto os (*) indicam correlação marginalmente significativa.

Elementos traço	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Pb	Zn
As	$p=0,935$ $\rho=-0,051$	$p=0,289$ $\rho=0,429$	$p=0,328$ $\rho=-0,345$	$p=0,855$ $\rho=-0,067$	$p=0,966$ $\rho=0,017$	$p=0,829$ $\rho=-0,079$	$p=0,192$ $\rho=0,450$	$p=0,128$ $\rho=0,515$
Cd	-	$p=0,054^*$ $\rho=0,872$	$p=0,553$ $\rho=0,359$	$p=0,054^*$ $\rho=0,872$	$p=0,600$ $\rho=0,400$	$p=0,219$ $\rho=0,667$	$p=0,870$ $\rho=-0,103$	$p=0,493$ $\rho=0,410$
Cr	-	-	$p=0,493$ $\rho=-0,286$	$p=0,086$ $\rho=0,643$	$p=0,645$ $\rho=0,214$	$p=0,260$ $\rho=0,452$	$p=0,352$ $\rho=0,381$	$p=0,289$ $\rho=0,429$
Cu	-	-	-	$p=0,881$ $\rho=0,055$	$p=0,433$ $\rho=-0,300$	$p=0,405$ $\rho=-0,297$	$p=0,213$ $\rho=-0,432$	$p=0,881$ $\rho=0,055$
Fe	-	-	-	-	$p=1,000$ $\rho=0,000$	$p=0,446$ $\rho=0,273$	$p=0,578$ $\rho=0,201$	$p=0,260$ $\rho=0,394$
Hg	-	-	-	-	-	$p<0,001$ $\rho=1$	$p=0,053^*$ $\rho=0,661$	$p=0,637$ $\rho=0,183$
Mn	-	-	-	-	-	-	$p=0,318$ $\rho=0,353$	$p=0,244$ $\rho=0,406$
Pb	-	-	-	-	-	-	-	$p=0,477$ $\rho=0,255$

Tabela 82: Correlações entre os elementos arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), manganês (Mn), chumbo (Pb) e zinco (Zn) nas penas de contorno de *Phaethon aethereus* referentes ao período após o rompimento da barragem de Fundão. Os valores em negrito evidenciam as correlações significativas, enquanto os (*) indicam correlação marginalmente significativa.

Elementos traço	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Pb	Zn
As	$p=0,244$ $\rho=0,406$	$p=0,489$ $\rho=-0,248$	$p=0,289$ $\rho=0,685$	$p=0,011$ $\rho=0,758$	$p=0,366$ $\rho=0,321$	$p=0,260$ $\rho=0,394$	$p=0,405$ $\rho=0,297$	$p=0,128$ $\rho=0,515$
Cd	-	$p=0,934$ $\rho=0,030$	$p=0,162$ $\rho=0,179$	$p=0,405$ $\rho=0,297$	$p=0,0003$ $\rho=0,903$	$p=0,002$ $\rho=0,842$	$p=0,117$ $\rho=0,527$	$p=0,043$ $\rho=0,648$
Cr	-	-	$p=0,511$ $\rho=-0,236$	$p=0,260$ $\rho=-0,394$	$p=0,881$ $\rho=-0,055$	$p=0,627$ $\rho=-0,176$	$p=0,556$ $\rho=-0,212$	$p=0,881$ $\rho=-0,055$
Cu	-	-	-	$p=0,029$ $\rho=0,685$	$p=0,190$ $\rho=0,491$	$p=0,310$ $\rho=0,358$	$p=0,276$ $\rho=0,382$	$p=0,074$ $\rho=0,588$
Fe	-	-	-	-	$p=0,701$ $\rho=0,139$	$p=0,138$ $\rho=0,503$	$p=0,244$ $\rho=0,406$	$p=0,098$ $\rho=0,552$
Hg	-	-	-	-	-	$p=0,048$ $\rho=0,636$	$p=0,276$ $\rho=0,382$	$p=0,048$ $\rho=0,636$
Mn	-	-	-	-	-	-	$p=0,038$ $\rho=0,661$	$p=0,048$ $\rho=0,636$
Pb	-	-	-	-	-	-	-	$p=0,048$ $\rho=0,636$

3.3.3.2 Contaminantes orgânicos

As concentrações dos PCB e dos HPA no sangue e nas penas de contorno de *S. leucogaster* (Tabela 83), de *P. arminjoniana* (Tabela 84) e de *P. aethereus* (Tabela 85) no período pós rompimento da barragem de Fundão foram extremamente baixas, demonstradas pelos valores mínimos em ambos tecidos. Não foram detectados PBDE, em ambos tecidos, para nenhuma das espécies analisadas.

Tabela 83: Valores mínimos, médios, medianos e máximos de bifenilas policloradas (PCB) e de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) medidos no sangue (ng/mL peso úmido) e nas penas de contorno (ng/g peso seco) de *Sula leucogaster* (n=10) após o rompimento da barragem de Fundão.

Composto/ Valores Medidos	Sangue				Penas de Contorno			
	Mínimo	Média	Mediana	Máximo	Mínimo	Média	Mediana	Máximo
PCB-28	0,000	1,102	0,835	2,670	0,000	5,140	0,000	17,600
PCB-52	0,000	0,365	0,255	1,020	0,000	1,660	0,700	5,200
PCB-101	0,000	1,758	0,185	7,210	0,000	13,810	0,000	92,600
PCB-138	0,000	0,526	0,105	2,940	0,000	0,990	0,000	6,300
PCB-153	0,000	0,560	0,435	2,420	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB-180	0,000	0,336	0,000	2,950	0,000	1,010	0,000	10,100
∑(PCBs)	1,100	4,650	2,500	14,400	0,000	22,580	10,450	102,600
Naftaleno	0,000	0,601	0,670	0,870	0,000	9,590	9,300	20,300
2-metilnaftaleno	0,240	0,601	0,615	0,910	4,000	10,700	8,750	25,800
1-metilnaftaleno	0,000	0,707	0,800	1,050	0,000	12,480	11,500	29,300
Acenaftlano	0,000	0,345	0,470	0,840	0,000	3,670	0,000	12,400
Acenafteno	0,000	0,028	0,000	0,280	0,000	0,030	0,000	0,200
Fluoreno	0,350	0,427	0,395	0,670	0,000	10,740	10,450	28,200
Fenantreno	0,000	0,985	1,140	1,510	32,800	57,150	51,250	89,700
Antraceno	0,120	0,556	0,520	1,060	6,300	16,740	9,900	51,300
Fluoranteno	0,000	0,254	0,150	1,080	18,700	41,870	40,700	58,000
Pireno	0,000	0,612	0,285	3,710	31,200	73,050	68,900	104,900

Composto/ Valores Medidos	Sangue				Penas de Contorno			
	Mínimo	Média	Mediana	Máximo	Mínimo	Média	Mediana	Máximo
Benzo(a)antraceno	0,000	0,035	0,000	0,310	3,300	14,350	14,000	23,300
Criseno	0,000	0,218	0,260	0,410	11,200	19,600	17,900	33,400
Benzo[b]fluoranteno	0,000	0,221	0,000	0,740	0,000	17,040	20,850	29,100
Benzo[k]fluoranteno	0,000	1,114	1,270	2,170	0,000	27,490	27,700	69,500
Benzo[a]pireno	0,000	0,009	0,000	0,070	0,000	6,450	5,850	15,900
Indeno[1,2,3-cd]pireno	0,000	1,129	1,290	2,120	0,000	24,550	26,000	46,600
Dibenz[a,h]antraceno	0,000	0,571	0,405	1,460	0,000	4,940	0,000	23,000
Benzo(ghi)perileno	0,000	0,521	0,605	1,510	0,000	18,890	19,950	38,000

Tabela 84: Valores mínimos, médios, medianos e máximos de bifenilas policloradas (PCB) e de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) medidos no sangue (ng/mL peso úmido) e nas penas de contorno (ng/g peso seco) de *Pterodroma arminjoniana* após o rompimento da barragem de Fundão.

Composto/ Valores Medidos	Sangue				Penas de Contorno			
	Mínimo	Média	Mediana	Máximo	Mínimo	Média	Mediana	Máximo
PCB-28	0,000	0,236	0,115	1,390				
PCB-52	0,000	0,283	0,055	1,740				
PCB-101	0,000	2,423	0,265	20,060				
PCB-138	0,000	2,886	0,000	14,660				
PCB-153	0,000	0,167	0,030	0,860				
PCB-180	0,000	0,151	0,000	0,270				
∑(PCBs)	0,100	6,130	0,950	37,400				
Naftaleno	0,000	0,352	0,220	0,523				
2-metilnaftaleno	0,100	0,347	0,200	0,950				
1-metilnaftaleno	0,000	0,331	0,185	0,243				

Composto/ Valores Medidos	Sangue				Penas de Contorno			
	Mínimo	Média	Mediana	Máximo	Mínimo	Média	Mediana	Máximo
Acenaftleno	0,000	0,194	0,120	0,218				
Acenafteno	0,000	0,006	0,000	0,060				
Fluorene	0,000	0,228	0,175	0,560				
Fenantreno	0,000	0,574	0,325	1,710				
Antraceno	0,070	0,223	0,185	0,650				
Fluoranteno	0,000	0,121	0,070	0,600				
Pireno	0,000	0,140	0,055	0,580				
Benzo(a)antraceno	0,000	0,030	0,000	0,300				
Criseno	0,000	0,189	0,065	1,150				
Benzo[b]fluoranteno	0,000	0,283	0,000	2,430				
Benzo[k]fluoranteno	0,000	0,416	0,000	3,070				
Benzo[a]pireno	0,000	0,224	0,000	2,210				
Indeno[1,2,3-cd]pireno	0,000	0,853	0,415	3,530				
Dibenz[a,h]antraceno	0,000	0,383	0,265	1,330				
Benzo(ghi)perileno	0,000	0,466	0,080	2,640				

Tabela 85: Valores mínimos, médios, medianos e máximos de bifenilas policloradas (PCB) e de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) medidos no sangue (ng/mL peso úmido) e nas penas de contorno (ng/g peso seco) de *Phaethon aethereus* após o rompimento da barragem de Fundão.

Composto/ Valores Medidos	Sangue				Penas de Contorno			
	Mínimo	Média	Mediana	Máximo	Mínimo	Média	Mediana	Máximo
PCB-28	0,000	0,315	0,315	0,720	0,000	5,540	2,100	11,150
PCB-52	0,000	0,171	0,105	0,670	0,000	1,370	0,350	5,000
PCB-101	0,000	0,727	0,250	2,600	0,000	14,830	2,650	87,200
PCB-138	0,000	0,026	0,000	0,220	0,000	1,600	0,000	12,000
PCB-153	0,000	0,429	0,095	2,440	0,000	2,840	0,000	28,400
PCB-180	0,000	0,194	0,000	1,940	0,000	4,690	0,000	44,200
Σ(PCBs)	0,000	1,880	1,500	5,300	0,700	30,880	15,750	131,900
Naftaleno	0,000	0,274	0,290	0,530	3,800	12,320	13,300	25,100
2-metilnaftaleno	0,110	0,339	0,320	0,650	3,300	10,020	7,200	19,700
1-metilnaftaleno	0,000	0,340	0,385	0,700	4,100	11,670	12,050	18,500
Acenafteno	0,000	0,163	0,070	0,510	2,300	5,510	5,600	9,100
Acenafteno	0,000	0,014	0,000	0,140	0,000	0,190	0,000	1,600
Fluorene	0,000	0,261	0,220	1,030	0,000	11,920	11,100	26,200
Fenantreno	0,200	0,561	0,540	1,320	26,000	53,060	51,750	91,300
Antraceno	0,000	0,233	0,230	0,550	3,000	9,610	7,900	30,200
Fluoranteno	0,000	0,208	0,140	0,740	15,800	36,990	37,400	75,200
Pireno	0,000	0,522	0,430	1,790	1,200	61,350	63,600	130,800
Benzo(a)antraceno	0,000	0,062	0,000	0,530	10,500	34,380	19,200	165,200
Criseno	0,000	0,202	0,135	0,810	9,400	28,310	16,950	145,000
Benzo[b]fluoranteno	0,000	0,301	0,140	1,500	0,000	51,620	14,650	369,800
Benzo[k]fluoranteno	0,000	0,583	0,635	1,710	0,000	54,730	26,300	270,100
Benzo[a]pireno	0,000	0,149	0,000	1,250	4,500	53,030	12,800	418,000

Composto/ Valores Medidos	Sangue				Penas de Contorno			
	Mínimo	Média	Mediana	Máximo	Mínimo	Média	Mediana	Máximo
Indeno[1,2,3-cd]pireno	0,000	0,416	0,420	1,280	7,000	33,760	14,000	160,600
Dibenz[a,h]antraceno	0,000	0,122	0,000	0,580	0,000	3,850	0,000	14,400
Benzo(ghi)perileno	0,000	0,296	0,315	0,970	10,600	30,020	15,500	145,300

Quanto às concentrações dos compostos policlorados no sangue e nas penas de contorno de *S. leucogaster* (Tabela 86), de *P. arminjoniana* (Tabela 87) e de *P. aethereus* (Tabela 88) no período pós rompimento da barragem de Fundão, percebe-se maiores concentrações nas penas do que no sangue para todas as espécies.

Tabela 86: Valores mínimos, médios, medianos e máximos de compostos policlorados medidos no sangue (ng/mL peso úmido) e nas penas de contorno (ng/g peso seco) de *Sula leucogaster* após o rompimento da barragem de Fundão.

Composto/ Valores Medidos	Sangue				Penas de Contorno			
	Mínimo	Média	Mediana	Máximo	Mínimo	Média	Mediana	Máximo
Trifluralina	0,1500	1,536	1,750	2,850	0,000	3,745	3,735	7,170
a-HCH	0,130	0,773	0,650	1,500	6,390	23,077	11,315	118,280
g-HCH	0,000	0,084	0,000	0,810	0,000	0,000	0,000	0,000
b-HCH	0,000	0,569	0,380	1,600	1,770	6,976	5,915	16,550
Heptacloro	0,000	0,028	0,000	0,280	0,000	0,000	0,000	0,000
Clorotalonil	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	6,228	0,000	62,280
d-HCH	0,000	0,121	0,000	0,620	0,000	4,763	2,455	27,720
Diclofluánida	0,000	1,234	0,805	3,310	0,000	21,765	27,610	54,260
Aldrim	0,000	0,507	0,000	2,130	0,000	0,920	0,000	4,550
b-Heptacloro Epóxido	0,000	2,314	2,610	3,390	0,000	23,687	24,320	50,070
a-Endossulfam	0,000	0,222	0,000	2,222	0,000	0,451	0,000	2,360
o,p-DDE	0,000	0,467	0,000	3,410	0,000	0,000	0,000	0,000

Composto/ Valores Medidos	Sangue				Penas de Contorno			
	Mínimo	Média	Mediana	Máximo	Mínimo	Média	Mediana	Máximo
Dieldrim	0,000	0,404	0,115	1,780	0,000	0,658	0,000	6,580
p,p-DDE/o,p-DDD	0,000	0,288	0,000	1,230	0,000	0,000	0,000	0,000
Endrim	0,000	0,407	0,000	3,180	0,000	0,914	0,000	8,530
p,p-DDD	0,000	0,006	0,000	0,006	0,000	4,655	0,645	30,200
b-Endossulfam	0,000	0,282	0,000	1,110	0,000	1,126	0,000	7,140
p,p-DDT	0,000	0,016	0,000	0,160	0,000	0,230	0,000	0,230
o,p-DDT	0,000	3,398	0,720	10,440	0,000	18,549	0,000	161,460
Endrim aldeído	0,000	0,540	0,250	1,760	0,000	4,641	1,820	18,750
Endossulfam Sulfato	0,000	0,175	0,000	1,250	0,000	1,395	0,000	6,570
Metoxicloro	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	1,830	0,000	10,080
Endrim cetona	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	5,614	6,480	12,490

Tabela 87: Valores mínimos, médios, medianos e máximos de compostos policlorados medidos no sangue (ng/mL peso úmido) e nas penas de contorno (ng/g peso seco) de *Pterodroma arminjoniana* após o rompimento da barragem de Fundão.

Composto/ Valores Medidos	Sangue				Penas de Contorno			
	Mínimo	Média	Mediana	Máximo	Mínimo	Média	Mediana	Máximo
Trifluralina	0,000	0,277	0,125	0,365				
a-HCH	0,000	0,230	0,140	0,930				
g-HCH	0,000	0,192	0,000	1,090				
b-HCH	0,000	0,171	0,095	0,780				
Heptaclo	0,000	0,144	0,000	1,370				
Clorotalonil	0,000	0,060	0,000	0,600				
d-HCH	0,000	0,077	0,000	0,760				
Diclofluana	0,000	1,681	0,510	8,750				
Aldrim	0,000	0,181	0,055	1,010				
b-Heptaclo Epóxido	0,000	0,876	0,300	4,930				
Composto/ Valores Medidos	Sangue				Penas de Contorno			
	Mínimo	Média	Mediana	Máximo	Mínimo	Média	Mediana	Máximo
a-Endossulfam	0,000	1,638	0,000	11,250				
o,p-DDE	0,000	0,057	0,025	0,250				
Dieldrin	0,000	1,690	0,060	10,630				
p,p-DDE/o,p-DDD	0,000	1,361	0,030	7,130				
Endrim	0,000	0,348	0,000	1,410				
p,p-DDD	0,000	0,010	0,000	0,090				
b-Endossulfam	0,000	0,434	0,000	4,240				
p,p-DDT	0,000	0,000	0,000	0,000				
o,p-DDT	0,000	4,964	0,930	39,810				
Endrim aldeído	0,000	0,212	0,010	1,200				

Composto/ Valores Medidos	Sangue				Penas de Contorno			
	Mínimo	Média	Mediana	Máximo	Mínimo	Média	Mediana	Máximo
Endossulfam Sulfato	0,000	0,001	0,000	0,010				
Metoxicloro	0,000	0,075	0,000	0,750				
Endrim cetona	0,000	1,066	0,000	3,570				

Tabela 88: Valores mínimos, médios, medianos e máximos de compostos policlorados medidos no sangue (ng/mL peso úmido) e nas penas de contorno (ng/g peso seco) de *Phaethon aethereus* após o rompimento da barragem de Fundão.

Composto/ Valores Medidos	Sangue				Penas de Contorno			
	Mínimo	Média	Mediana	Máximo	Mínimo	Média	Mediana	Máximo
Trifluralina	0,010	0,961	0,795	2,320	2,880	9,808	10,255	16,390
a-HCH	0,000	0,104	0,085	0,270	0,000	10,915	10,550	18,260
g-HCH	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
b-HCH	0,160	2,435	0,455	12,430	0,440	7,070	5,310	18,320
Heptacloro	0,000	0,103	0,000	1,030	0,000	0,000	0,000	0,000
Clorotalonil	0,000	0,326	0,000	3,140	0,000	20,747	0,000	84,640
d-HCH	0,000	0,497	0,000	3,980	0,000	2,885	1,020	8,650
Diclofluanida	0,000	0,277	0,095	0,950	0,000	19,538	9,385	58,710
Aldrim	0,000	0,299	0,115	1,420	0,000	1,490	0,000	8,200
b-Heptacloro Epóxido	0,000	0,546	0,445	1,620	0,000	24,819	18,520	72,210
a-Endossulfam	0,000	0,027	0,000	0,270	0,000	3,249	0,000	19,140
o,p-DDE	0,000	0,072	0,000	0,450	0,000	0,000	0,000	0,000
Dieldrim	0,000	0,011	0,000	0,110	0,000	0,000	0,000	0,000
p,p-DDE/o,p-DDD	0,000	0,006	0,000	0,060	0,000	1,716	0,000	13,120
Endrim	0,000	0,133	0,000	0,670	0,000	0,000	0,000	0,000
p,p-DDD	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	2,269	0,000	8,860

Composto/ Valores Medidos	Sangue				Penas de Contorno			
	Mínimo	Média	Mediana	Máximo	Mínimo	Média	Mediana	Máximo
b-Endossulfam	0,000	0,065	0,000	0,350	0,000	2,578	0,000	19,610
p,p-DDT	0,000	0,075	0,000	0,490	0,000	0,000	0,000	0,000
o,p-DDT	0,000	3,333	0,030	11,600	0,000	5,341	0,000	53,410
Endrim aldeído	0,000	0,764	0,355	4,250	0,000	1,992	0,000	12,600
Endossulfam Sulfato	0,000	0,073	0,000	0,640	0,000	1,878	0,000	13,840
Metoxicloro	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	2,932	0,000	19,570
Endrim cetona	0,000	1,062	0,000	9,360	0,000	3,843	2,175	12,550

3.3.4 Ecologia trófica (isótopos e dieta)

Foi possível realizar a comparação entre os períodos pré e pós-rompimento para todas as espécies, exceto *T. chlororhynchos*, a qual não foi obtido um número suficiente de amostras para as análises.

A análise de isótopos estáveis de carbono e nitrogênio associada a modelos de mistura Bayesianos demonstrou que *P. arminjoniana* alimenta-se preferencialmente de lulas, mas também de insetos aquáticos, peixes e águas-vivas (Tabela 89). Os resultados das análises apenas do período pré-incubatório sugerem que a dieta desta espécie se manteve similar entre os períodos pré e pós-rompimento ($p = 0,338$; $t = 0,224$; Figura 153). Além disso, a sobreposição de nicho isotópico calculada entre os períodos, com base em elipses ajustadas para pequenas amostras (SEAc), foi de 93% (Figura 154; $SEAc_{(antes)} = 0,30$ e $SEAc_{(depois)} = 0,48$). Por outro lado, observou-se a diminuição dos valores de $\delta^{13}C$ no sangue destas aves no período pós-rompimento (Figura 155; $p = 5,974e^{-11}$; $t = -7,616$), também representada pelo aumento da elipse e diminuição da sobreposição de nicho (59%; Figura 154).

Foram avaliadas as dietas de *P. aethereus* e *S. leucogaster* durante os períodos pré e pós-rompimento (Figura 156 e Figura 158, respectivamente). Os resultados obtidos revelam que ambas as espécies de Abrolhos alimentam-se principalmente de peixes pelágicos e associados aos recifes de coral, mas também de lulas, que apresentaram moderada contribuição nos modelos de mistura. Quando comparados os nichos isotópicos de *P. aethereus* nos períodos anterior e posterior ao rompimento, foi detectada sobreposição de 100% do nicho e redução na amplitude do nicho de 65% (Figura 157; $SEAc_{(antes)} = 1,98$ e $SEAc_{(depois)} = 0,69$). Contudo, valores de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ não alteraram significativamente entre os períodos ($p = 0,74$; $t = 0,321$ e $p = 0,75$; $t = 0,312$, respectivamente), o que demonstra que não houve mudança nos itens predados, mas uma possível diminuição da diversidade de presas consumidas.

Por sua vez, *S. leucogaster* apresentou alteração significativa nos valores de $\delta^{15}N$ entre os períodos analisados ($p = 0,013$; $t = -2,579$), mas não nos valores de $\delta^{13}C$ ($p = 0,648$; $t = 0,46$). A diminuição dos valores de $\delta^{15}N$ e o achatamento da elipse no período pós-rompimento, estão relacionados com os valores de contribuição alimentar encontrados nos modelos de mistura, que mostram o aumento da contribuição de espécies pelágicas na dieta (Figura 158, Tabela 89). A sobreposição do nicho isotópico pré e pós-rompimento para esta espécie foi de apenas 27% ($SEAc_{(antes)} = 1,53$ e $SEAc_{(depois)} = 0,84$; Figura 159). Desta forma, *S. leucogaster* parecer ter alterado sua dieta passando a uma alimentação mais pelágica e menos dependente de recursos costeiros, possivelmente associados à redução na pesca de arrasto na zona nerítica da região, e que fornece descartes para os atobás.

Por fim, *T. chlororhynchos* apresentou maior contribuição de lulas e peixes pelágicos em sua dieta anterior ao rompimento (Figura 160). A análise comparativa entre períodos não foi realizada pois não foram obtidas amostras suficientes, oriundos do Programa de Monitoramento de Praia, para estas análises.

Figura 153: Dieta de *Pterodroma arminjoniana* antes e depois do rompimento da barragem. A análise evidencia a não alteração da dieta entre os períodos avaliados.

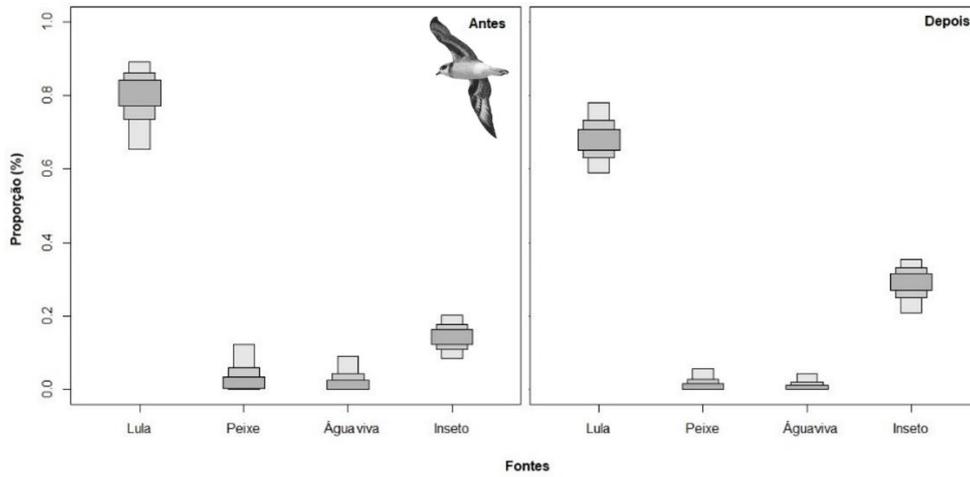


Figura 154: Avaliação do nicho isotópico de *P. arminjoniana* durante todo o período reprodutivo e apenas durante o período pré-incubatório. Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ são dados em ‰.

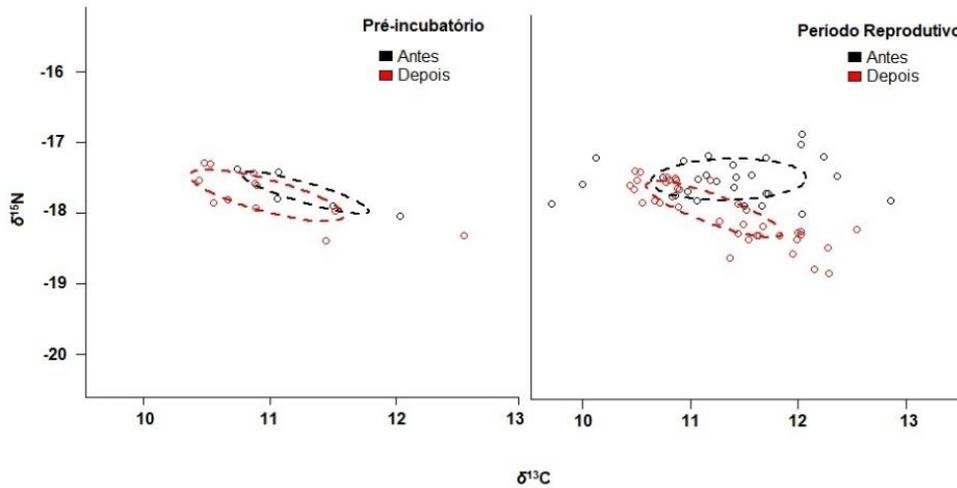


Figura 155: Evidência gráfica da diminuição dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ em sangue de *P. arminjoniana* durante o período pós-rompimento. Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ são dados em ‰.

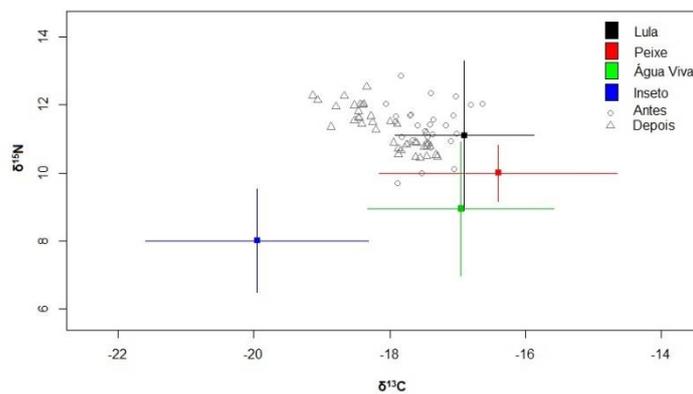


Figura 156: Inferência da dieta de *Phaethon aethereus* através de modelos de mistura Bayesiano, nos períodos pré-rompimento (A) e pós-rompimento (B).

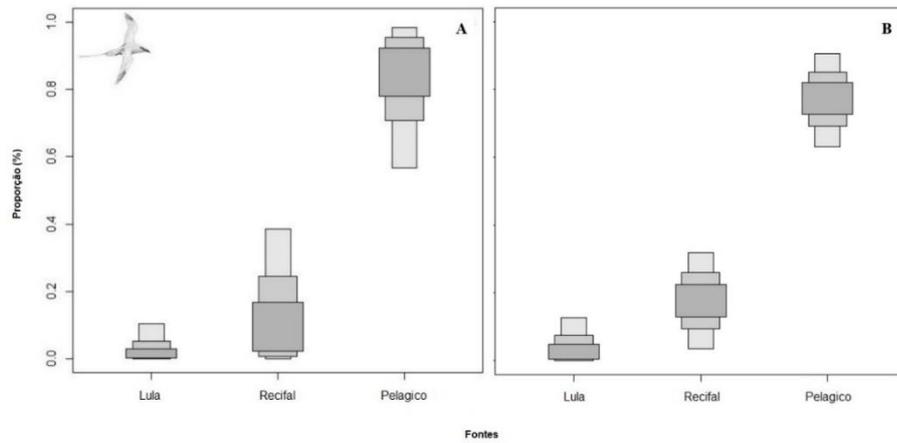


Figura 157: Nicho isotópico de *P. aethereus* evidenciando a diminuição do nicho no período pós-rompimento

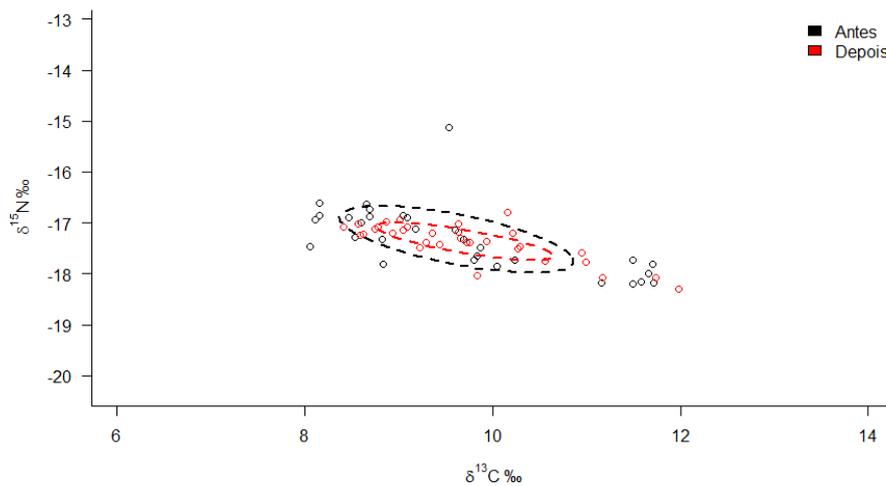


Figura 158: Dieta de *Sula leucogaster* nos períodos pré-rompimento (A) e pós-rompimento (B).

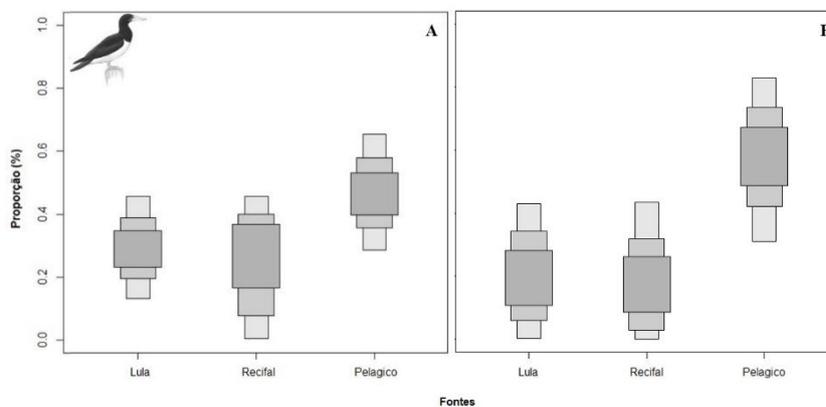


Figura 159: Nicho isotópico de *Sula leucogaster* evidenciando o achatamento do nicho e a diminuição dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ no período pós-rompimento.

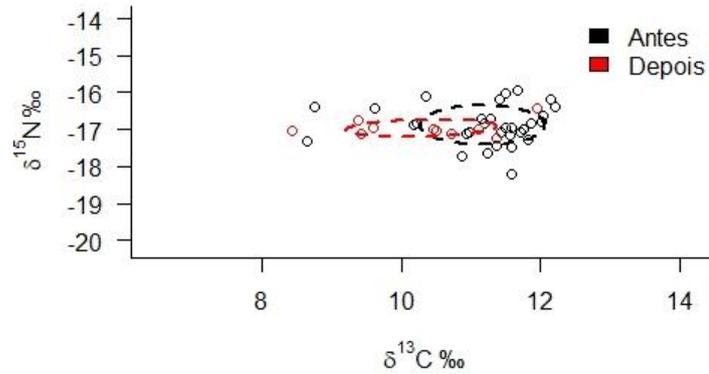


Figura 160: Dieta de *Thalassarche chlororhynchos* durante o período pré-rompimento

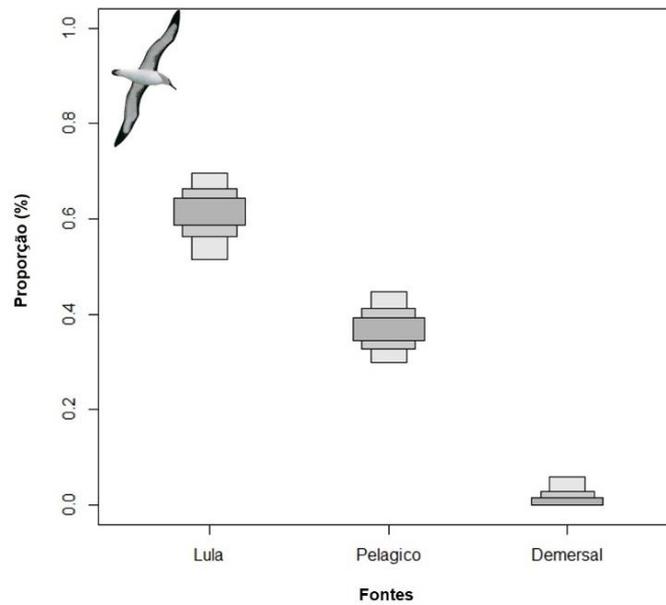


Tabela 89: Contribuição dos itens alimentares (%) avaliados com intervalo de confiança (CI) de 95%, com base nos modelos de mistura Bayesianos desenvolvidos. NA: não se aplica; NC: dados não coletados.

Espécie	Lula		Peixes		Água Viva		Inseto		Peixes Recifais		Peixes Pelágicos		Peixes Demersais	
	pré	pós	pré	pós	pré	pós	pré	pós	pré	pós	pré	pós	pré	pós
<i>P. arminjoniana</i>	62–87	58–78	0–15	0–7	0–11	0–5	8–20	19–34	NA	NA	NA	NA	NA	NA
<i>P. aethereus</i>	0–12	0–14	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0–42	4–32	52–96	62–90	NA	NA
<i>S. leucogaster</i>	13–45	2–46	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1–48	1–47	28–64	30–82	NA	NA

Espécie	Lula		Peixes		Água Viva		Inseto		Peixes Recifais		Peixes Pelágicos		Peixes Demersais	
	pré	pós	pré	pós	pré	pós	pré	pós	pré	pós	pré	pós	pré	pós
<i>T. chlororhynchos</i>	50-68	NC	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	30-44	NC	0-7	NC

3.3.5 Uso de habitats e rastreamento

3.3.5.1 Distribuição espacial de aves marinhas

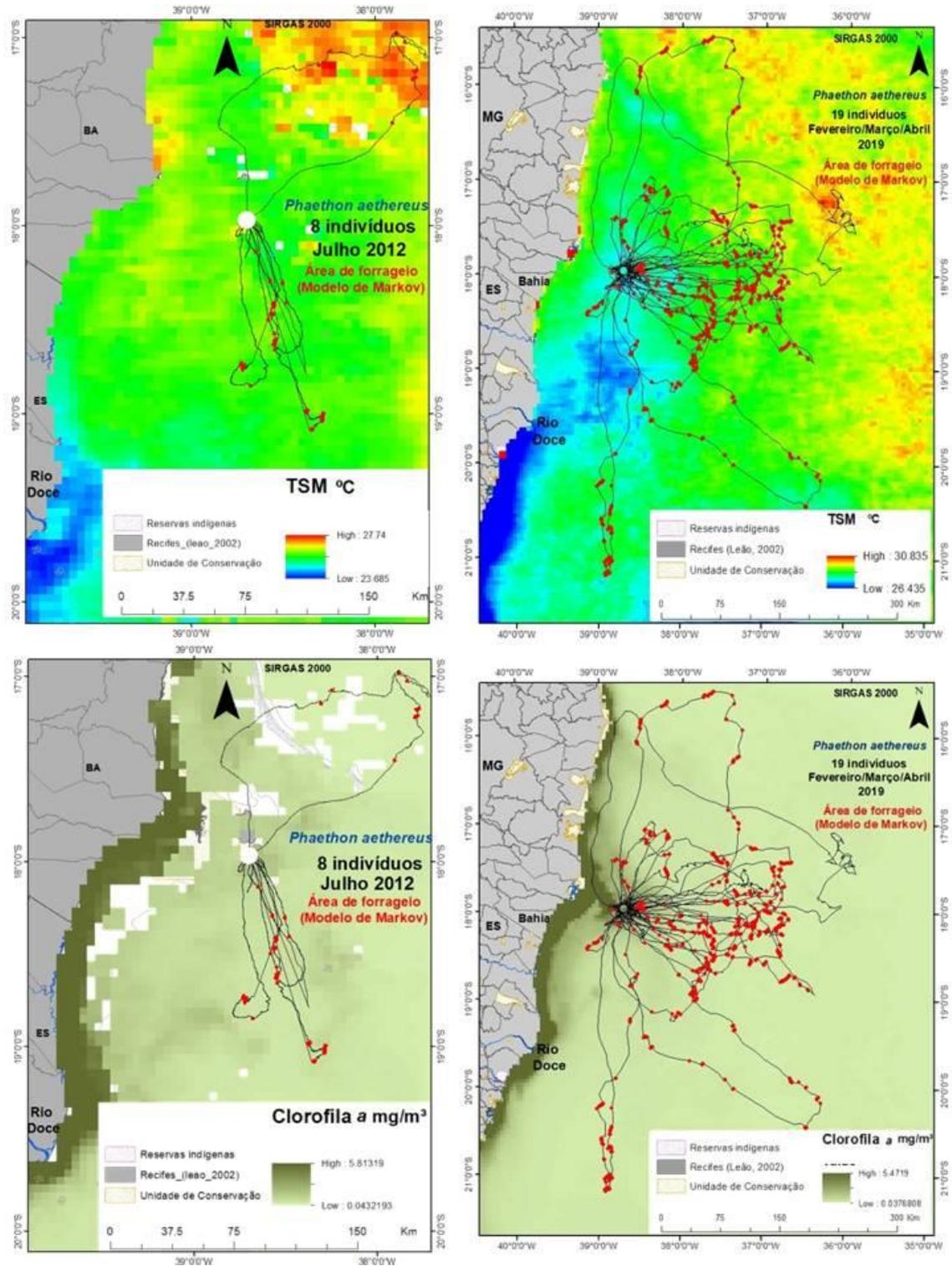
Phaethon aethereus

Em 2012, *P. aethereus* utilizou uma área menor de forrageio em relação a 2019 (Figura 161) – de 1178,06 km² para 13.792,04 km² (Tabela 90) – e também ficou menos tempo no mar – 1 a 2 dias em 2012, e até 8 dias em 2019. Em 2012, a direção predominante foi sul/sudeste, e apenas um indivíduo deslocou-se para nordeste da colônia em Abrolhos. Em 2012 nenhum indivíduo ultrapassou a quebra da plataforma continental, enquanto em 2019 alguns indivíduos ultrapassaram. Em 2012, as aves rastreadas ficaram a uma distância média de 213 km da foz do Rio Doce, enquanto em 2019 a distância foi de 253 km. O esforço de deslocamento, medido pela sinuosidade da trajetória, foi em torno de 1,33 em 2012 e 1,96 em 2019. Em 2012, a distância máxima média percorrida foi de 64,89 km, e a distância total média percorrida foi de 186,29 km, enquanto em 20129 foi de 195 km e 720 km, respectivamente. As áreas em vermelho na Figura 161 representam as áreas de forrageio, obtidas a partir dos modelos de Markov. Assim como o uso do espaço, a área de forrageio também aumentou em 2012 em relação a 2019. Em 2012, era de 18,58 km² e em 2019 foi de 2.951 km² (Tabela 91).

Tabela 90: Média dos dados de rastreamento para as três espécies analisadas pré e pós-rompimento da barragem.

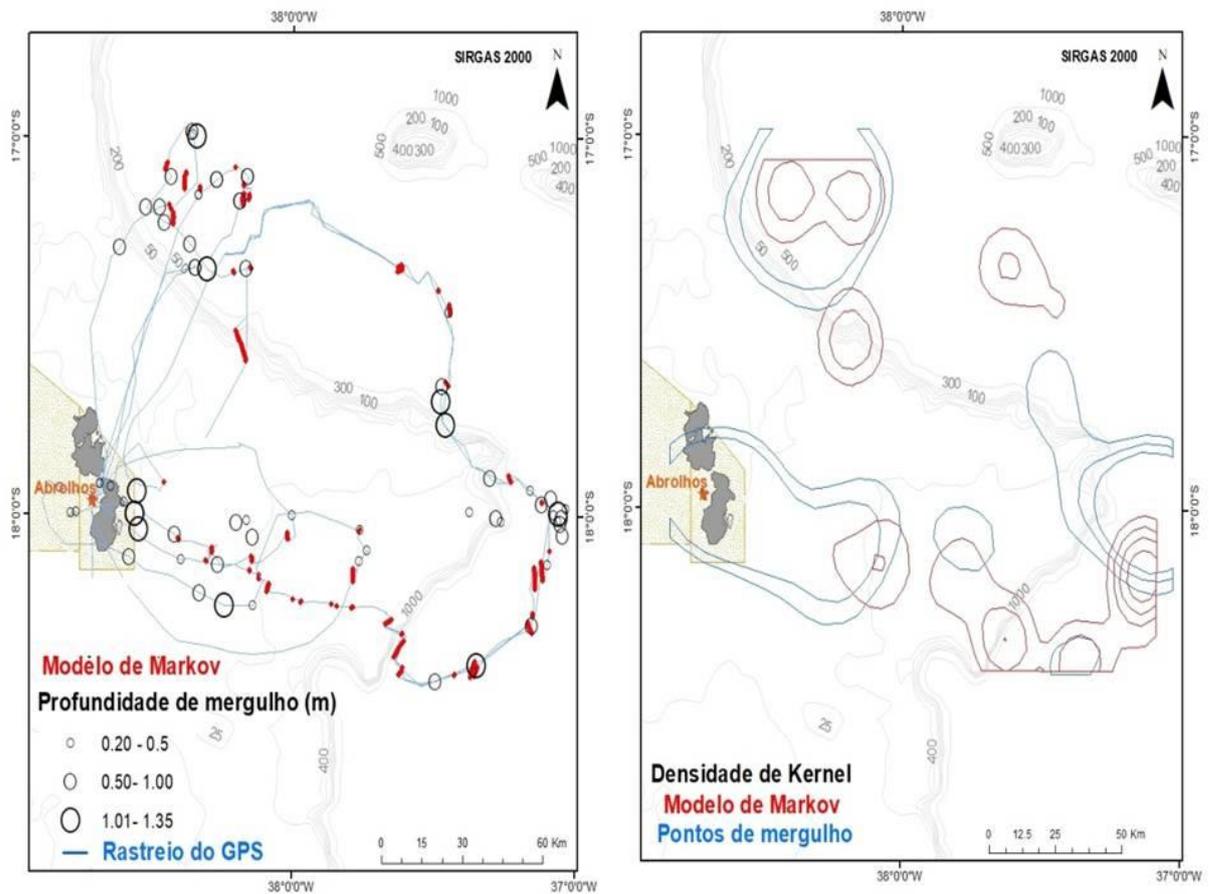
Espécie	Área 95% km ²	Distância da foz Rio Doce km	Distância total percorrida km	Distância máxima Percorrida km	TSM (°C)	Clorofila a (mg/m ³)	Batimetria (m)	Sinuosidade
<i>P. aethereus</i> 2012	1178,0	213,0	186,2	64,9	25,2	0,57	36,5	1,33
<i>P. aethereus</i> 2019	774,5	253,6	613,9	195,4	28,7	0,18	1571,7	1,95
<i>S. leucogaster</i> 2013	316,4	220,0	109,8	24,8	26,1	26,15	0,8	12,15
<i>S. leucogaster</i> 2019	1491,4	209,8	550,2	74,2	25,0	55,39	1,2	4,5
<i>T. chlororhynchos</i> 2015	2457786,8	2444,4	14481,5	2415,4	11,1	2,70	1957,0	2,64
<i>T. chlororhynchos</i> 2019	4263639,6	260	817,8	745,7	-	-	202	0,7

Figura 161: Áreas de forrageio de *Phaethon aethereus* nos períodos pré (esquerda) e pós-rompimento (direita), sobrepostos às imagens com dados de temperatura superficial do mar (acima) e clorofila a (abaixo).



A partir dos dados de sensor de pressão do modelo de Markov, foi possível verificar que as atividades de alimentação, em 2019, ocorreram além da quebra da plataforma continental, a nordeste e sudeste de Abrolhos (Figura 162).

Figura 162: Áreas de forrageio de *P. aethereus* no arquipélago dos Abrolhos em 2012. À esquerda, mapa demonstrando áreas de alimentação identificadas pelo modelo de Markov (em vermelho) e pelo sensor de pressão (círculos pretos). À direita, áreas de alimentação estimados pelo método de Kernel a partir de dados do modelo de Markov (vermelho) e do sensor de pressão (vermelho)



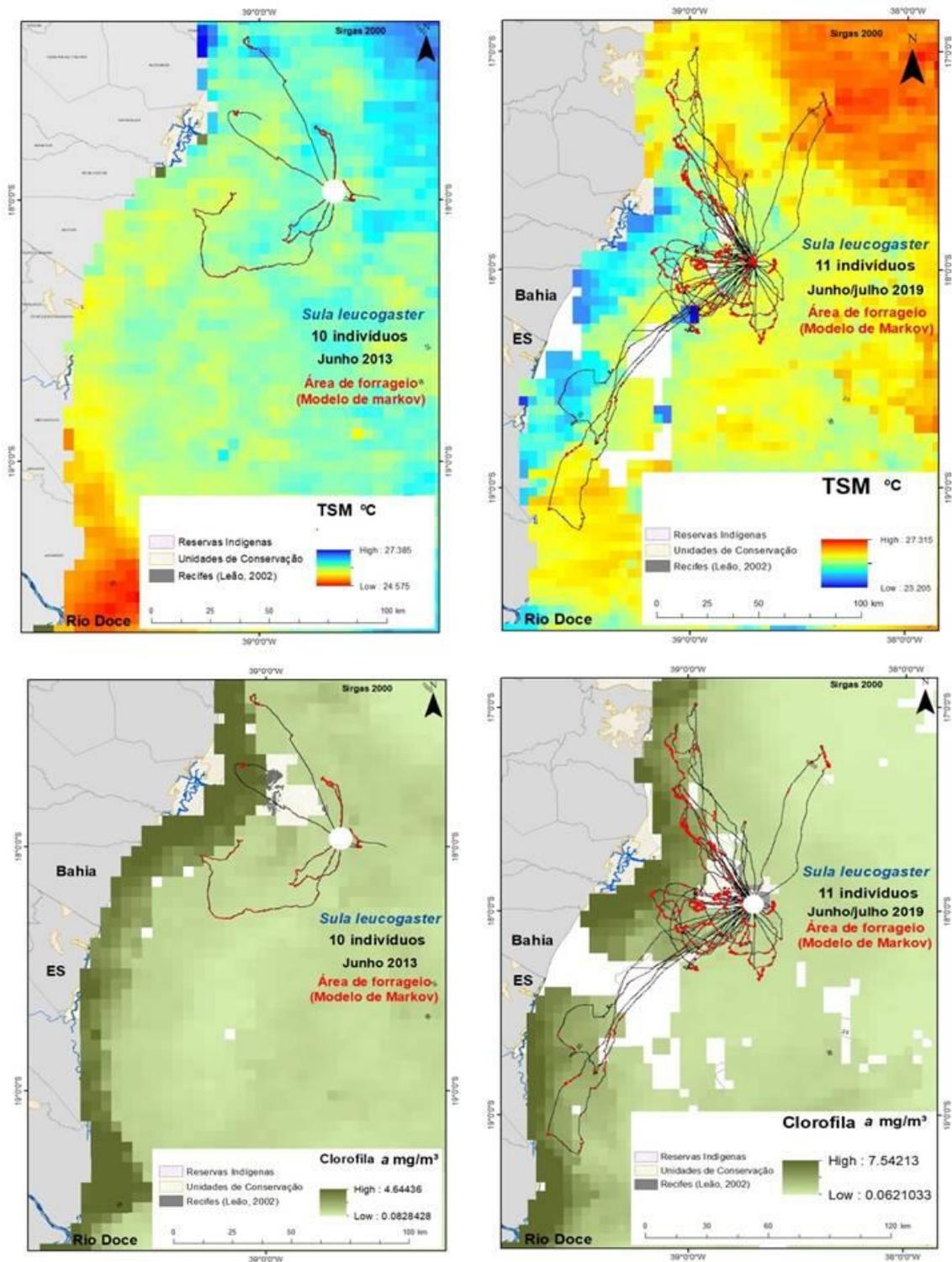
Sula leucogaster

Os indivíduos rastreados em 2013 mantiveram-se preferencialmente antes da quebra da plataforma continental, em águas com de cerca de 26,15 metros de profundidade. No geral, a área de uso aumentou consideravelmente em 2019 (Tabela 91). A área aumentou assim como a média de batimetria, que foi de 55,39 metros (Tabela 91), já que podemos observar que um indivíduo foi além da quebra da plataforma continental. Outros dois foram em direção à foz do Rio Doce, ficando a uma distância média de 50 km da Foz (Figura 163).

Tabela 91: Comparação do uso do espaço para alimentação das aves entre os períodos pré e pós-acidente.

Espécie	Período reprodutivo (km ²)		Período não reprodutivo (km ²)	
	Uso espaço	Forrageio	Uso espaço (km ²)	Forrageio
<i>P. aethereus</i> 2012	1178,0	18,6	-	-
<i>P. aethereus</i> 2019	13.792,0	2951,0	-	-
<i>S. leucogaster</i> 2013	4287,6	498,8	-	-
<i>S. leucogaster</i> 2019	9104,4	6519,8	-	-
<i>T. chlororhynchos</i> 2015	5401995,32	542,94	364964,01	35,80
<i>T. chlororhynchos</i> 2019	4605431,06	4189981,06	266438,39	215028,01

Figura 163: Áreas de forrageio de *S. leucogaster* nos períodos pré (esquerda) e pós-rompimento (direita), sobrepostos às imagens com dados de temperatura superficial do mar (acima) e clorofila a (abaixo).

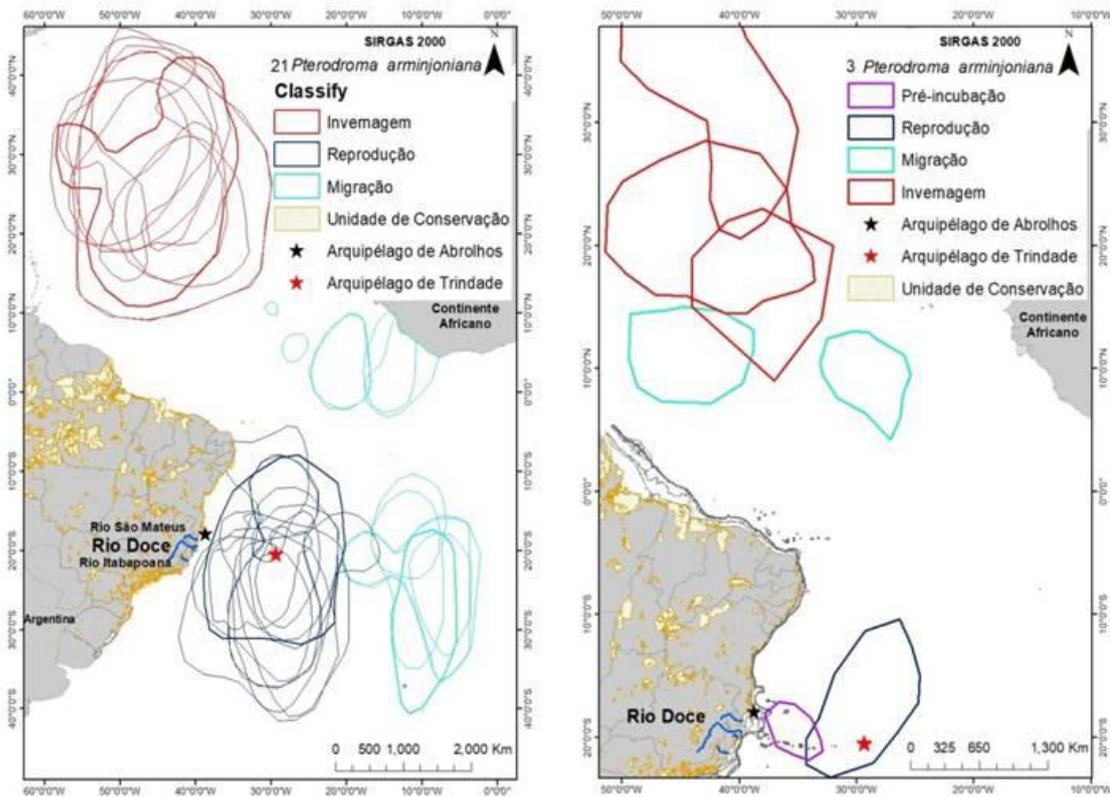


Pterodroma arminjoniana

No período reprodutivo, a espécie utiliza amplas áreas do Atlântico Sul no entorno da ilha da Trindade, permanecendo a uma distância média de 1400 km da foz do Rio Doce. O período em que a ave utiliza a área costeira atingida pelos rejeitos é o pré-incubatório (LEAL et al., 2017).

As análises dos dados de rastreamento remoto, de modo comparativo entre pré e pós-rompimento, não apresentaram diferenças no uso das áreas, inclusive no período em que a ave se aproxima das adjacências da foz do Rio Doce (Figura 164). No entanto, o período pós-rompimento da barragem refere-se a somente 3 indivíduos rastreados, uma vez que os aparelhos são colocados em um ano e retirados no ano seguinte, após completarem a migração para o Atlântico Norte.

Figura 164: Rastreamento de *Pterodroma arminjoniana* nos períodos pré (esquerda) e pós (direita) rompimento

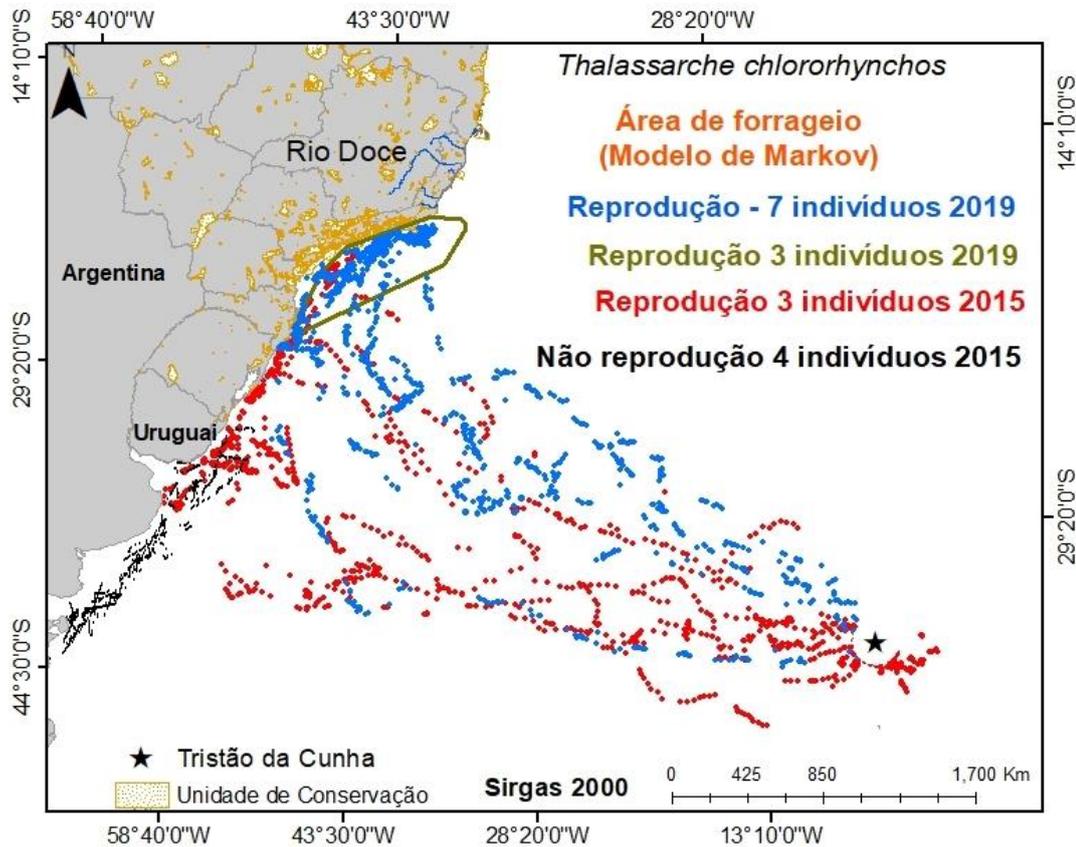


Thalassarche chlororhynchos

Os indivíduos rastreados antes do rompimento da barragem reproduzem-se no Arquipélago de Tristão da Cunha, o qual se localiza a 3300 km da foz do Rio Doce. Durante o período reprodutivo, os indivíduos rastreados utilizaram uma ampla área da costa brasileira para alimentação, cobrindo toda a região sul e boa parte da região sudeste (Figura 165). Os dez indivíduos rastreados pós-rompimento permaneceram na região sudeste e, em seguida, sete deles se deslocaram para o arquipélago de

Tristão da Cunha, enquanto os outros três permaneceram utilizando a costa do estado do Espírito Santo e norte do Rio de Janeiro, sobre a plataforma continental (Figura 165).

Figura 165: *Thalassarche chlororhynchos* rastreados nos períodos pré (pontos pretos e vermelhos) e pós (polígono verde e pontos azuis) rompimento da barragem.



3.3.6 Demografia e reprodução

3.3.6.1 Estimativa de tamanho populacional, fenologia reprodutiva, e sucesso reprodutivo

Estimativa de tamanho populacional

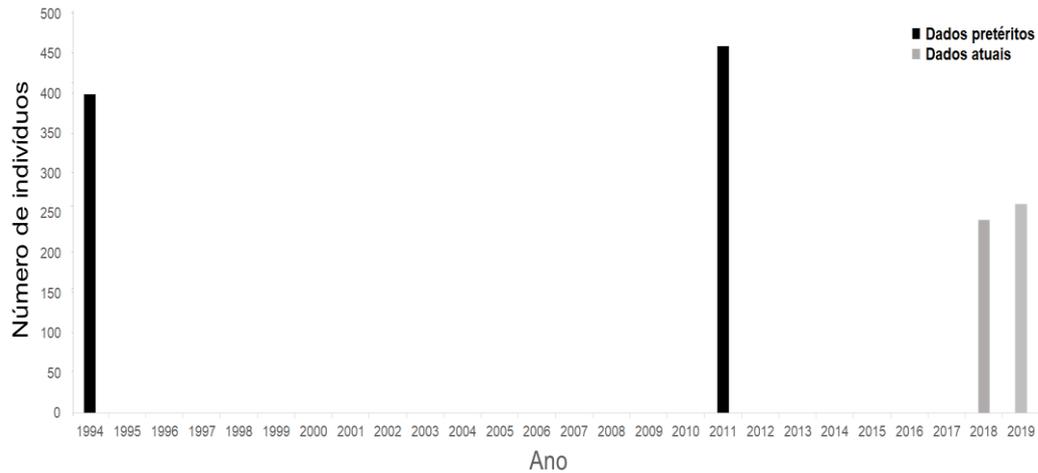
Na busca realizada na bibliografia sobre informações a respeito dos tamanhos populacionais das aves marinhas nidificantes em Abrolhos foram encontrados artigos científicos entre 1969 e 2011 para *S. leucogaster* e entre 1991 e 2012 para *P. aethereus*. No entanto, em relação à população de *S. hirundinacea* que se reproduz nas ilhas do Espírito Santo, pouca informação foi encontrada. Assim, foram utilizados dados de anilhamento disponibilizados pelo Sistema Nacional de Anilhamento do CEMAVE/ICMBio.

Atobá-marrom *Sula leucogaster*

Apesar dos dados pretéritos disponíveis não possibilitarem a geração de tendências seguras sobre os tamanhos populacionais das espécies nidificantes em Abrolhos, verifica-se que a população pretérita

de *S. leucogaster* estimada em 400 a 500 aves (ALVES et al., 1997). Por outro lado, contagens atuais realizadas pela equipe do projeto e/ou pela equipe do PARNAM Abrolhos, utilizando o mesmo método, mas com um esforço padronizado e quinzenal, estimaram apenas 242 indivíduos em 2018 e 262 em 2019 (Figura 166).

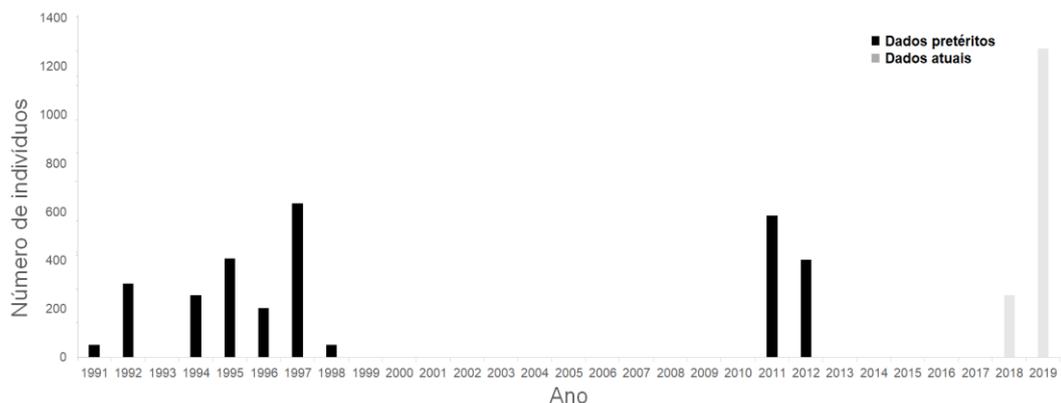
Figura 166: Tamanhos populacionais de *Sula leucogaster* nidificantes em Abrolhos, estimados ao longo dos anos por contagem de ninhos ativos, provenientes de dados pretéritos (barra preta) e dados atuais (barra cinza).



Rabo-de-palha-de-bico-vermelho *Phaethon aethereus*

Por outro lado, a população de *P. aethereus* apresentou uma tendência de crescimento na década de 1990 (Figura 167), seguida por uma aparente estabilidade entre estes valores obtidos na década atual, já relatada por MANCINI et al. (2016). É necessário destacar que os dados pretéritos não possibilitam a geração de tendências seguras sobre tais populações, por terem sido obtidos de forma pontual e sem padronização.

Figura 167: Tamanhos populacionais de *Phaethon aethereus* nidificantes em Abrolhos, estimados ao longo dos anos por dados de anilhamento. Dados pretéritos (barra preta), e dados atuais (barra cinza), obtidos através da contagem de ninhos ativos pela equipe.

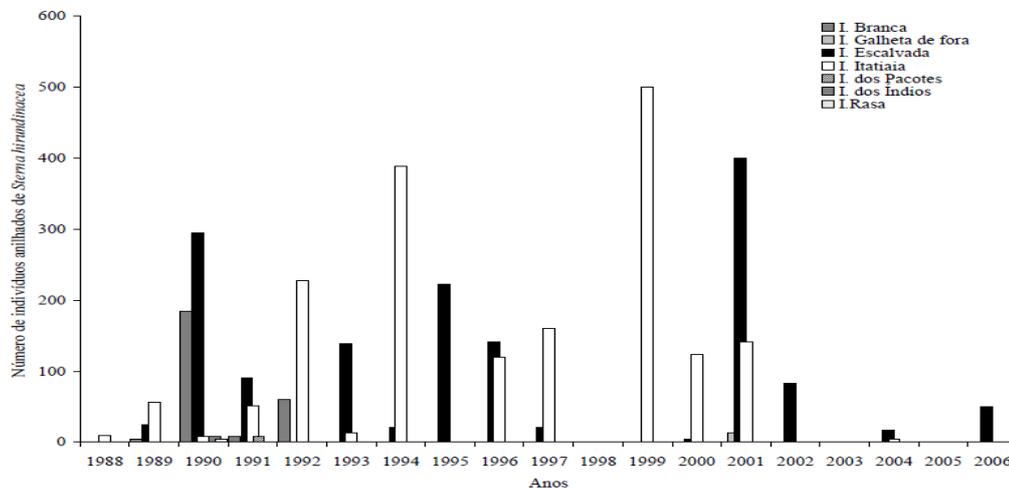


Trinta-réis-de-bico-vermelho *Sterna hirundinacea*

Em relação à *S. hirundinacea*, dados pretéritos colhidos em relatórios da Associação Vila-Velhense de Proteção Ambiental - AVIDEPA e encaminhados ao CEMAVE/ICMBio (MESTRE, 2006), relatam a captura e marcação de 3609 indivíduos entre 1988 e 2006 em sete ilhas no estado do Espírito Santo (Ilhas Escavada, Itatiaia, Branca, Galheta de Fora, dos Índios, dos Pacotes e Rasa). A Figura 168 mostra a distribuição dos números de aves capturadas ao longo destes anos.

Na expedição de julho foram registrados apenas dois ninhos ativos da espécie contabilizando um ovo e um filhote.

Figura 168: Tamanhos populacionais estimados por anilhamento realizado pela Associação Vila-Velhense de Proteção Ambiental - AVIDEPA entre 1988 e 2006 em sete ilhas no estado do Espírito Santo. Figura retirada de MESTRE (2006).

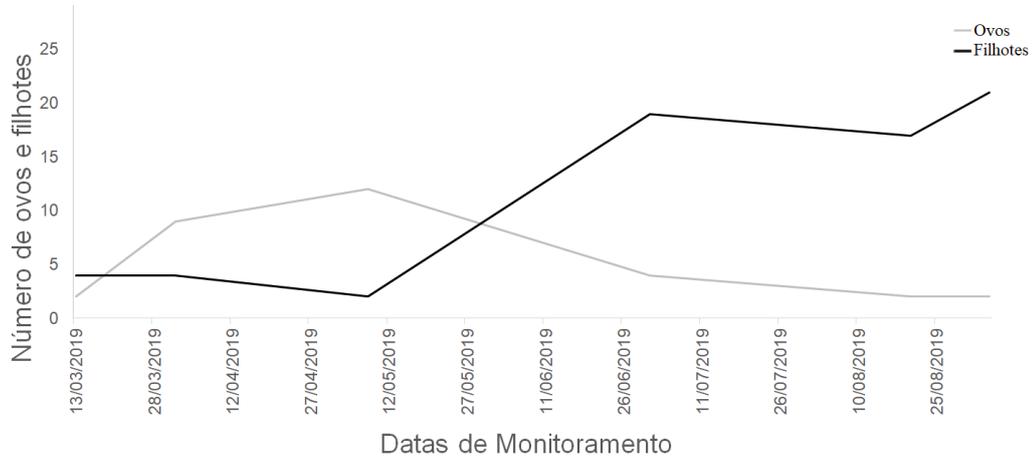


Fenologia reprodutiva

Atobá-marrom *Sula leucogaster*

O estudo da fenologia reprodutiva de *S. leucogaster* mostra que entre março e abril o número de ovos aumenta e o número de filhotes diminui, indicando o início de um ciclo reprodutivo. O pico reprodutivo é atingido em meados de maio e a partir daí a postura de ovos diminui e os filhotes seguem em desenvolvimento até o final de junho (Figura 169). A partir de junho os filhotes continuam em desenvolvimento e as posturas seguem declinando, indicando o final do período reprodutivo.

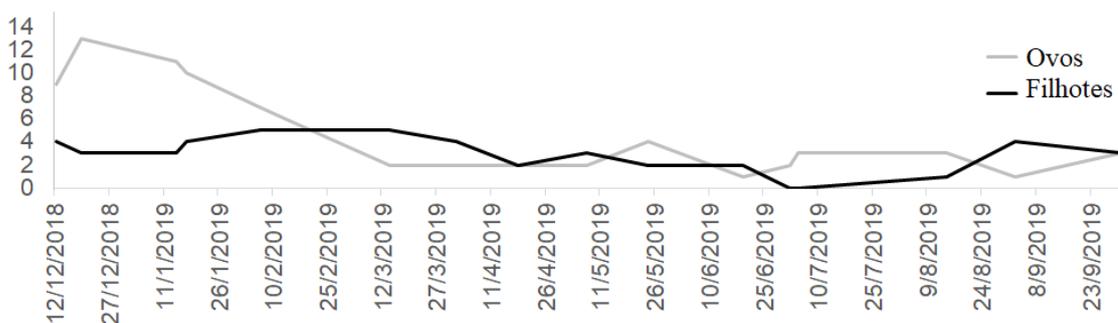
Figura 169: Desenvolvimento de ovos e filhotes de *S. leucogaster* monitorados entre março e julho de 2019 na ilha Santa Bárbara, Arquipélago dos Abrolhos.



Rabo-de-palha-de-bico-vermelho *Phaethon aethereus*

Por outro lado, a fenologia reprodutiva de *P. aethereus* mostra um primeiro pico reprodutivo em meados de dezembro (Figura 170), quando a quantidade de ninhos com ovos começa a diminuir. Entre março e setembro foram registrados poucos ninhos ativos, indicando um período de baixa intensidade reprodutiva.

Figura 170: Desenvolvimento de ovos e filhotes de *P. aethereus* monitorados entre dezembro de 2018 e julho de 2019 na ilha Santa Bárbara, Arquipélago dos Abrolhos.



Trinta-réis-de-bico-vermelho *Sterna hirundinacea*

Não foi possível construir a fenologia reprodutiva de *S. hirundinacea* devido à dificuldade na coleta de dados e a pequena quantidade de ninhos ativos encontrados na colônia no Espírito Santo.

Sucesso reprodutivo

Atobá-marrom *Sula leucogaster*

Na bibliografia científica, não foram encontrados dados pretéritos sobre monitoramento de ninhos no arquipélago dos Abrolhos e, portanto, não foi possível estimar o sucesso reprodutivo da espécie para

o período pré-rompimento. No entanto, incluímos dados produzidos em trabalhos na década de 1990 por um dos pesquisadores da presente equipe (MÁRCIO A. EFE – dados não publicados). A partir de dados de anilhamento, verificou-se que, em 1990, foram marcados, nas ilhas Sueste e Redonda, 79 filhotes de *S. leucogaster*, sendo 27 com mais de 12 semanas de idade. Em 1991, foram marcados, nas ilhas Santa Bárbara, Sueste e Redonda, 62 filhotes, sendo 20 com mais de 12 semanas de idade. Esses dados não possibilitam a geração de tendências seguras sobre o sucesso reprodutivo na área, apenas mostram a quantidade de ovos eclodidos e de filhotes que obtiveram sucesso na década de 1990 no arquipélago dos Abrolhos.

Em maio de 2019, foram marcados e vistoriados 23 ninhos ativos e, em junho, foram marcados e acompanhados 12 ninhos na Ilha Santa Bárbara. O estágio reprodutivo dos ninhos para esta espécie variou entre casais com ovos e filhotes de diversas idades, demonstrando uma reprodução assíncrona. Nos 35 ninhos monitorados ocorreram 47 posturas, das quais 13 não tiveram sucesso (27,7%), 29 obtiveram sucesso de eclosão (61,7%) e, até início de outubro, 12 filhotes concluíram o desenvolvimento e saíram do ninho (25,5%), pois a reprodução ainda está em curso. Dos ninhos com insucesso, nove tiveram seus ovos predados.

Rabo-de-palha-de-bico-vermelho *Phaethon aethereus*

Em 2011 foram registrados 253 ninhos na Ilha Santa Bárbara (MÁRCIO A. EFE – dados não publicados), dos quais 209 estavam ativos com ovo, e 116 eclodiram. Portanto, em 2011, o sucesso de eclosão dos ovos foi de 55,5%. Em 2012, 89 ninhos encontravam-se ativos com ovo, e 52 eclodiram. Portanto, em 2012, o sucesso de eclosão dos ovos foi de 58,4%.

Desde 2018 o monitoramento dos ninhos está sendo realizado de forma padronizada nos picos reprodutivos da espécie, incluindo o monitoramento regular de uma parcela de ninhos de *P. aethereus*. Até o momento, nos 50 ninhos monitorados, ocorreram 43 posturas, das quais 25 não tiveram sucesso (58,1%), 15 obtiveram sucesso de eclosão (34,9%) e, até início de outubro, 12 filhotes concluíram o desenvolvimento e saíram do ninho (27,9%). Dos ninhos com insucesso, 23 tiveram seus ovos predados.

Trinta-réis-de-bico-vermelho *Sterna hirundinacea*

Na bibliografia científica, não foram encontradas informações sobre monitoramento de ninhos nas ilhas do Espírito Santo, não sendo possível estimar o sucesso reprodutivo da espécie para o período pré-rompimento. No entanto, de acordo com relatório produzido no passado foram registrados 490 ninhos na temporada reprodutiva de 1994 na ilha Itatiaia (MÁRCIO A. EFE – dados não publicados). Nos 58 ninhos, foram postos 93 ovos, dos quais 40 eclodiram (*i.e.* sucesso de eclosão = 43%).

Em relação aos dados atuais, diante das dificuldades na coleta de dados relatadas acima e à pequena quantidade de ninhos ativos encontrados na ilha Itatiaia, não foi possível estimar o sucesso reprodutivo desta espécie. Embora não houvesse no plano de trabalho a previsão de acompanhamento regular desta colônia para estimativa de parâmetros reprodutivos.

3.3.7 Contagens no mar e na costa

3.3.7.1 Encalhes de aves marinhas nas adjacências da Foz do Rio Doce

Durante o período compreendido entre outubro de 2018 e junho de 2019, foram registradas 24 espécies de aves (Figura 171), num total de 276 registros, e as espécies mais abundantes foram *S. leucogaster* (132 registros) (Figura 172), *Puffinus puffinus* (39 registros) (Figura 173), *Sterna hirundo* (24 registros) (Figura 174), *Larus dominicanus* (13 registros) (Figura 175) e *Fregata magnificens* (13 registros) (Figura 176), que juntos corresponderam a 80% do total de ocorrências. As demais espécies tiveram entre 1 e 8 registros apenas.

O número de registros foi maior nas praias do estado do Rio de Janeiro ($n = 227$). A Tabela 92 mostra o número de encalhes de aves vivas e mortas, apenas nas praias do Espírito Santo.

Figura 171: Número de aves, por espécie, registradas pelo PMP-BC/ES encalhadas nas praias na região de estudo, no período de outubro de 2018 a abril de 2019.

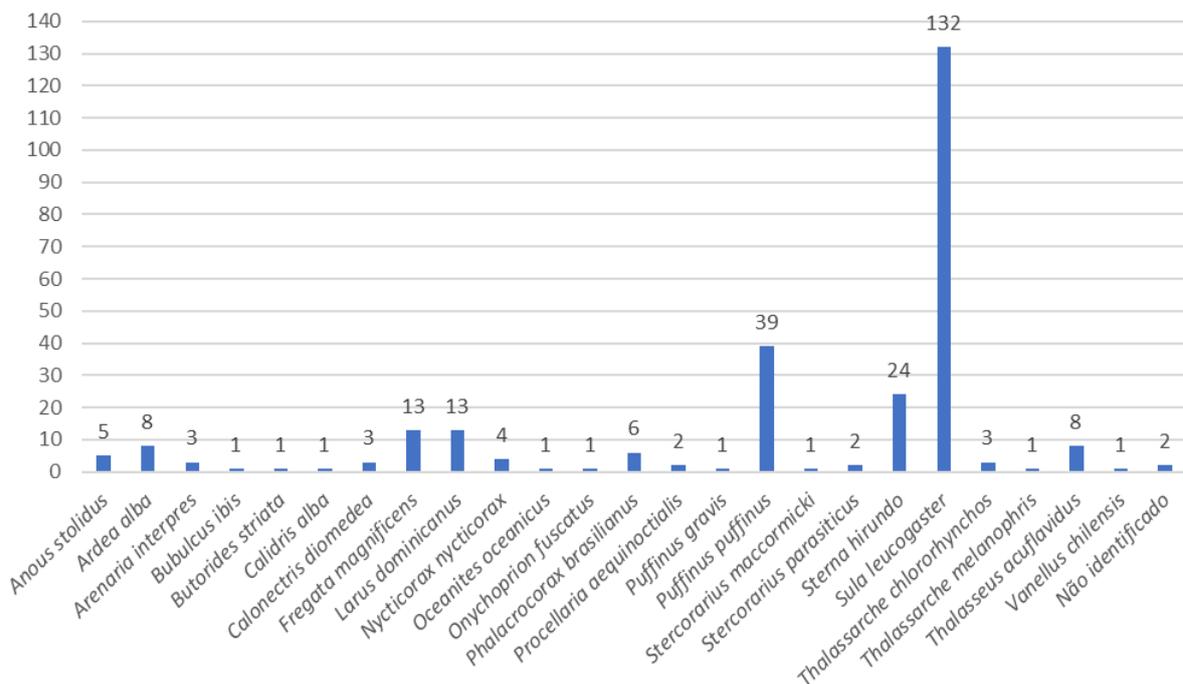


Figura 172: Mapa com a distribuição dos encalhes de *Sula leucogaster* monitorados pelo PMP BC/ES.

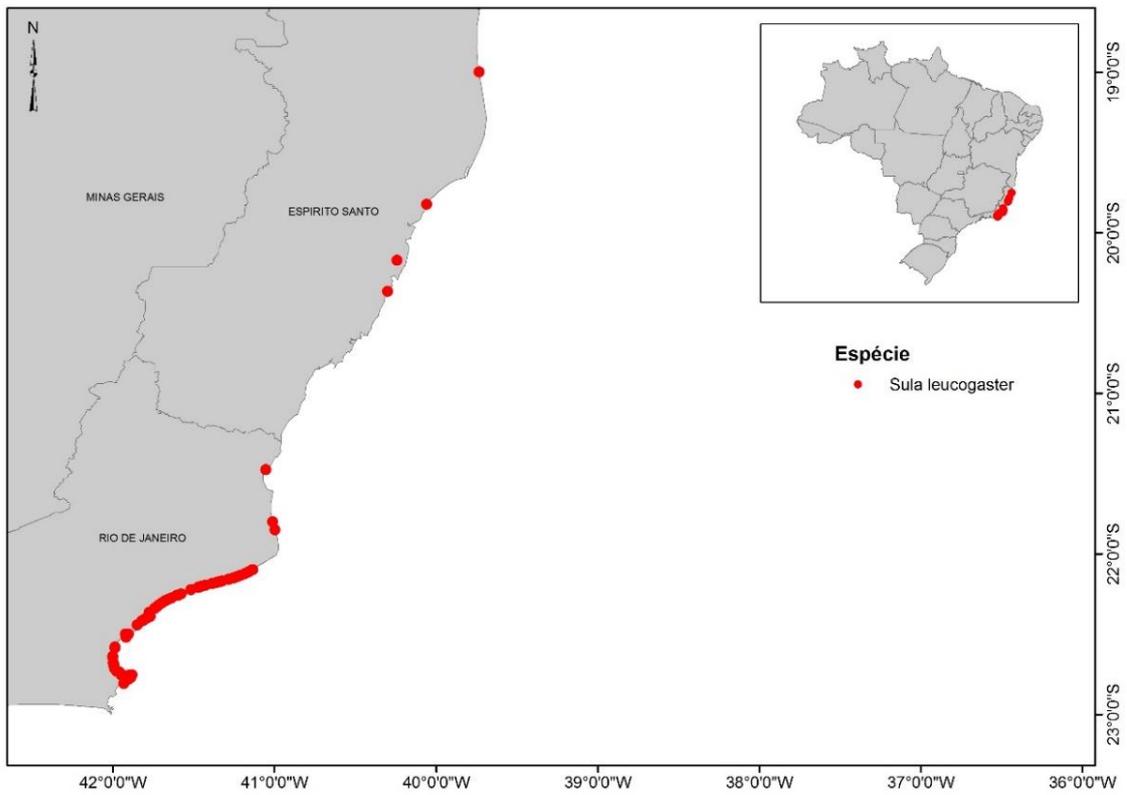


Figura 173: Mapa com a distribuição dos encalhes de *Puffinus puffinus* monitorados pelo PMP BC/ES.

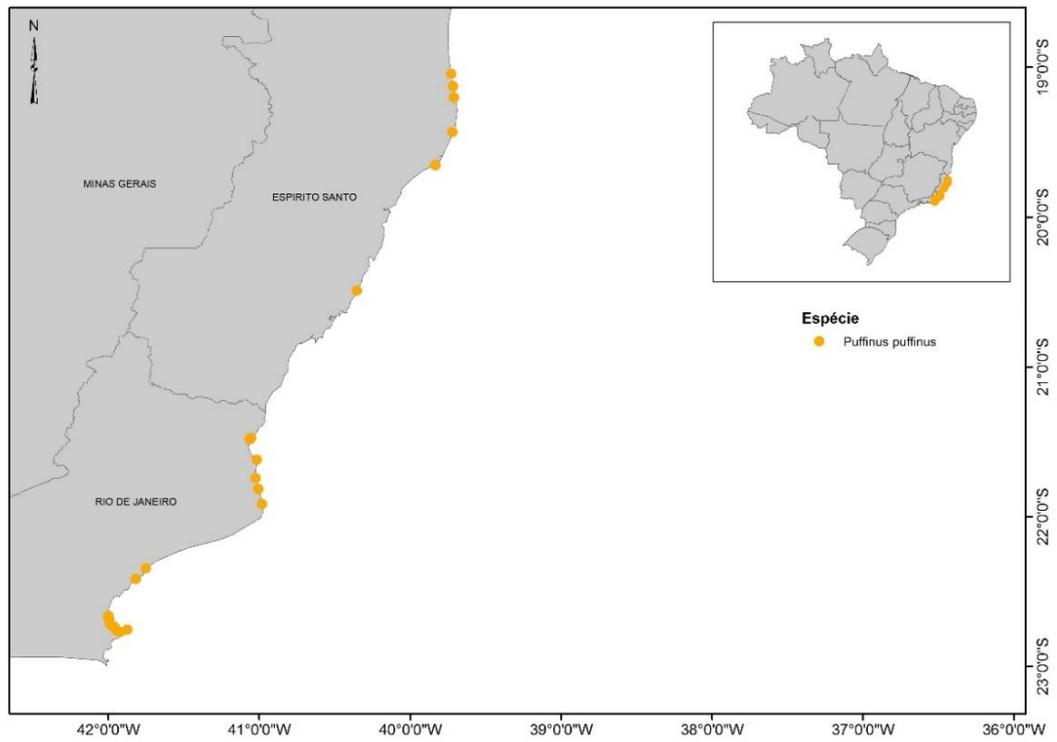


Figura 174: Mapa com a distribuição dos encalhes de *Sterna hirundo* monitorados pelo PMP BC/ES.

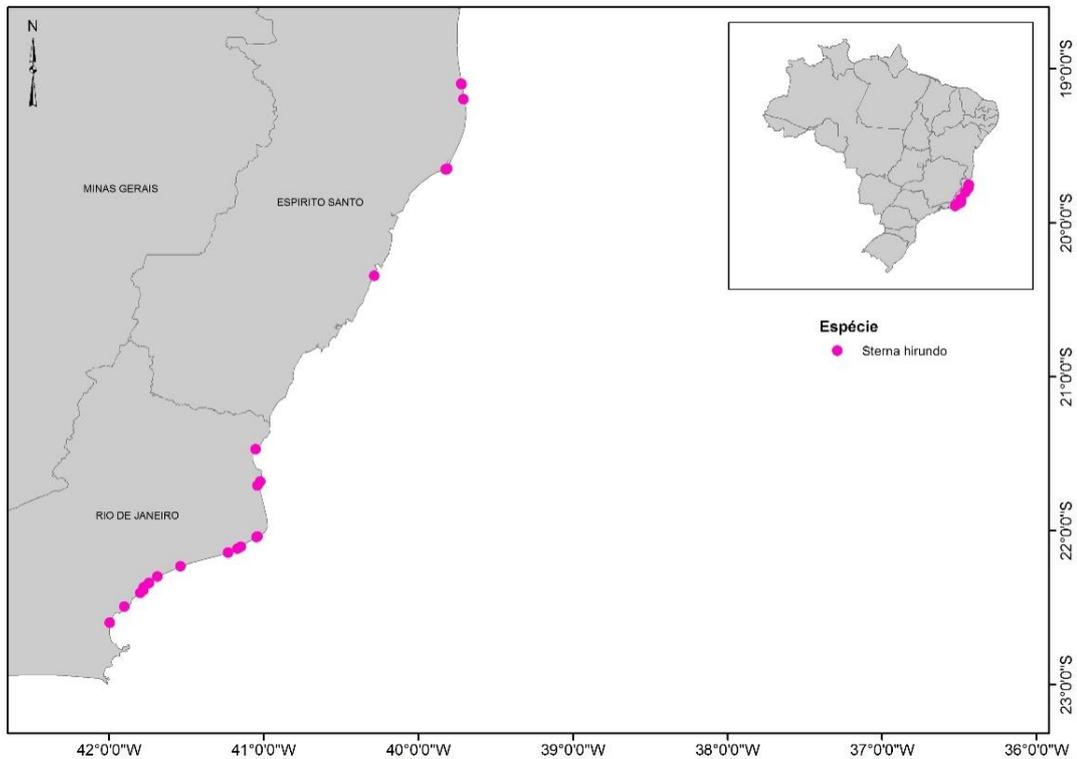


Figura 175: Mapa com a distribuição dos encalhes de *Larus dominicanus* monitorados pelo PMP BC/ES.

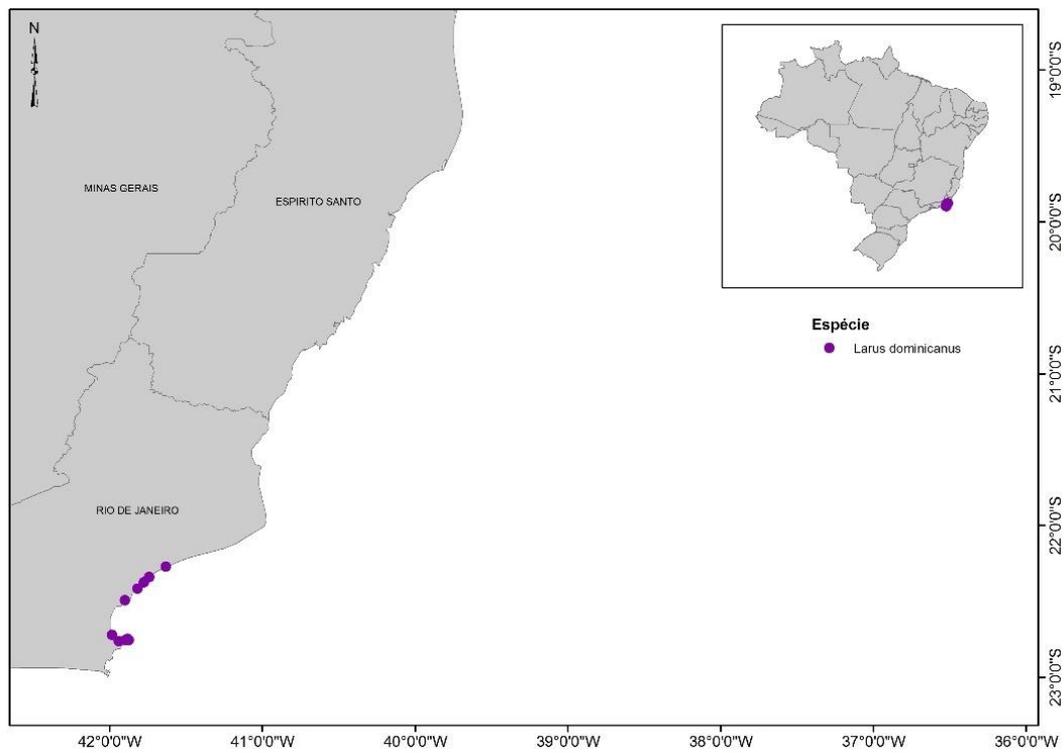


Figura 176: Mapa com a distribuição dos encalhes de *Fregata magnificens* monitorados pelo PMP BC/ES.

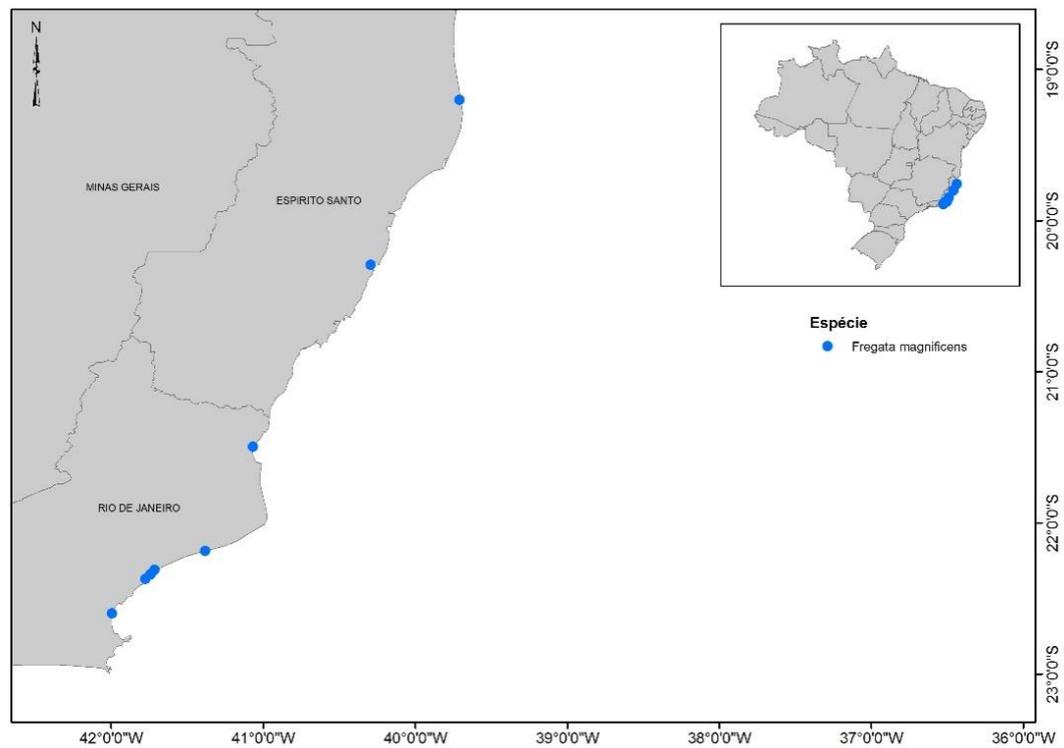


Tabela 92: Número de aves registradas por praia, apenas no litoral do estado do Espírito Santo, no período de outubro de 2018 a junho de 2019 pelo PMP-BC/ES.

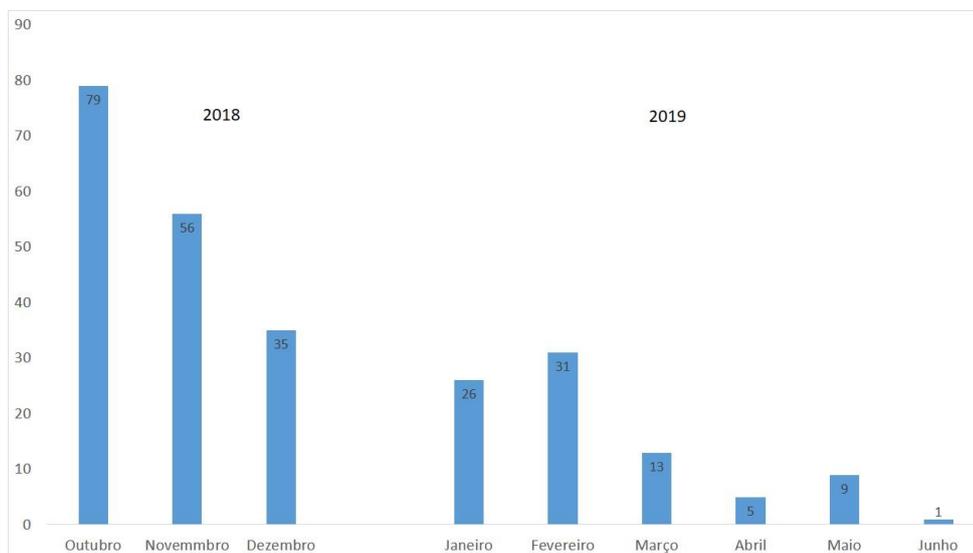
	Morto	Vivo	Total
Barra do Jucu		2	2
Bicanga		1	1
Camburi		2	2
Comboios	1		1
Curva da Jurema		1	1
Desconhecida	1	8	9
Itaparica	6	2	8
Itapuã	1		1
Manguinhos Sul	1		1
Parque Jacaraípe		1	1
Pontal do Ipiranga	2	2	4
Povoação	1	1	2
Praia da Costa	1		1
Praias ilha do boi		1	1
Regência		6	6
Riacho	1		1
Urussuquara	4	3	7
TOTAL	19	30	49

Considerando-se o número total de aves registradas no PMP BC/ES, foram registrados 169 (61,2%) indivíduos mortos e 107 (38,8%) vivos. Quanto ao estado de conservação/decomposição das carcaças, entre outubro de 2018 e junho de 2019, 23,1% (n = 39) foram classificados como carcaças em código 2 (frescas) e 3 (moderadas), porém a maior parte (76,9%; n = 130) encontrava-se em estágios de decomposição avançados (códigos 4 e 5).

Apesar dos meses de outubro e novembro serem apresentados como o período de maior número de encalhes de aves marinhas nesta avaliação (Figura 177), os meses de julho a outubro de 2019 não foram avaliados, pois ainda não estão disponíveis para consulta pública através da plataforma SIMBA.

As aves encontradas durante o período avaliado foram predominantemente adultas, 64,9% (n = 179); os juvenis representam 25% (n = 69) dos registros e aproximadamente 10% (n = 28) das aves não foram identificadas quanto à fase de vida.

Figura 177: Número de registros de aves no período de outubro de 2018 a junho de 2019, registrados pelo PMP-BC/ES.



3.3.7.2 Censos embarcados

Os resultados apresentados a seguir representam a coleta de dados de outubro de 2018 a setembro de 2019, totalizando doze campanhas. Os dados coletados são agrupados e analisados por estação do ano e incluem, portanto, primavera de 2018, verão, outono e inverno de 2019.

Entre outubro de 2018 e setembro de 2019, 459 h e 45 min de esforço de observação de aves marinhas foram realizados a bordo de embarcações similares (Abaeté, Mar de Abrolhos e Ilha da Trindade) sob responsabilidade da empresa Peroá Offshore. A área total em esforço foi de 1686 km² (Tabela 93, Figura 178, Figura 179).

Tabela 93: Informações gerais sobre o esforço realizado nos censos no mar entre outubro de 2018 e setembro de 2019

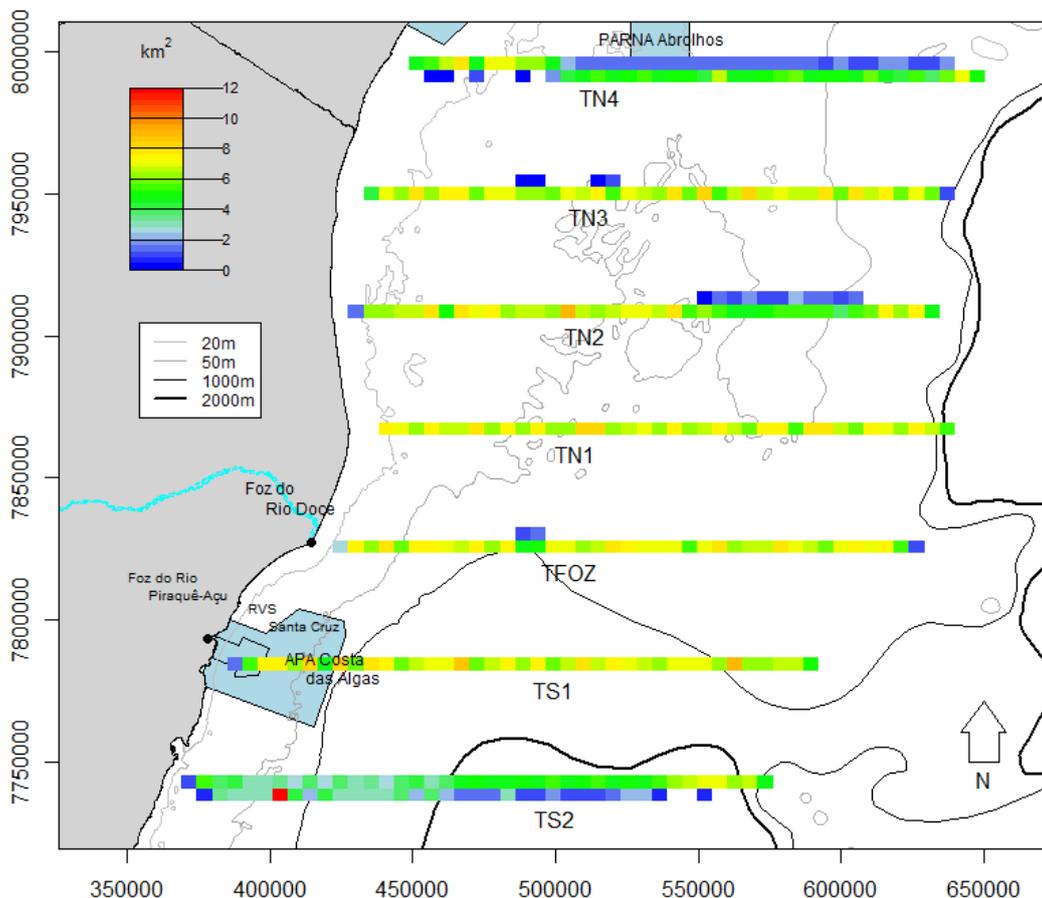
Campanha	Transecto	Data de início	Data de Fim	Tempo total em esforço (h)	Nº de Estações de Contagem	Média de Esforço por km ²
1 e 2	TFOZ	30/10/2018	01/11/2018	18h48	83	60,66085
2	TN1	01/11/2018	02/11/2018	16h24	81	60,58565
	TN2	03/11/2018	04/11/2018	15h52	79	60,26581
	TN3	04/11/2018	06/11/2018	15h55	84	59,88869
	TN4	06/11/2018	07/11/2018	15h10	85	60,17958
3	TS1	10/12/2018	11/12/2018	16h14	81	60,76519

Campanha	Transecto	Data de início	Data de Fim	Tempo total em esforço (h)	Nº de Estações de Contagem	Média de Esforço por km ²
	TS2	06/12/2018	07/12/2018	15h57	77	59,35212
4	TFOZ	14/01/2019	15/01/2019	16h09	84	60,1669
	TN1	13/01/2019	14/01/2019	17h42	90	60,21956
5	TS1	20/02/2019	21/02/2019	15h34	79	60,92308
	TS2	21/02/2019	22/02/2019	15h24	81	60,53211
6	TN2	14/03/2019	15/03/2019	16h40	84	60,48104
	TN3	15/03/2019	17/03/2019	15h39	78	60,36376
	TN4	17/03/2019	18/03/2019	15h34	80	60,22555
7	TS1	25/04/2019	26/04/2019	19h34	99	60,17005
	TS2	27/04/2019	28/04/2019	17h35	91	60,00154
8	TN3	11/05/2019	12/05/2019	18h58	96	60,18393
	TN4	13/05/2019	14/05/2019	16h36	86	60,12973
24/06/2019		24/06/2019	00h47	5		
9	TFOZ	16/06/2019	17/06/2019	18h51	96	60,0671
	TN1	18/06/2019	19/06/2019	15h47	80	60,18951
	TN2	25/06/2019	26/06/2019	15h13	82	60,02605
10	TS1	09/07/2019	10/07/2019	15h12	76	59,96049
	TS2	11/07/2019	12/07/2019	15h12	79	60,0831
11	TFOZ	08/08/2019	09/08/2019	15h06	78	59,99869
	TN1	07/08/2019	07/08/2019	3h43	18	60,50537
		28/08/2019	29/08/2019	13h02	70	
TN2	29/08/2019	30/08/2019	15h06	79	60,09677	
11 e 12	TN3	31/08/2019	01/09/2019	17h12	92	60,50589
12	TN4	01/09/2019	02/09/2019	14h49	78	59,4792
TOTAL				459h45	2351	1686,00731

Figura 178: Observadores de bordo durante esforço de observação de aves marinhas na embarcação Mar de Abrolhos.



Figura 179: Representação do esforço amostral realizado sobre as transecções entre outubro de 2018 e setembro de 2019. O esforço amostral está representado em uma malha com 4 x 4 km² de resolução, na qual a escala de cores indica o somatório de km² percorridos durante os meses de primavera (outubro, novembro e dezembro), verão (janeiro, fevereiro e março) e outono (abril, maio e junho) e inverno (julho, agosto e setembro). Unidades de Conservação estão representadas: Refúgio da Vida Silvestre de Santa Cruz (RVS Santa Cruz), Área de Proteção Ambiental Costa das Algas (APA Costa das Algas) e Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (PARNA Abrolhos).



3.3.7.3 Composição da comunidade de aves marinhas e sua distribuição na Foz do Rio Doce e águas adjacentes

Ao longo de doze campanhas, em 1088 ocasiões foram registradas aves marinhas (Tabela 94, Tabela 97, Figura 181, Figura 182, Figura 183, Figura 184), considerando os registros em sua totalidade (aves identificadas e não identificadas em nível específico; aves registradas durante os censos contínuos e instantâneos; aves estacionárias; e registros fora do esforço amostral). A frequência de ocorrência de aves marinhas variou espacialmente (entre as transecções) e temporalmente (entre as estações do ano) (Tabela 95). Em 86,6% dos registros foi possível a identificação em nível de espécie (Tabela 94), sendo 28 espécies registradas de 7 famílias distintas. Dentre estas espécies, 10 são consideradas residentes no Brasil, 12 espécies são migrantes do Hemisfério Sul, enquanto seis são migrantes do Hemisfério Norte (Tabela 94). Em nível global, sete espécies estão enquadradas em categorias de ameaça e mais nove espécies, embora constem como pouco preocupantes, apresentam tendências

de diminuição da população (Tabela 94). Em nível regional, 10 espécies estão em categorias de ameaça, sendo cinco destas consideradas residentes no Brasil (Tabela 94).

As transecções com maior diversidade de espécie foram TS1 e TN2 com 18 espécies registradas em cada (Tabela 95). Na transecção TS1 foi registrado o maior número de espécies exclusivas, ou seja, três dentre 18 espécies foram registradas somente nesta transecção (Tabela 95). Outono e inverno foram as estações com maior riqueza, sendo 19 espécies registradas. Na primavera e no verão foram registradas 17 e 14 espécies, respectivamente (Tabela 95, Figura 180, Figura 181 e Figura 182).

As aves foram registradas com maior frequência nas transecções TN4 e TFOZ (Tabela 95). O inverno foi a estação do ano com maior frequência de registros de aves (Tabela 95). As espécies *S. dactylatra*, *Puffinus gravis* e *Fregata magnificens* tiveram frequência mais elevada. Além disso, *S. dactylatra*, *F. magnificens*, *Puffinus puffinus*, *S. leucogaster* e *Oceanites oceanicus* foram registradas em todas transecções, e em todas as estações do ano (Tabela 95).

Tabela 94: Espécies registradas entre outubro de 2018 e junho de 2019 na Foz do Rio Doce e águas adjacentes considerando os registros em sua totalidade (aves identificadas e não identificadas em nível específico; aves registradas durante os censos contínuos e instantâneos; aves estacionárias; e registros fora do esforço amostral). Abreviação: LC, Menos Preocupante; NT, Quase ameaçada; VU, vulnerável; EN, Em Perigo; NA, Não Aplicável; CR, Criticamente em Perigo; R, Residente; MN, Migrante do Hemisfério Norte; MS, Migrante do Hemisfério Sul.

Ordem	Família	Espécie ¹	Nome comum	Estado de Conservação		Origem ¹
				IUCN Red List ²	Portaria MMA 444/2014	
Charadriiformes	Sternidae	<i>Anous stolidus</i>	trinta-réis-escuro	LC	LC	R
Procellariiformes	Procellariidae	<i>Calonectris borealis</i>	bobo-grande	LC	LC	MN
Procellariiformes	Procellariidae	<i>Calonectris edwardsii</i>	bobo-de-cabo-verde	NT*	NT	MN
Suliformes	Fregatidae	<i>Fregata magnificens</i>	tesourão	LC	LC	R
Procellariiformes	Hydrobatidae	<i>Fregatta grallaria</i>	painho-de-barriga-branca	LC*	LC	MS
Procellariiformes	Hydrobatidae	<i>Fregatta tropica</i>	painho-de-barriga-preta	LC*	LC	MS
Procellariiformes	Hydrobatidae	<i>Oceanites oceanicus</i>	alma-de-mestre	LC	LC	MS
Procellariiformes	Hydrobatidae	<i>Oceanodroma leucorhoa</i>	painho-de-cauda-furcada	VU	LC	MN
Procellariiformes	Procellariidae	<i>Pachyptila desolata</i>	faigão-rola	LC*	LC	MS
Phaethontiformes	Phaethontidae	<i>Phaethon aethereus</i>	rabo-de-palha-de-bico-vermelho	LC*	EN	R
Phaethontiformes	Phaethontidae	<i>Phaethon lepturus</i>	rabo-de-palha-de-bico-laranja	LC*	EN	R
Procellariiformes	Procellariidae	<i>Procellaria aequinoctialis</i>	pardela-preta	VU*	VU	MS
Procellariiformes	Procellariidae	<i>Procellaria conspicillata</i>	pardela-de-óculos	VU	VU	MS
Procellariiformes	Procellariidae	<i>Pterodroma incerta</i>	grazina-de-barriga-branca	EN*	EN	MS
Procellariiformes	Procellariidae	<i>Pterodroma mollis</i>	grazina-mole	LC	NA	MS
Procellariiformes	Procellariidae	<i>Puffinus gravis</i>	bobo-grande-de-sobre-branco	LC	LC	MS
Procellariiformes	Procellariidae	<i>Puffinus griseus</i>	bobo-escuro	NT*	LC	MS
Procellariiformes	Procellariidae	<i>Puffinus puffinus</i>	bobo-pequeno	LC	LC	MN
Charadriiformes	Stercorariidae	<i>Stercorarius pomarinus</i>	mandrião-pomarino	LC	LC	MN
Charadriiformes	Sternidae	<i>Sterna hirundinacea</i>	trinta-réis-de-bico-vermelho	LC*	VU	R

Ordem	Família	Espécie ¹	Nome comum	Estado de Conservação		Origem ¹
				IUCN Red List ²	Portaria MMA 444/2014	
Charadriiformes	Sternidae	<i>Sterna hirundo</i>	trinta-réis-boreal	LC	LC	MN
Suliformes	Sulidae	<i>Sula dactylatra</i>	atobá-grande	LC*	LC	R
Suliformes	Sulidae	<i>Sula leucogaster</i>	atobá-pardo	LC*	LC	R
Suliformes	Sulidae	<i>Sula sula</i>	atobá-de-pé-vermelho	LC*	EN	R
Procellariiformes	Diomedidae	<i>Thalassarche chlororhynchos</i>	albatroz-de-nariz-amarelo	EN*	EN	MS
Procellariiformes	Diomedidae	<i>Thalassarche melanophris</i>	albatroz-de-sobrancelha	LC	NT	MS
Charadriiformes	Sternidae	<i>Thalasseus acufflavidus</i>	trinta-réis-de-bando	LC	LC	R
Charadriiformes	Sternidae	<i>Thalasseus maximus</i>	trinta-réis-real	LC	EN	R

¹Fonte: De acordo com a Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (Piacetini et al. 2015).

²Fonte: <https://www.iucnredlist.org/>. Acessado em outubro de 2019.

* Indicativo de que as populações destas espécies estão com tendência a diminuir.

Tabela 95: Frequência de ocorrência absoluta e relativa de táxons registrados entre outubro de 2018 e setembro de 2019 na Foz do Rio Doce e águas adjacentes, considerando os registros em sua totalidade (aves identificadas e não identificadas em nível específico; aves registradas durante os censos contínuos e instantâneos; aves estacionárias; e registros fora do esforço amostral). Abreviação: FO, Frequência de Ocorrência.

Táxon	FO	FO(%)	FO por transecção							FO sazonal			
			TFOZ	TN1	TN2	TN3	TN4	TS1	TS2	Primavera	Verão	Outono	Inverno
<i>Anous stolidus</i>	45	4,1	0	0	0	10	34	0	1	0	8	25	12
Ave N.I.	43	4,0	11	10	4	5	3	9	1	6	9	16	12
<i>Calonectris sp.</i>	2	0,2	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2	0
<i>Calonectris borealis</i>	27	2,5	11	2	3	4	3	2	2	2	10	15	0
<i>Calonectris edwardsii</i>	3	0,3	0	0	1	0	2	0	0	0	0	3	0
<i>Fregata sp.</i>	7	0,6	0	0	0	0	7	0	0	0	7	0	0
<i>Fregata magnificens</i>	126	11,6	20	10	13	31	44	5	3	19	19	38	50
<i>Fregetta grallaria</i>	1	0,1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Fregetta tropica</i>	1	0,1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Hydrobatidae	1	0,1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Oceanites oceanicus</i>	32	2,9	3	5	3	4	7	5	5	11	1	18	2
<i>Oceanodroma leucorhoa</i>	1	0,1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Pachyptila desolata</i>	1	0,1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Phaethon aethereus</i>	6	0,6	2	0	1	0	1	0	2	1	1	2	2
<i>Phaethon lepturus</i>	1	0,1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>Procellaria aequinoctialis</i>	7	0,6	0	0	1	1	0	4	1	1	0	1	5
<i>Procellaria conspicillata</i>	6	0,6	0	1	0	0	0	4	1	2	0	0	4
Procellariidae	10	0,9	0	0	1	0	0	9	0	7	0	1	2
<i>Pterodroma sp.</i>	1	0,1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Pterodroma incerta</i>	2	0,2	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0
<i>Pterodroma mollis</i>	3	0,3	0	1	1	0	0	1	0	2	0	0	1
<i>Puffinus sp.</i>	16	1,5	3	1	3	5	2	2	0	3	0	1	12
<i>Puffinus gravis</i>	143	13,1	12	67	33	0	0	31	0	30	0	23	90

Táxon	FO	FO(%)	FO por transecção							FO sazonal			
			TFOZ	TN1	TN2	TN3	TN4	TS1	TS2	Primavera	Verão	Outono	Inverno
<i>Puffinus griseus</i>	8	0,7	0	2	2	1	3	0	0	0	0	0	8
<i>Puffinus puffinus</i>	97	8,9	12	13	15	15	17	7	18	27	14	28	28
<i>Stercorarius sp.</i>	52	4,8	16	3	2	6	8	4	13	26	2	22	2
<i>Stercorarius pomarinus</i>	10	0,9	3	1	3	1	0	1	1	7	2	1	0
<i>Sterna sp.</i>	4	0,4	1	1	0	0	2	0	0	1	2	0	1
<i>Sterna hirundinacea</i>	4	0,4	0	0	0	0	1	0	3	0	0	1	3
<i>Sterna hirundo</i>	83	7,6	35	13	14	8	7	6	0	25	38	1	19
Sternidae	5	0,5	2	2	0	1	0	0	0	0	0	2	3
<i>Sula sp.</i>	5	0,5	0	0	0	0	5	0	0	4	0	1	0
<i>Sula dactylatra</i>	177	16,3	14	10	24	26	64	25	14	10	47	71	49
<i>Sula leucogaster</i>	48	4,4	4	7	7	4	19	5	2	12	8	17	11
<i>Sula sula</i>	7	0,6	0	1	1	2	3	0	0	4	2	1	0
<i>Thalassarche sp.</i>	8	0,7	2	0	0	1	5	0	0	0	0	8	0
<i>Thalassarche chlororhynchos</i>	38	3,5	4	2	3	5	8	9	7	0	0	21	17
<i>Thalassarche melanophris</i>	4	0,4	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	4
<i>Thalasseus acufavidus</i>	47	4,3	22	8	1	0	7	1	8	1	1	19	26
<i>Thalasseus maximus</i>	6	0,6	1	0	0	0	0	0	5	0	1	5	0
TOTAL	1088	100	181	160	137	130	254	138	88	206	173	344	365

Figura 180: Representação espacial dos registros de aves marinhas coletados durante a primavera de 2018. Unidades de Conservação estão representadas: Refúgio da Vida Silvestre de Santa Cruz (RVS Santa Cruz), Área de Proteção Ambiental Costa das Algas (APA Costa das Algas) e Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (PARNA Abrolhos). Abreviação: Ave N.I., Ave não identificada.

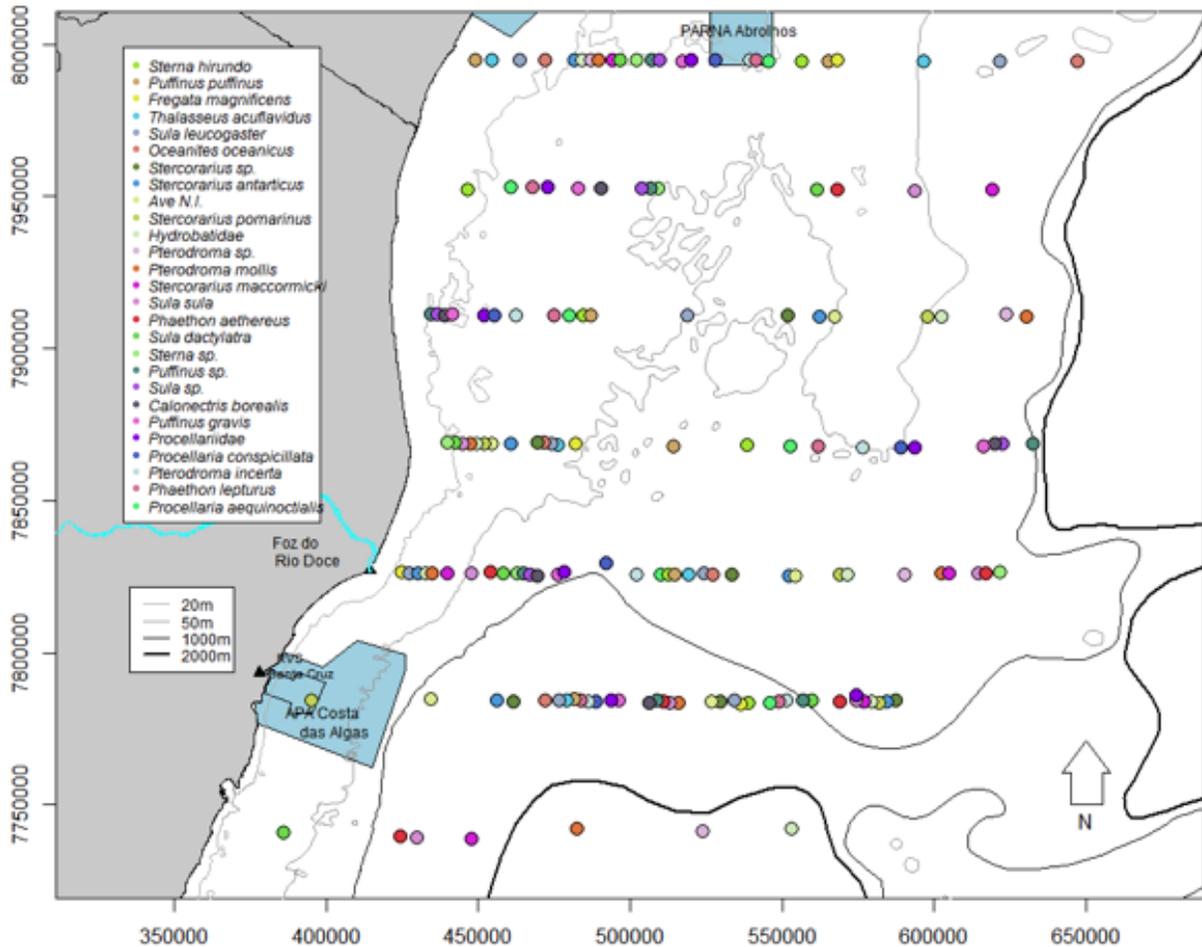


Figura 181: Representação espacial dos registros de aves marinhas coletados durante o verão de 2019. Unidades de Conservação estão representadas: Refúgio da Vida Silvestre de Santa Cruz (RVS Santa Cruz), Área de Proteção Ambiental Costa das Algas (APA Costa das Algas) e Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (PARNA Abrolhos). Abreviação: Ave N.I., Ave não identificada

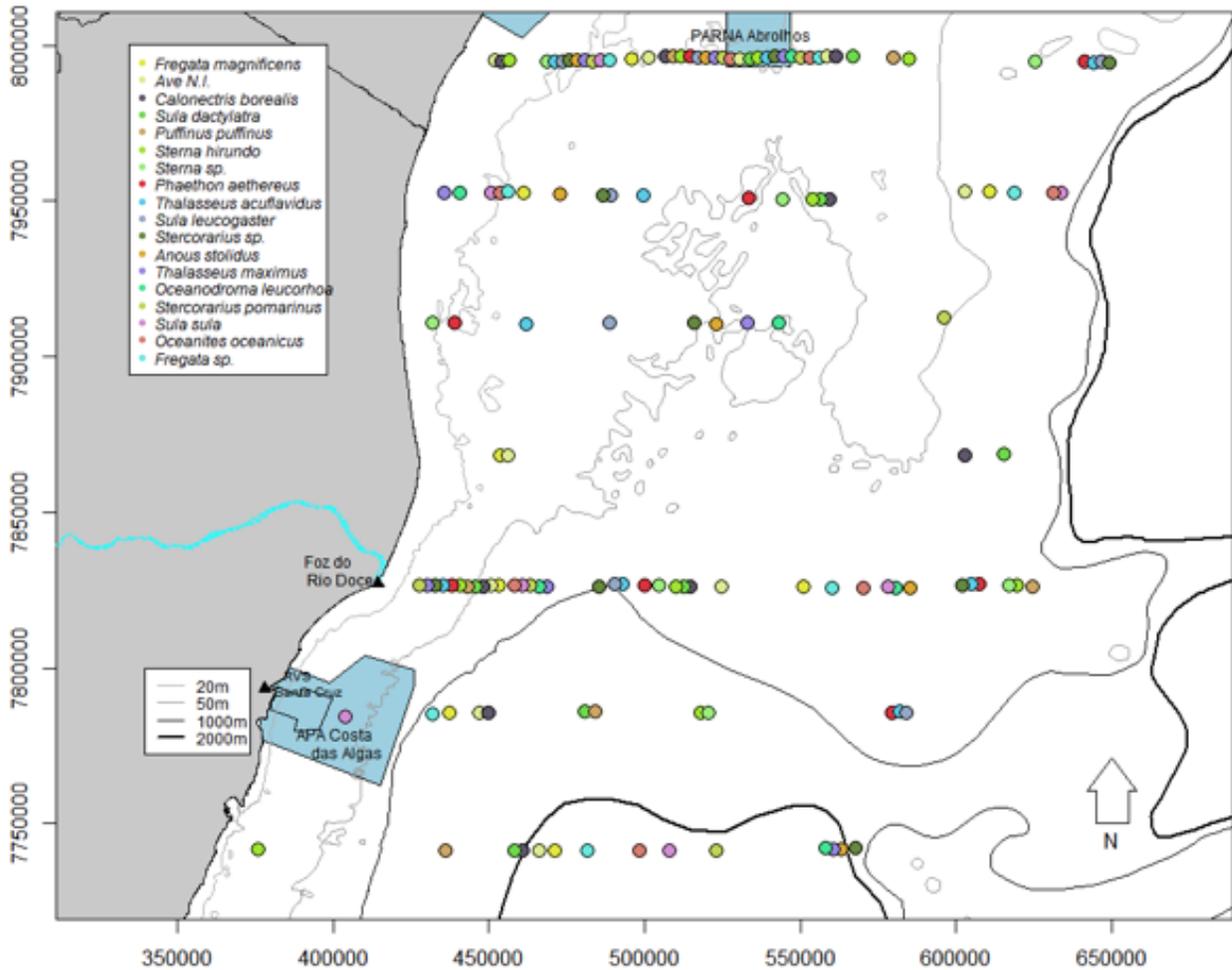


Figura 182: Representação espacial dos registros de aves marinhas coletados durante o outono de 2019. Unidades de Conservação estão representadas: Refúgio da Vida Silvestre de Santa Cruz (RVS Santa Cruz), Área de Proteção Ambiental Costa das Algas (APA Costa das Algas) e Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (PARNA Abrolhos). Abreviação: Ave N.I., Ave não identificada.

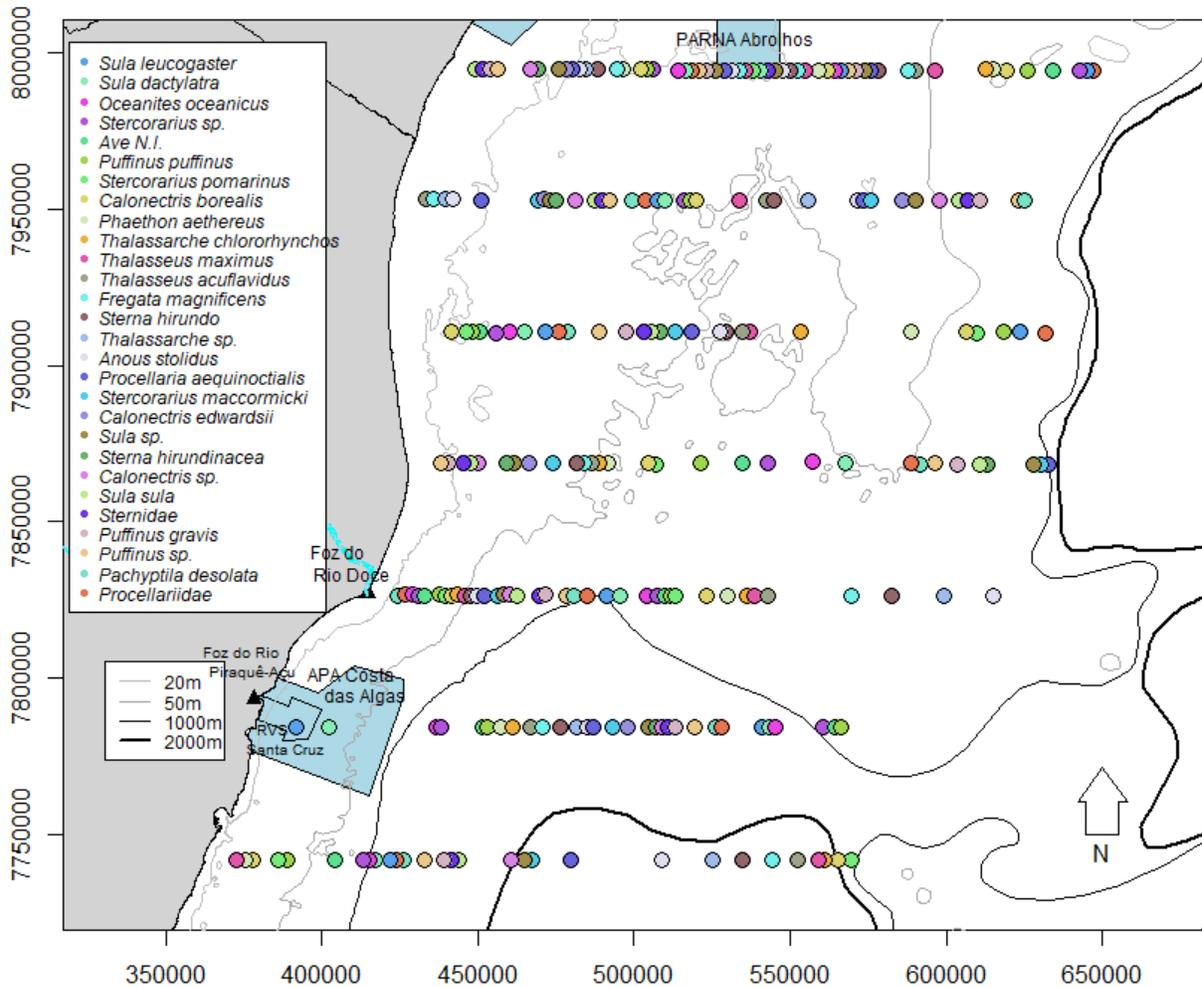
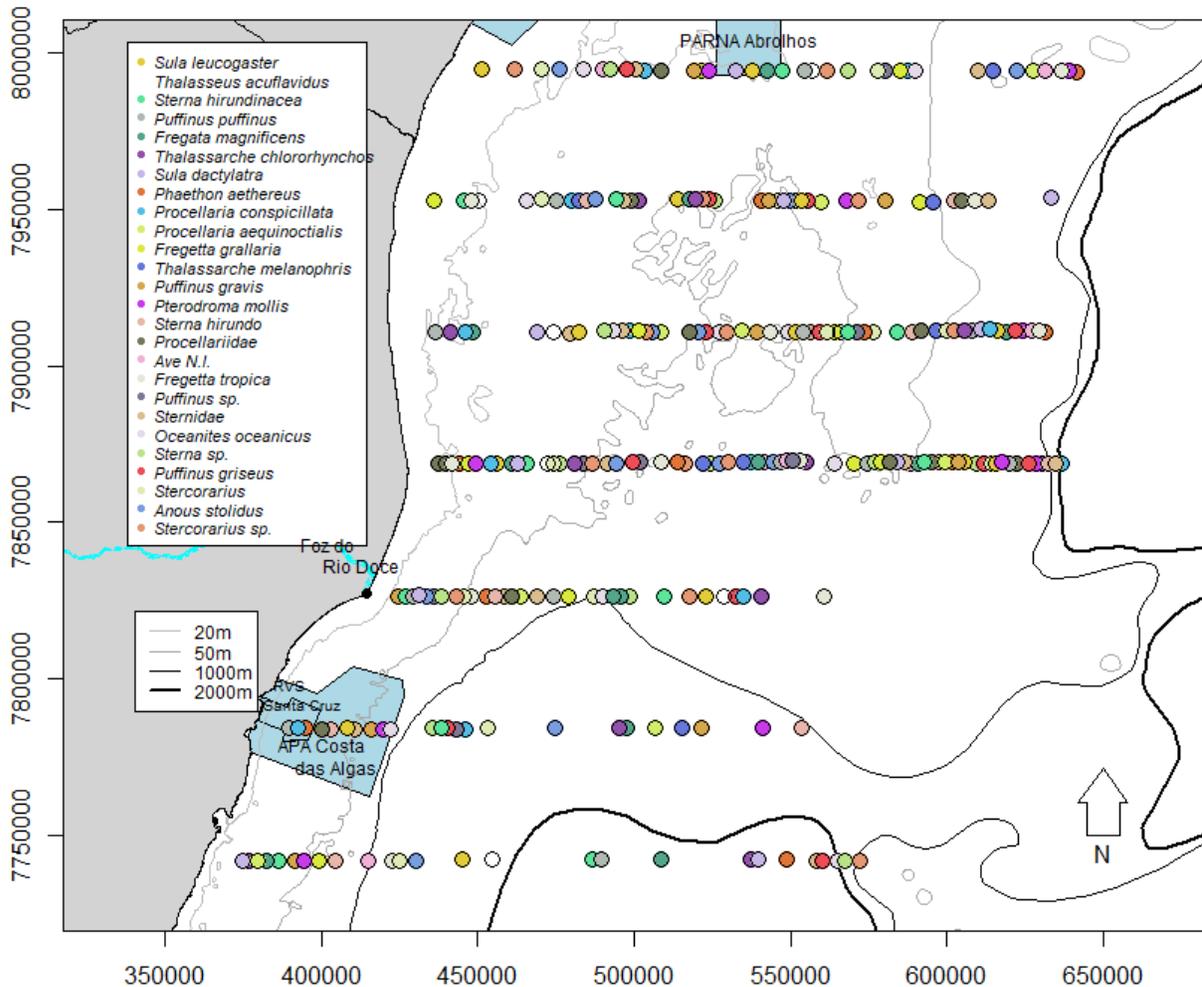


Figura 183: Representação espacial dos registros de aves marinhas coletados durante o inverno de 2019. Unidades de Conservação estão representadas: Refúgio da Vida Silvestre de Santa Cruz (RVS Santa Cruz), Área de Proteção Ambiental Costa das Algas (APA Costa das Algas) e Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (PARNA Abrolhos). Abreviação: Ave N.I., Ave não identificada



3.3.7.4 Abundância e densidade de aves marinhas na foz do rio doce e águas adjacentes

Das 1088 ocasiões em que aves marinhas foram registradas na área de estudo entre outubro de 2018 e setembro de 2019, 55% foram registradas durante a atividade de censo contínuo e/ou instantâneo (em voo); 9,5% eram aves estacionárias (pousadas); e 25,9% foram registradas fora do esforço amostral (Tabela 95).

No total, 1567 indivíduos foram observados nas quatro estações do ano, considerando os registros em sua totalidade (aves identificadas e não identificadas em nível específico; aves registradas durante os censos contínuos e instantâneos; aves estacionárias; e registros fora do esforço amostral). Porém, apenas os

dados dos censos contínuos e instantâneos foram utilizados para estimar a abundância e a densidade na área de estudo, a fim de evitar superestimativas em relação ao número de indivíduos de aves marinhas. Portanto, 796 indivíduos foram contabilizados nos censos contínuos e instantâneos e a densidade total de aves marinhas para a área de estudo é 0,472 (Tabela 96).

As espécies com maior abundância e densidade encontradas na Foz do Rio Doce e águas adjacentes durante o período amostrado foram *S. dactylatra* (n=142, D= 0,084), *P. gravis* (n =103, D=0,061), *P. puffinus* (n=96. D= 0,056) e *A. stolidus* (n= 85, D= 0,050). Para as demais espécies, menos de 55 indivíduos foram contabilizados e com densidade inferior a 0,032 (Tabela 96).

A transecção com maior densidade de aves é a TN4, enquanto a transecção TS2 possui menor densidade de aves (Tabela 96, Figura 184). A estação do ano com maior densidade de aves é o outono e a primavera possui a menor densidade de aves (Tabela 96). O índice de Shannon variou de 1,98 a 2,43 entre as transecções (Tabela 97).

Tabela 96: Abundância e densidade dos táxons registrados entre outubro de 2018 e setembro de 2019 na Foz do Rio Doce e águas adjacentes, considerando apenas aves registradas durante os censos contínuos e instantâneos.

Táxon	TRANSEÇÕES							ESTAÇÕES DO ANO				Densidade (N° de ind./km ²)
	TFOZ	TN1	TN2	TN3	TN4	TS1	TS2	Primavera	Verão	Outono	Inverno	
<i>Anous stolidus</i>	0	0	0	3	81	0	1	0	35	46	4	0,050
Ave N.I.	4	1	3	1	0	3	0	1	1	6	4	0,007
<i>Calonectris borealis</i>	6	2	1	4	0	2	1	2	5	9	0	0,009
<i>Calonectris edwardsii</i>	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3	0	0,002
<i>Fregata sp.</i>	0	0	0	0	3	0	0	0	3	0	0	0,002
<i>Fregata magnificens</i>	4	4	3	19	23	0	2	20	8	12	15	0,033
<i>Fregetta grallaria</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0,001
<i>Fregetta tropica</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0,001
Hydrobatidae	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0,001
<i>Oceanites oceanicus</i>	0	6	3	5	9	5	4	8	1	21	2	0,019
<i>Pachyptila desolata</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0,001
<i>Phaethon aethereus</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	1	0,001

Táxon	TRANSECÇÕES							ESTAÇÕES DO ANO				Densidade (Nº de ind./km ²)
	TFOZ	TN1	TN2	TN3	TN4	TS1	TS2	Primavera	Verão	Outono	Inverno	
<i>Procellaria aequinoctialis</i>	0	0	0	1	0	3	1	0	0	1	4	0,003
<i>Procellaria conspicillata</i>	0	0	0	0	0	3	1	1	0	0	3	0,002
Procellariidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0,001
<i>Pterodroma sp.</i>	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0,001
<i>Pterodroma incerta</i>	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0,001
<i>Pterodroma mollis</i>	0	1	1	0	0	1	0	2	0	0	1	0,002
<i>Puffinus sp.</i>	3	1	2	3	0	0	0	0	0	1	8	0,005
<i>Puffinus gravis</i>	17	50	15	0	0	21	0	21	0	26	56	0,061
<i>Puffinus griseus</i>	0	2	2	1	2	0	0	0	0	0	7	0,004
<i>Puffinus puffinus</i>	14	9	11	15	24	8	15	38	17	20	21	0,057
<i>Stercorarius sp.</i>	7	1	0	5	3	2	4	10	1	9	2	0,013
<i>Stercorarius pomarinus</i>	1	0	3	1	0	1	1	4	2	1	0	0,004
<i>Sterna sp.</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0,001

Táxon	TRANSECÇÕES							ESTAÇÕES DO ANO				Densidade (N°de ind./km ²)	
	TFOZ	TN1	TN2	TN3	TN4	TS1	TS2	Primavera	Verão	Outono	Inverno		
<i>Sterna hirundinacea</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0,001	
<i>Sterna hirundo</i>	16	2	3	9	4	3	0	5	21	4	7	0,022	
Sternidae	1	3	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0,002	
<i>Sula sp.</i>	0	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0	0,001	
<i>Sula dactylatra</i>	10	10	15	25	59	15	8	7	50	57	28	0,084	
<i>Sula leucogaster</i>	5	4	13	5	16	4	1	12	8	21	7	0,028	
<i>Sula sula</i>	0	1	0	1	2	0	0	3	1	0	0	0,002	
<i>Thalassarche sp.</i>	0	0	0	1	1	0	0	0	0	2	0	0,001	
<i>Thalassarche chlororhynchos</i>	3	1	2	5	6	6	4	0	0	15	12	0,016	
<i>Thalassarche melanophris</i>	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3	0,002	
<i>Thalasseus acutiflavus</i>	20	9	1	0	18	0	3	0	1	34	16	0,030	
<i>Thalasseus maximus</i>	0	0	0	0	0	0	3	0	0	3	0	0,002	
Densidade (N°de ind./km ²)	0,068	0,063	0,046	0,06	2	0,153	0,049	0,031	0,082	0,092	0,176	0,122	0,472

Tabela 97: Índice de Shannon estimado para as transecções.

Transecção	H'
TFOZ	2,43
TN1	1,99
TN2	2,28
TN3	2,32
TN4	2,1
TS1	2,43
TS2	2,35

Figura 184: Representação da densidade total (Nº de indivíduos registrados em censos contínuos ou instantâneo por km2 em esforço) na Foz do Rio Doce e águas adjacentes. A densidade está representada em uma em uma malha com 4 x 4 km2 de resolução e escala

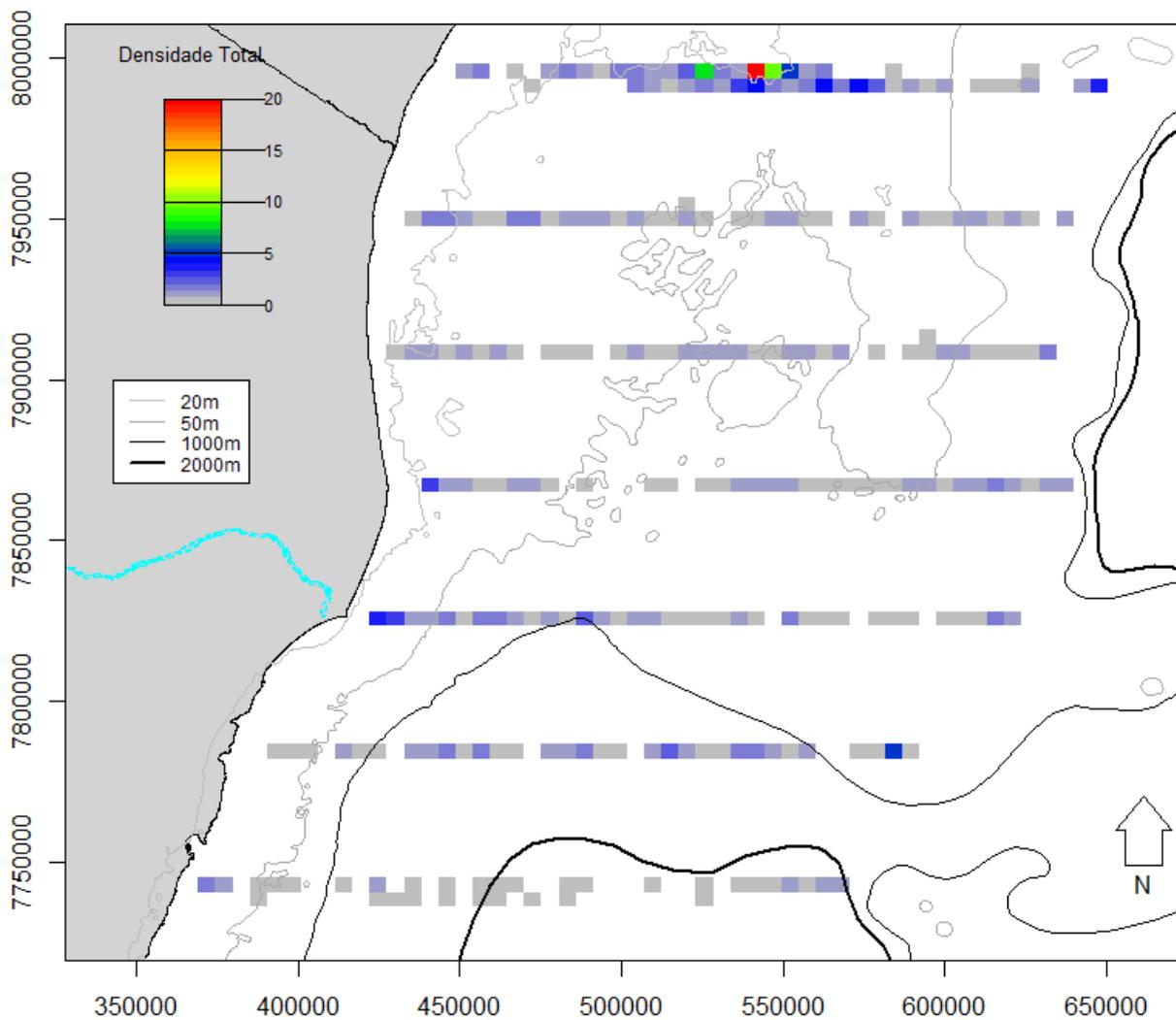


Figura 185: Representação da densidade de indivíduos da família Procellariidae (Nº de indivíduos registrados em censos contínuos ou instantâneo por km² em esforço) na Foz do Rio Doce e águas adjacentes. A densidade está representada em uma em uma malha com 4 x 4 km² de resolução e escala de cores indica o somatório da densidade de aves da família na respectiva célula. O Rio Doce está representado em azul.

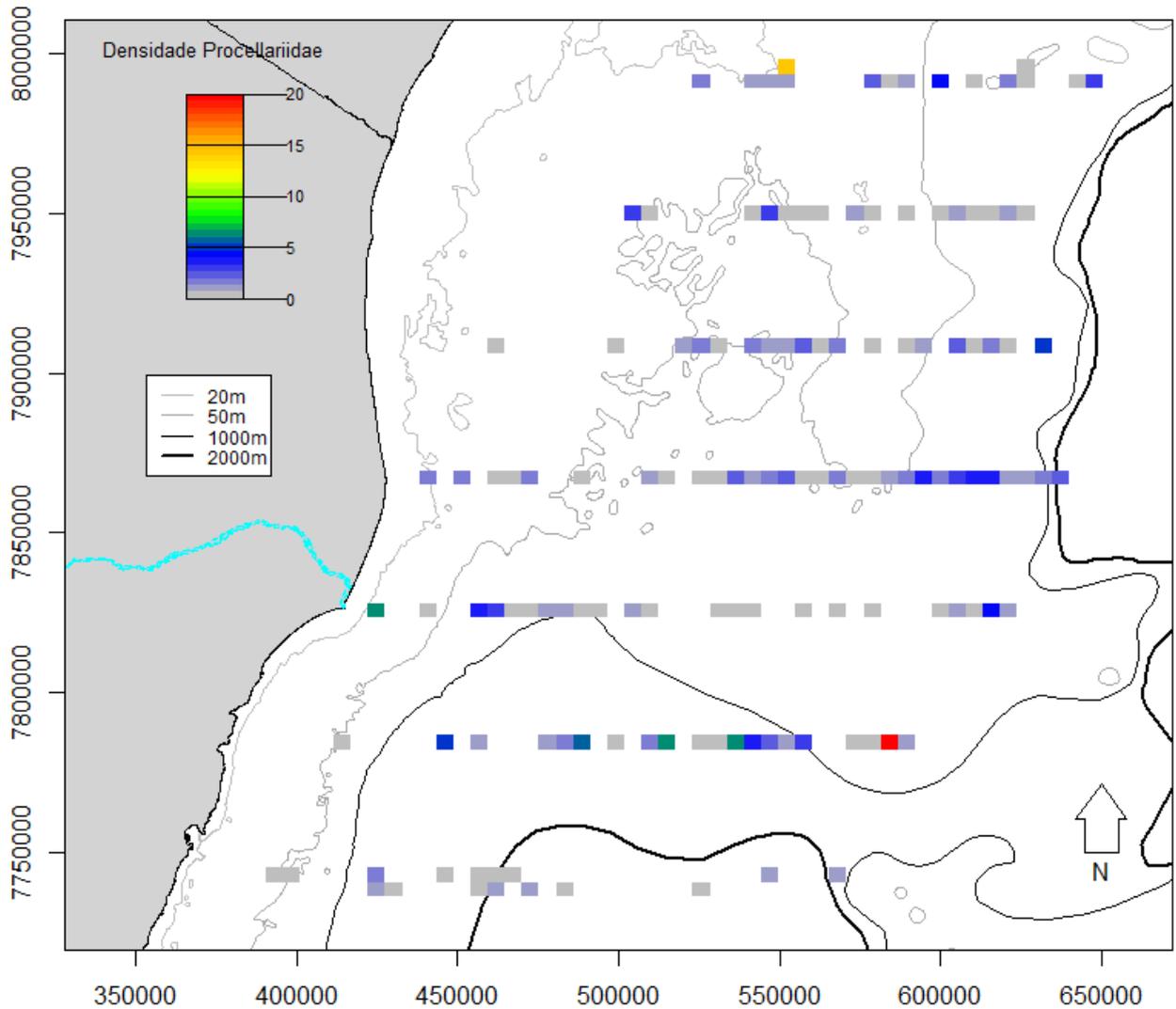


Figura 186: Representação da densidade de indivíduos da família Sternidae (Nº de indivíduos registrados em censos contínuos ou instantâneo por km² em esforço) na Foz do Rio Doce e águas adjacentes. A densidade está representada em uma malha com 4 x 4 km² de resolução e escala de cores indica o somatório da densidade de aves da família na respectiva célula. O Rio Doce está representado em azul.

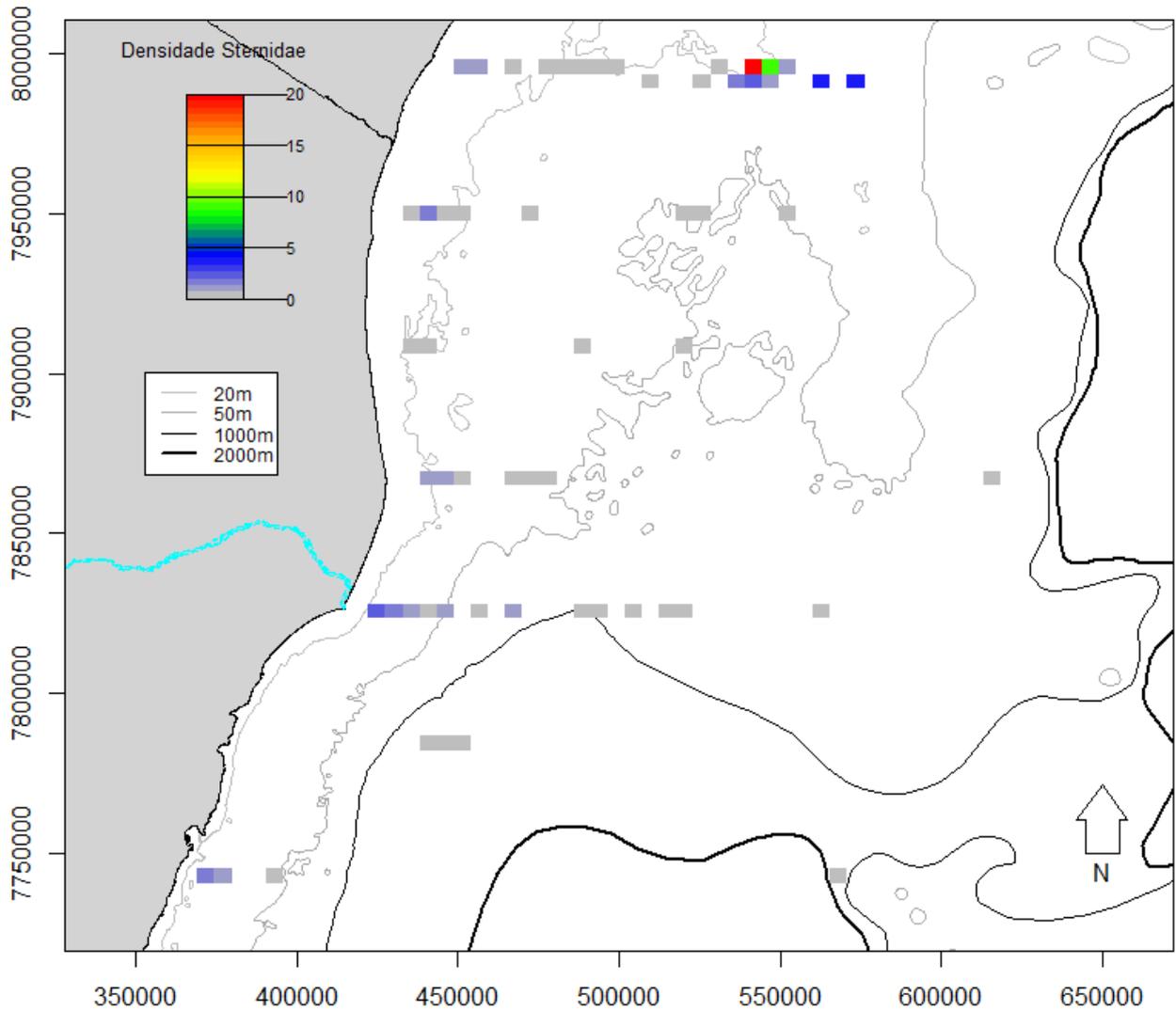


Figura 187: Representação da densidade de indivíduos da família Sulidae (Nº de indivíduos registrados em censos contínuos ou instantâneo por km² em esforço) na Foz do Rio Doce e águas adjacentes. A densidade está representada em uma malha com 4 x 4 km² de resolução e escala de cores indica o somatório da densidade de aves da família na respectiva célula. O Rio Doce está representado em azul.

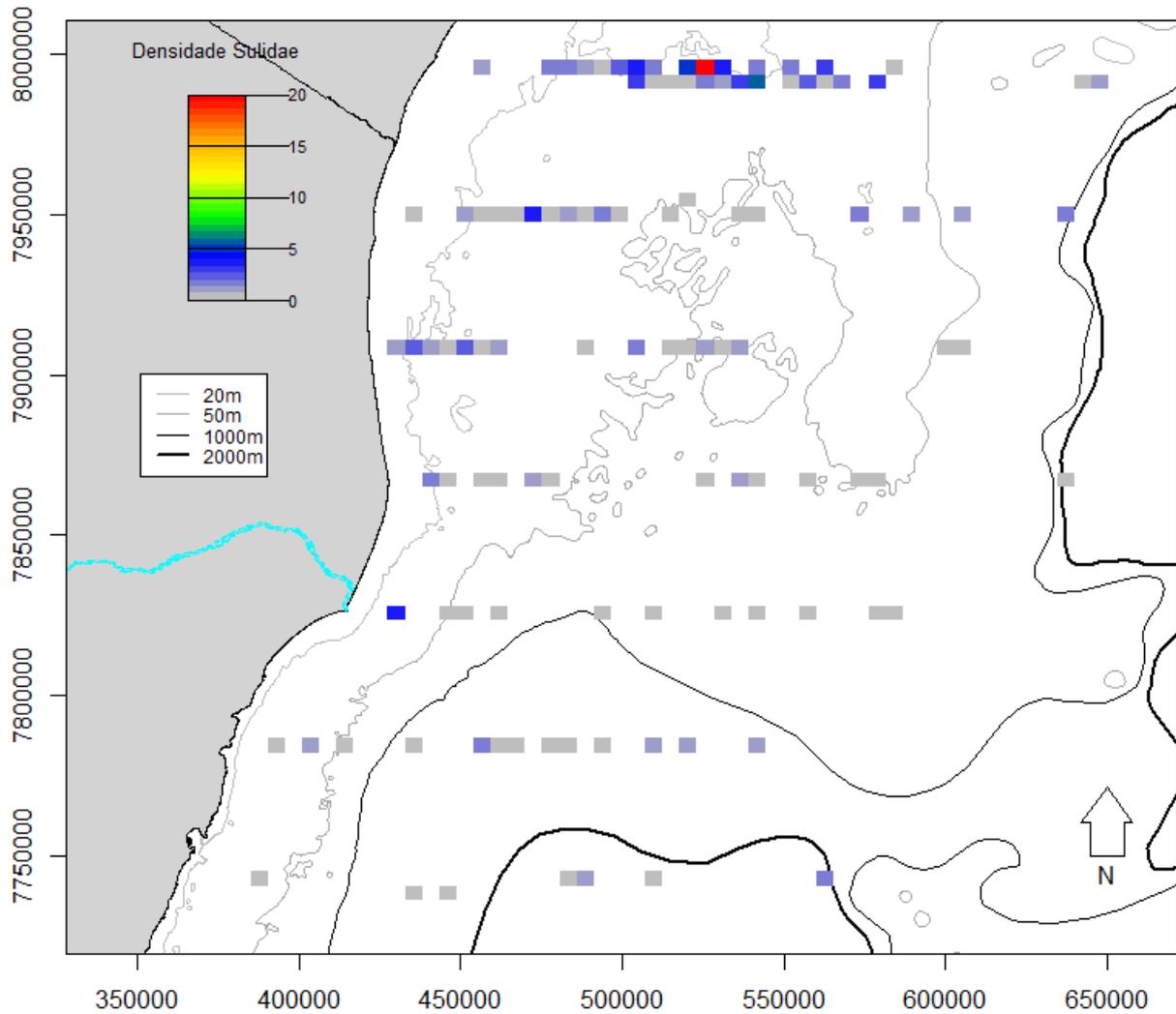
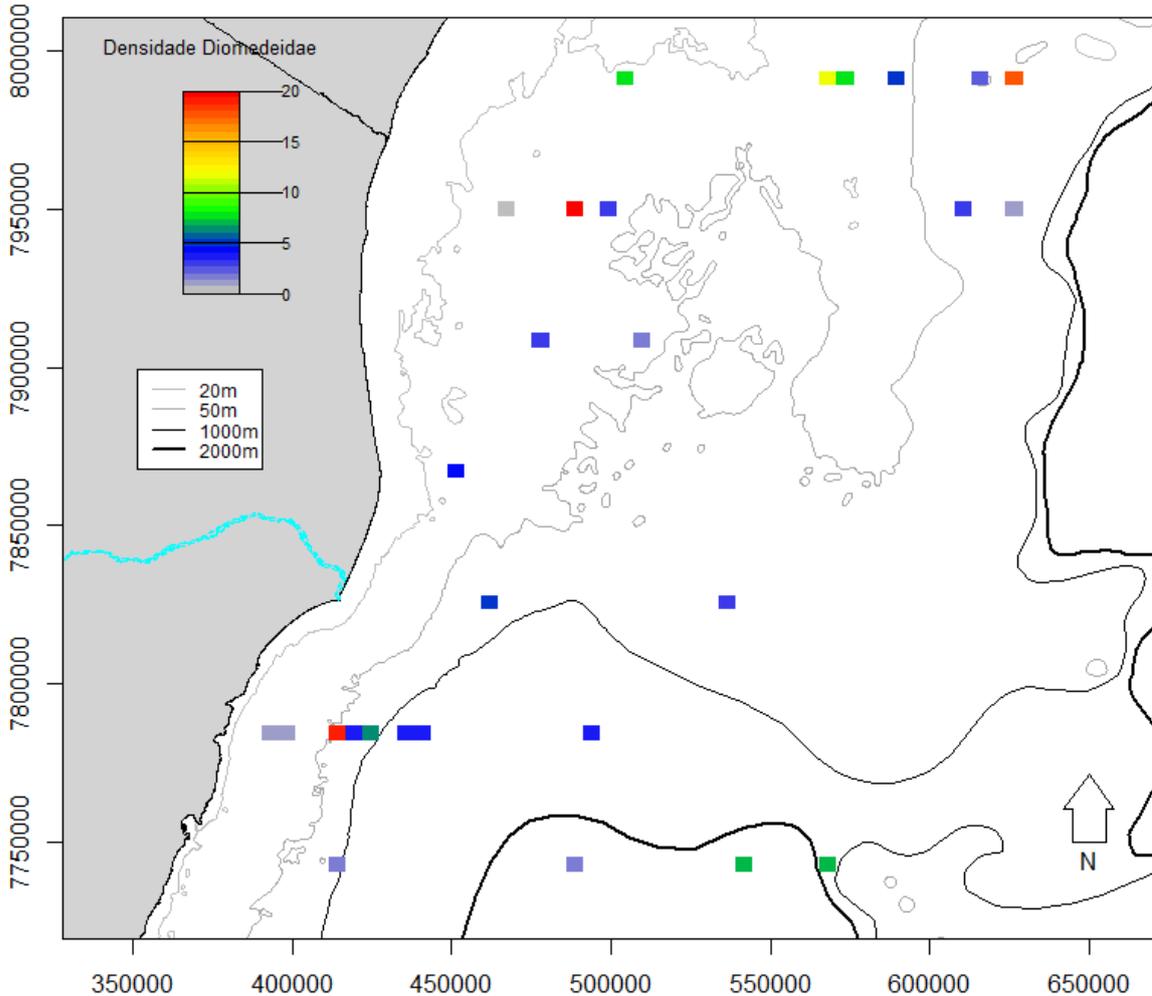


Figura 188: Representação da densidade de indivíduos da família Diomedidae (N° de indivíduos registrados em censos contínuos ou instantâneo por km² em esforço) na Foz do Rio Doce e águas adjacentes. A densidade está representada em uma malha com 4 x 4 km² de resolução e escala de cores indica o somatório da densidade de aves da família na respectiva célula. O Rio Doce está representado em azul.



3.3.7.5 Dados pretéritos

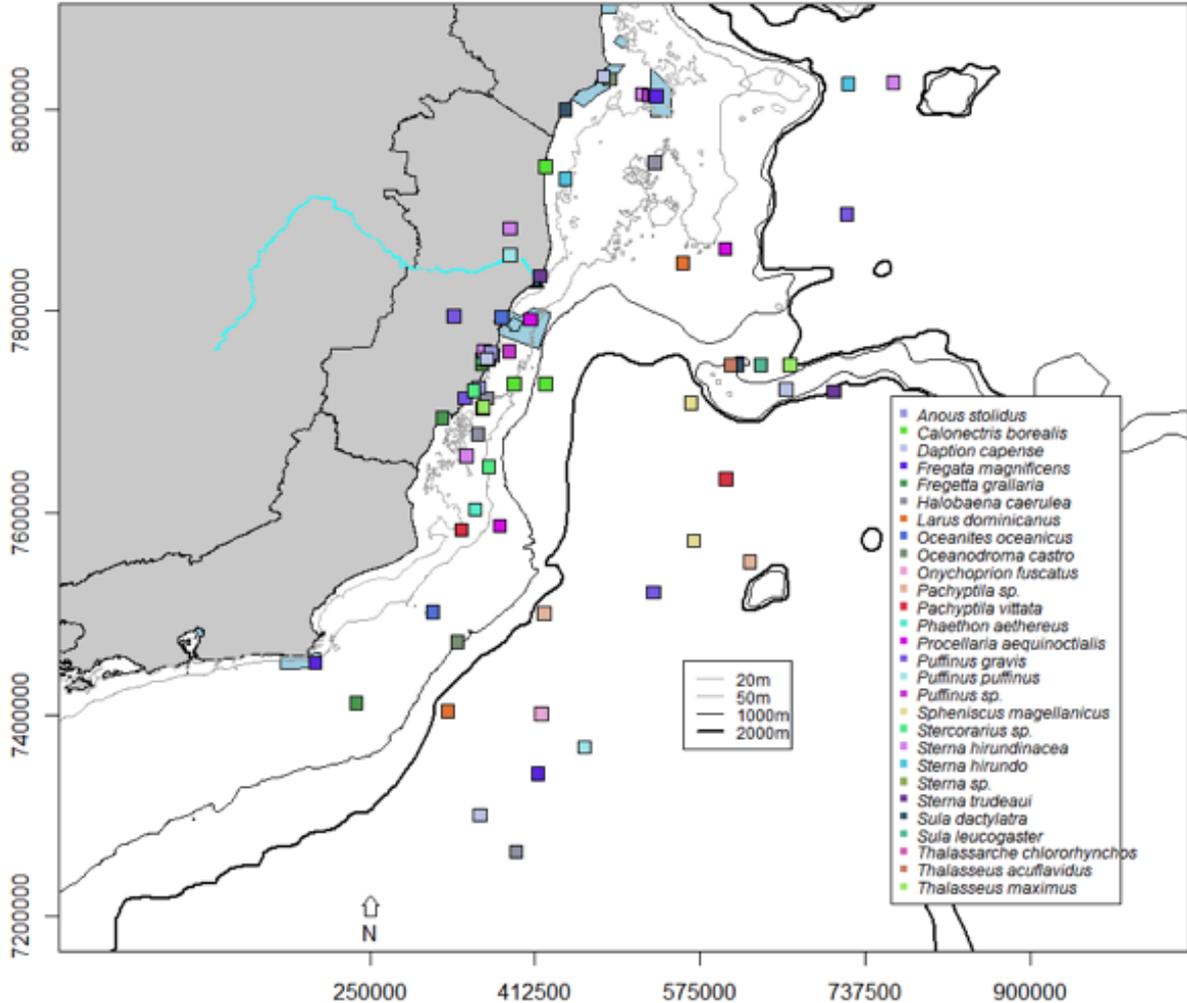
A compilação de dados pretéritos complementada com registros da literatura (COELHO et al., 1990; PACHECO & BAUER, 2001; EFE, 2004; RAMÍREZ et al., 2013) listas de aves existentes para o Estado do Espírito Santo (PASSAMANI & MENDES, 2007) e bancos de dados públicos (GBIF, 2019), indica que além das espécies registradas durante as transecções (Tabela 94), outras 21 espécies de aves marinhas já foram registradas em estudos pretéritos na área de estudo e águas adjacentes (incluindo porções do Rio de Janeiro e Bahia) (Tabela 98, Figura 190).

Tabela 98: Lista de espécies registradas na bibliografia e outras fontes para a região da Foz do Rio Doce e águas adjacentes, incluindo Rio de Janeiro e Bahia, porém não registradas entre outubro de 2018 e junho de 2019. Abreviação: R, Residente; MN, Migrante do Hemisfério Norte; MS, Migrante do Hemisfério Sul; VA, vagante.

Espécies	Nome-comum	Origem¹
<i>Daption capense</i>	pomba-do-cabo	MS
<i>Fregata ariel</i>	tesourao-pequeno	R
<i>Fregata minor</i>	tesourão-grande	R
<i>Gygis alba</i>	grazina	R
<i>Halobaena caerulea</i>	petrel-azul	VS
<i>Larus dominicanus</i>	gaivotão	R
<i>Macronectes giganteus</i>	petrel-grande	VS
<i>Lugensa brevirostris</i>	lugensa-de-bico-curto	MS
<i>Oceanodroma castro</i>	painho-de-cauda-furcada	VN
<i>Onychoprion fuscatus</i>	trinta-réis-das-rocas	R
<i>Pachyptila vittata</i>	faigão-de-bico-largo	VA (MS)
<i>Pterodroma arminjoniana</i>	grazina-de-trindade	R
<i>Pterodroma deserta</i>	grazina-de-desertas	MN
<i>Pterodroma macroptera</i>	fura-buxo-de-cara-cinza	MS
<i>Puffinus herminieri</i>	pardela-de-asa-larga	R
<i>Spheniscus magellanicus</i>	pinguim-de-magalhães	VS
<i>Stercorarius parasiticus</i>	mandrião-parasítico	VN
<i>Stercorarius skua</i>	mandrião-grande	VN
<i>Sterna paradisaea</i>	trinta-réis-ártico	VN
<i>Sterna trudeaui</i>	trinta-réis-de-coroa	R
<i>Thalassoica antarctica</i>	petrel-antártico	MS

¹ Fonte: De acordo com a Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (PIACENTINI et al., 2015).

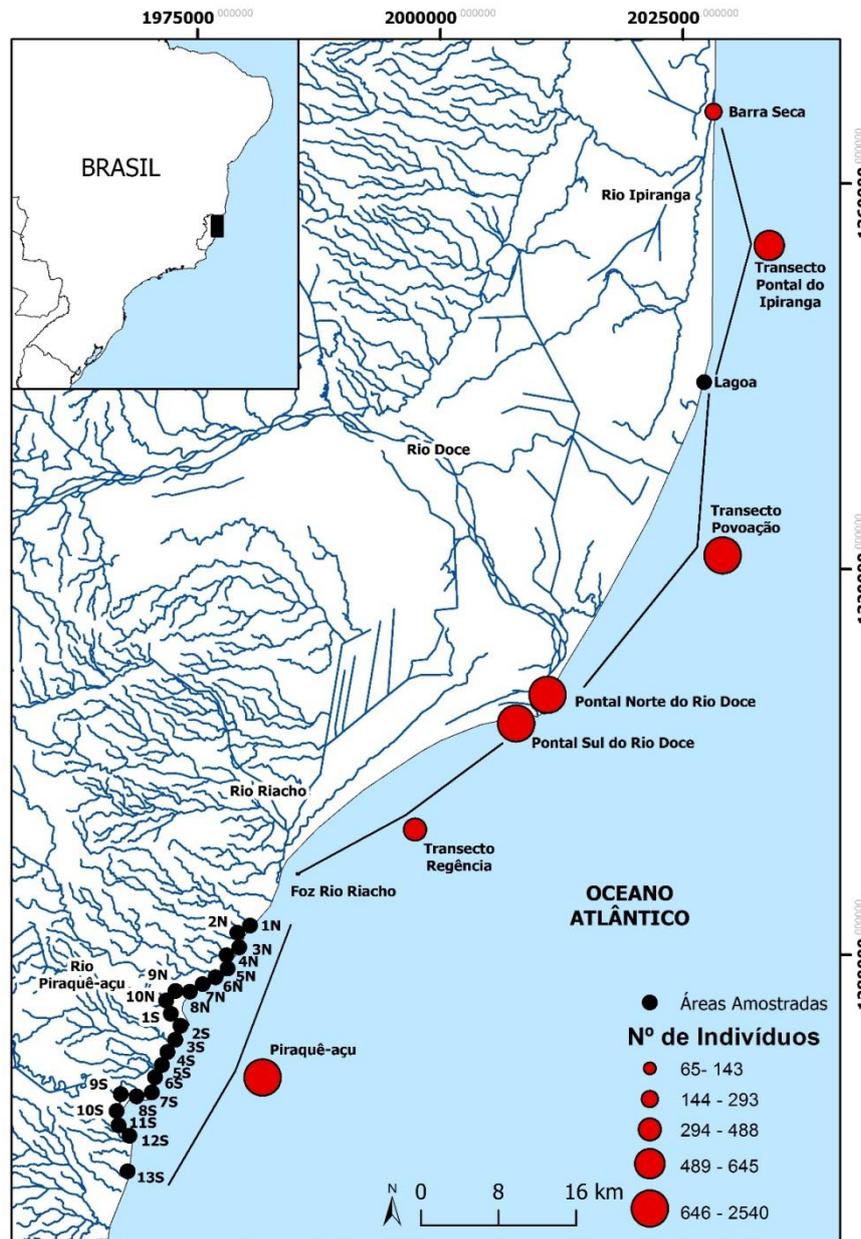
Figura 189: Representação de dados pretéritos compilados a partir de estudos prévios, listas de aves do Brasil, bibliografia e bancos de dados públicos na região da Foz do Rio Doce e águas adjacentes, incluindo Rio de Janeiro e Bahia. Alguns registros ocorrem em terra, provavelmente por constar a localidade mais próxima da avistagem



3.3.7.6 Censos de aves de praia

Nesta seção são apresentados resultados de outubro de 2018 a setembro de 2019. Todas as amostragens propostas foram cumpridas. A Figura 190 apresenta o mapa amostral com a abundância de aves aquáticas em cada setor de costa.

Figura 190: Número de aves aquáticas contados na foz do Rio Doce e costa adjacente: Mapa amostral dos setores de praia com monitoramento da assembleia de aves aquáticas. Em destaque os registros do número de indivíduos de aves aquáticas na Transecção de Pontal do Ipiranga e foz Barra Seca, Transecção de Povoação e Pontal Norte do Rio Doce, Transecção de Regência e Pontal Sul do Rio Doce e setor de Piraquê-açu, o qual compreende 23 pontos fixos de amostragem. Campanhas realizadas mensalmente, de outubro de 2018 a setembro de 2019.



3.3.7.7 Composição da assembleia de aves aquáticas registrada na foz do Rio Doce e costa adjacente

Foram registradas 35 espécies, de 14 famílias e 6 ordens, às quais estão apresentadas na Tabela 99. A composição específica variou entre os setores de costa e entre as estações do ano (Quadro 11). A maior riqueza de espécies foi registrada na primavera. O setor 2, Povoação, apresentou a maior riqueza em comparação aos demais setores de costa em todas as estações.

Entre as 35 espécies registradas, 12 (34,2%) são migratórias de longa distância, que se reproduzem no Hemisfério Norte, ao norte dos Estados Unidos e/ou Canadá. São elas duas batuíras (Charadriidae), seis maçaricos (Scolopacidae), duas gaivotas-rapeiras (Stercorariidae) e dois trinta-réis (Sternidae).

Entre as espécies residentes, destaca-se como mais abundante e com maior frequência de ocorrência *T. aculavidus*, que, juntamente com *S. hirundinacea*, reproduz-se em ilhas costeiras do Espírito Santo, localizadas ao sul do Estado (EFE, 2004).

No ambiente costeiro, junto à foz do Rio Riacho, foi registrada uma colônia mista de garças *Ardea alba*, *Egretta thula* e *Egretta caerulea*. A colônia já se encontrava em atividade quando o monitoramento iniciou, em outubro de 2018, e seguiu em atividade até fevereiro de 2019.

Dentre as 35 espécies registradas, quatro (11,4%) são consideradas ameaçadas no Brasil, segundo o Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (ICMBio 2018): Maçarico-rasteirinho (*Calidris pusilla*) e Trinta-réis-real (*Thalasseus maximus*) na categoria EN (Em Perigo); Trinta-réis-róseo (*Sterna dougallii*) e Trinta-réis-de-bico-vermelho (*S. hirundinacea*) na categoria VU (Vulnerável). Ainda há duas espécies que se encontram na categoria NT (Quase Ameaçada): o Piru-piru (*Haematopus palliatus*) e o Vira-pedras (*Arenaria interpres*).

Quanto à Frequência de Ocorrência (Tabela 99), considerando-se as categorias propostas por Dajoz (1983), seis espécies foram regulares (FO superior a 50% dos censos), sete esporádicas (FO entre 25 e 50% dos censos) e 22 espécies ocasionais (FO inferior a 25%). Do total de registros, 63% foram de espécies com FO regular: *A. alba*, *E. thula*, *Charadrius collaris*, *Calidris alba*, *Phaetusa simplex* e *T. aculavidus*.

Tabela 99: Composição da assembleia de aves aquáticas da foz do Rio Doce e costa adjacente – período de outubro de 2018 a setembro de 2019. Sequência taxonômica, nomenclatura e *status* conforme Piacentini et al. (2015). **Status** de ocorrência no Brasil: R= Residente (espécie que se reproduz em território nacional) e VN= Visitante do Norte (espécie migratória que se reproduz no Hemisfério Norte). **Grau de Ameaça** de extinção, conforme ICMBio (2018), onde LC = Pouco Preocupante, NT = Quase Ameaçado, VU = Vulnerável e EN = Em Perigo. **FO** = frequência de ocorrência (porcentagem de registros com a ocorrência da espécie, considerados quatro setores de costa e doze meses de censos). **N** = número absoluto de registros da espécie.

Ordem	Família	Espécie	Nome Vernáculo	Status	Grau de Ameaça	FO (%)	N	
Anseriformes	Anatidae	<i>Amazonetta brasiliensis</i>	Ananaí	R	LC	4,1	72	
		<i>Anas bahamensis</i>	Marreca-toicinho	R	LC	4,1	25	
Ciconiiformes	Ciconiidae	<i>Mycteria americana</i>	Cabeça-seca	R	LC	2	1	
Suliformes	Fregatidae	<i>Fregata magnificens</i>	Tesourão	R	LC	27,08	36	
	Sulidae	<i>Sula leucogaster</i>	Atobá	R	LC	16,6	67	
	Phalacrocoracidae	<i>Nannopterum brasilianus</i>	Biguá	R	LC	31,25	38	
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Ardea cocoi</i>	Garça-moura	R	LC	20,83	18	
		<i>Ardea alba</i>	Garça-branca	R	LC	56,25	75	
		<i>Nycticorax nycticorax</i>	Socó-dorminhoco	R	LC	2	1	
		<i>Syrigma sibilatrix</i>	Maria-faceira	R	LC	6,25	6	
		<i>Egretta thula</i>	Garça-branca-pequena	R	LC	64,58	107	
		<i>Egretta caerulea</i>	Garça-azul	R	LC	41,66	158	
Charadriiformes	Charadriidae	<i>Pluvialis squatarola</i>	Batuiçu-de-axila-preta	VN	LC	27,08	222	
		<i>Charadrius semipalmatus</i>	Batuíra-de-bando	VN	LC	29,16	244	
		<i>Charadrius collaris</i>	Batuíra-de-coleira	R	LC	54,16	340	
	Haematopodidae	<i>Haematopus palliatus</i>	Piru-piru	R	NT	6,25	5	
	Scolopacidae	<i>Actitis macularius</i>	Maçarico-pintado	VN	LC	29,16	20	
			<i>Tringa melanoleuca</i>	Maçarico-grande-de-perna-amarela	VN	LC	4,1	3
			<i>Tringa flavipes</i>	Maçarico-de-perna-amarela	VN	LC	4,1	3
		<i>Arenaria interpres</i>	Vira-pedras	VN	NT	4,1	3	

Ordem	Família	Espécie	Nome Vernáculo	Status	Grau de Ameaça	FO (%)	N
		<i>Calidris alba</i>	Maçarico-branco	VN	LC	52,08	586
		<i>Calidris pusilla</i>	Maçarico-rasteirinho	VN	EN	2	1
	Stercorariidae	<i>Stercorarius pomarinus</i>	Mandrião-pomarino	VN	LC	2	3
		<i>Stercorarius parasiticus</i>	Mandrião-parasítico	VN	LC	6,25	6
	Laridae	<i>Chroicocephalus cirrocephalus</i>	Gaivota-de-cabeça-cinza	R	LC	2	1
		<i>Larus dominicanus</i>	Gaivotão	R	LC	4,1	5
	Sternidae	<i>Sternula superciliaris</i>	Trinta-réis-pequeno	R	LC	4,1	6
		<i>Phaetusa simplex</i>	Trinta-réis-grande	R	LC	58,33	539
		<i>Sterna hirundo</i>	Trinta-réis-boreal	VN	LC	16,66	1744
		<i>Sterna dougallii</i>	Trinta-réis-róseo	VN	VU	2	1
		<i>Sterna hirundinacea</i>	Trinta-réis-de-bico-vermelho	R	VU	6,25	198
		<i>Thalasseus acutiflavus</i>	Trinta-réis-de-bando	R	LC	79,16	3321
		<i>Thalasseus maximus</i>	Trinta-réis-real	R	EN	27,08	62
	Rynchopidae	<i>Rynchops niger</i>	Talha-mar	R	LC	14,58	32
Coraciiformes	Alcedinidae	<i>Megaceryle torquata</i>	Martim-pescador-grande	R	LC	14,58	8
Abundância Absoluta							7957

Quadro 11: Composição específica da assembleia de aves aquáticas da foz do Rio Doce e costa adjacente por setores de costa e estação do ano. Setores: **PI** (Pontal do Ipiranga), **PV** (Povoação), **RG** (Regência), **PA** (Piraquê-açu). Período de outubro de 2018 a setembro de 2019. Sequência taxonômica e nomenclatura conforme Piacentini et al. (2015).

Espécie	Primavera (out - dez)				Verão (jan - mar)				Outono (abr - jun)				Inverno (jul - set)			
	PI	PV	RG	PA	PI	PV	RG	PA	PI	PV	RG	PA	PI	PV	RG	PA
<i>Amazonetta brasiliensis</i>						X								X		
<i>Anas bahamensis</i>						X	X									
<i>Mycteria americana</i>										X						
<i>Fregata magnificens</i>	X	X	X	X		X	X					X	X			X
<i>Sula leucogaster</i>	X		X	X		X		X				X				
<i>Nannopterum brasilianus</i>		X		X		X	X			X	X	X	X	X	X	
<i>Ardea cocoi</i>		X				X				X			X	X	X	X
<i>Ardea alba</i>			X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	
<i>Nycticorax nycticorax</i>															X	
<i>Syrigma sibilatrix</i>		X	X			X										
<i>Egretta thula</i>	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Egretta caerulea</i>			X	X		X	X	X	X	X	X	X	X		X	
<i>Pluvialis squatarola</i>	X	X	X		X	X		X	X				X			
<i>Charadrius semipalmatus</i>	X	X		X	X	X		X				X	X	X	X	
<i>Charadrius collaris</i>	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X					
<i>Haematopus palliatus</i>				X							X					
<i>Actitis macularius</i>	X	X	X	X	X			X	X		X		X	X	X	X
<i>Tringa melanoleuca</i>		X				X										
<i>Tringa flavipes</i>		X					X									
<i>Arenaria interpres</i>					X											
<i>Calidris alba</i>	X	X	X		X	X	X		X	X	X		X	X		

	Primavera (out - dez)				Verão (jan - mar)				Outono (abr - jun)				Inverno (jul - set)			
<i>Calidris pusilla</i>	x															
<i>Stercorarius pomarinus</i>			x													
<i>Stercorarius parasiticus</i>		x	x				x									
<i>Chroicocephalus cirrocephalus</i>										x						
<i>Larus dominicanus</i>				x						x						
<i>Sternula superciliaris</i>			x			x										
<i>Phaetusa simplex</i>	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x			x	x	
<i>Sterna hirundo</i>	x	x	x			x					x					
<i>Sterna dougallii</i>		x														
<i>Sterna hirundinacea</i>	x	x										x				
<i>Thalasseus acutiflavus</i>	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Thalasseus maximus</i>				x			x	x	x	x	x	x			x	x
<i>Rynchops niger</i>	x					x			x	x						
<i>Megasceryle torquata</i>	x			x								x				x
Riqueza por setor de costa	15	17	16	15	10	19	13	10	10	13	12	11	11	10	11	6
Riqueza por estação do ano	29				25				22				16			

Figura 191 Curva de coletor das aves aquáticas para a área amostral na foz do Rio Doce e costa adjacente entre outubro de 2018 e setembro de 2019. Sobs= Riqueza observada.

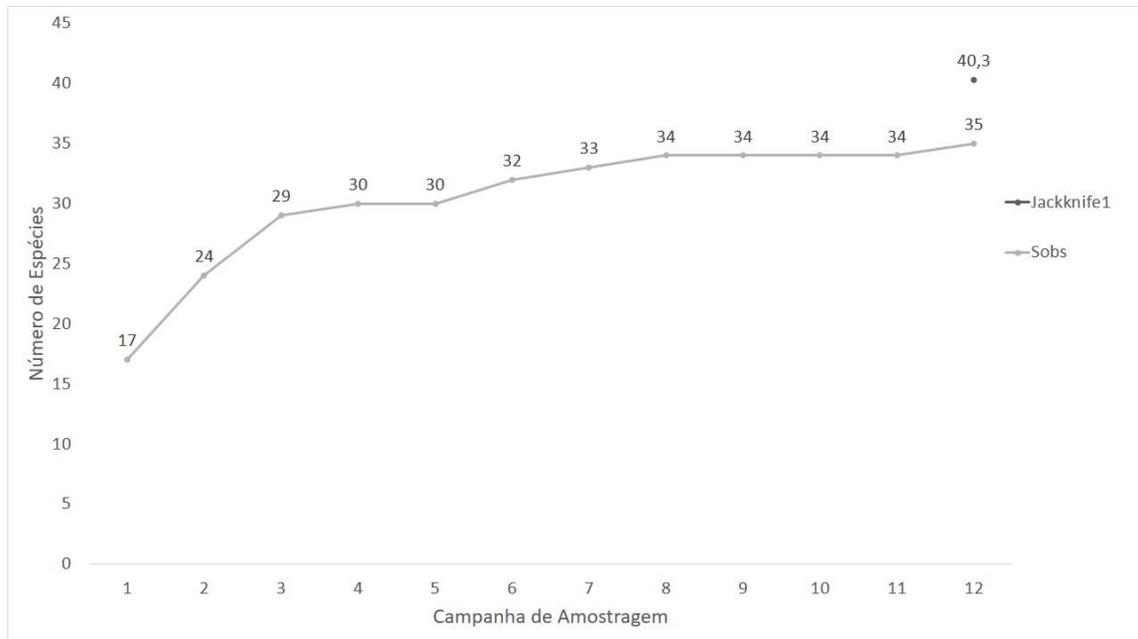


Tabela 100: Composição da assembleia de aves aquáticas da foz do Rio Doce e costa adjacente: Índice de diversidade de Shannon por setor de praia no período de outubro de 2018 a setembro de 2019.

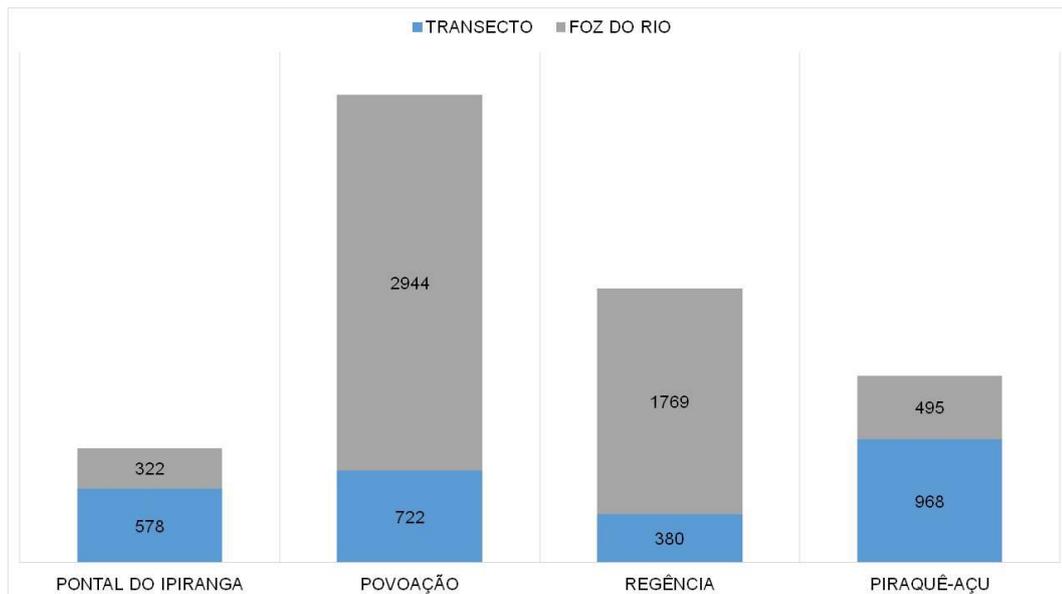
	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set
Pontal do Ipiranga	1,57	1,61	0,78	1,22	1,04	1,87	1,34	1,42	1,24	1,53	0,95	1,22
Povoação	1,40	1,18	1,04	1,34	1,71	1,86	1,11	0,87	0,98	1,13	0	1,74
Regência	2,02	1,09	1,31	1,14	1,56	0,45	0,68	0,69	0,56	1,09	1,56	1,42
Piraquê-açu	1,54	1,39	1,85	1,67	0,26	0,53	0,38	0,20	0,60	0,43	0,15	1,36

3.3.7.8 Padrões de distribuição espacial das assembleias de aves aquáticas que utilizam a foz do Rio Doce e costa adjacente

Na Figura 192 são apresentadas a abundância absoluta de aves para os quatro setores de costa. A transecção de Povoação teve 45,4% do total de registros de aves aquáticas. É notório que as maiores concentrações dessas aves ocorreram junto à foz do Rio Doce: 80,1% dos registros da transecção de Povoação foram junto ao Pontal Norte do Rio Doce e 80,8% dos registros da transecção de Regência foram junto ao Pontal Sul do Rio Doce. Enquanto 37,5% dos registros no transecto de Pontal do Ipiranga estiveram concentrados na foz do Rio Ipiranga, local denominado de Barra Seca, e 36,5% dos registros do trechos de Piraquê-açu ocorreram na foz do Rio Piraquê-açu. A concentração dessas aves na foz dos rios se deve principalmente a oferta de local protegido para repouso e alimentação. Mais especificamente, é o principal local de repouso para as aves da família Sternidae, popularmente conhecidas por trinta-réis ou andorinhas-do-mar, que correspondem a 73,7% dos registros totais neste estudo. As trinta-réis forrageiam predominantemente no mar, próximo a costa, capturando pequenos

peixes da coluna superficial da água, alcançados com o bico durante voos razantes. Durante a maré baixa os bancos de areia expostos nas áreas estuarinas oferecem uma área de repouso crucial para essas aves.

Figura 192: Número de indivíduos de aves aquáticas registrados na foz do Rio Doce e áreas adjacentes durante o período de outubro de 2018 a setembro de 2019. Na porção superior das colunas está o número de indivíduos junto a foz dos rios de cada setor: Barra Seca em Pontal do Ipiranga, Pontal Norte do Rio Doce em Povoação, Pontal Sul do Rio Doce em Regência e Rio Piraquê-açu no transecto de Piraquê-açu.



3.3.7.9 Variação sazonal das assembleias de aves aquáticas que utilizam a foz do Rio Doce e costa adjacente

As maiores concentrações de aves aquáticas ocorreram nos transectos de Povoação e Regência durante os meses de novembro e dezembro de 2018 (Figura 193) e estão principalmente relacionadas à presença de *S. hirundo* (Figura 194). As espécies mais abundantes foram *T. acutlavidus* (44,3% do total) e *S. hirundo* (21,9% do total). O maior número de indivíduos ocorreu em dezembro de 2018 (Figura 194), com bandos mistos de Trinta-réis, o maior deles com cerca de 1400 indivíduos (Figura 195). *Sterna hirundo* é migratória oriunda do Hemisfério Norte, onde reproduz-se nos meses de junho e julho (del HOYO et al. 1996). A ocorrência da espécie foi marcadamente sazonal, de novembro de 2018 a fevereiro de 2019. Tal ocorrência caracteriza o local como área de passagem da espécie, ao longo de sua rota migratória.

Thalasseus acutlavidus tem as principais colônias do Atlântico em ilhas costeiras do Espírito Santo, ao sul do Estado (EFE, 2004). Nessas ilhas o início das atividades de colônias da espécie foi registrado entre abril e maio (EFE, 2004). Em nossa amostragem, indivíduos em plumagem reprodutiva foram observados a partir de março.

Figura 193: Variação mensal no número de indivíduos de aves aquáticas nos quatro setores de costa de áreas adjacentes a foz do Rio Doce no período de outubro de 2018 a setembro de 2019.

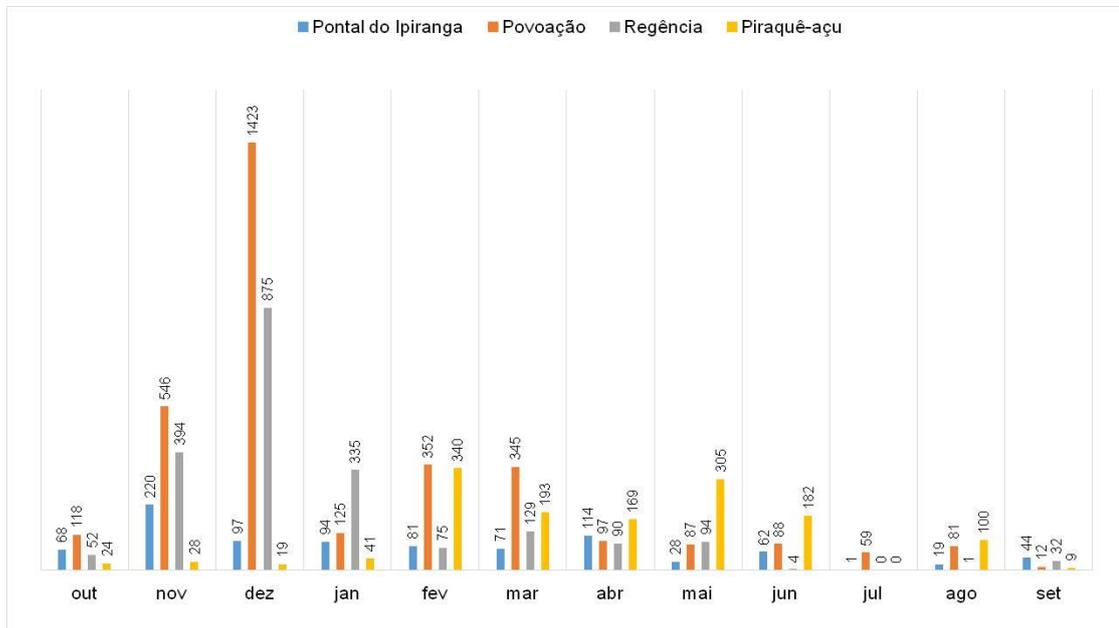


Figura 194: Variação mensal no número de indivíduos das duas espécies de aves costeiras mais abundantes da foz do Rio Doce e costa adjacente: *Sterna hirundo* e *Thalasseus acuflavidus* no período de outubro de 2018 a setembro de 2019.

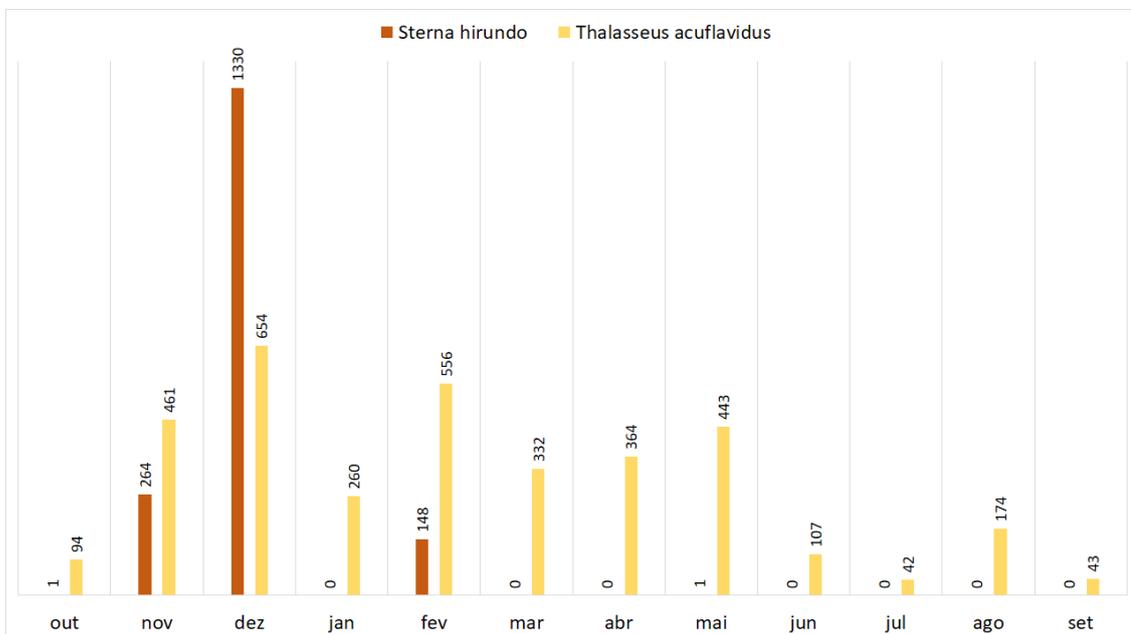


Figura 195: Parte de um bando misto de *Sterna hirundo* e *Thalasseus acuffavidus* posicionando-se para repousar em um banco de areia na margem Norte da foz do Rio Doce, em dezembro de 2018.



3.3.7.10 Utilização da foz do Rio Doce e costa adjacente por espécies de aves marinhas e costeiras ameaçadas de extinção

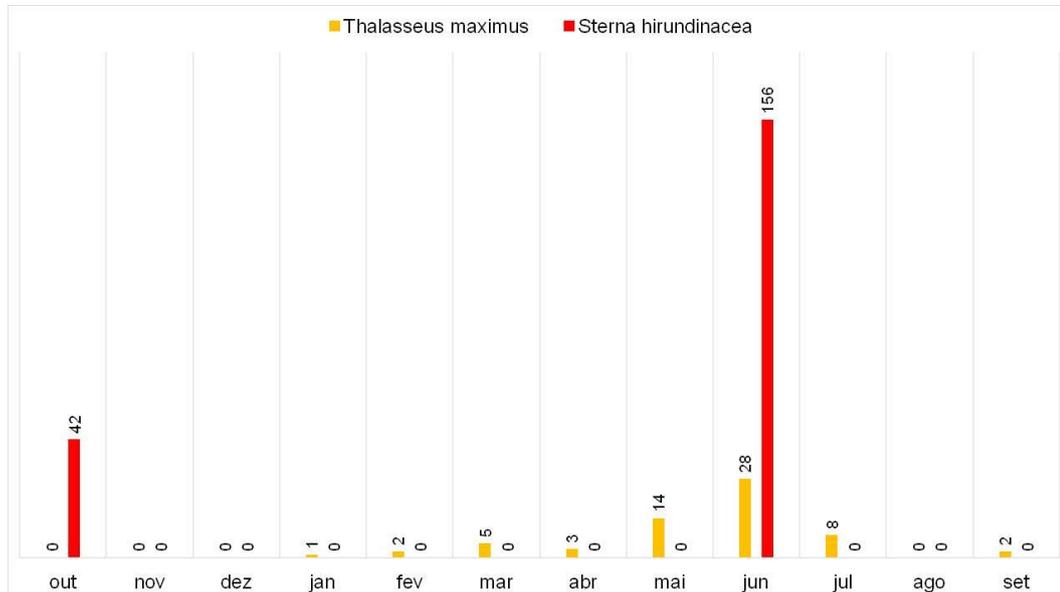
Tendo como referência a listagem apresentada no Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (ICMBio 2018), duas espécies registradas encontram-se na categoria NT (Quase Ameaçada) e quatro espécies (11,4% das 35 espécies registradas) encontram-se ameaçadas de extinção, sendo duas na categoria VU (Vulnerável) e duas EN (Em Perigo).

Na categoria EN estão *Calidris pusillae* e *T. maximus*. *Calidris pusilla* teve apenas um registro ocasional em novembro de 2018, na transecção de Pontal do Ipiranga: um indivíduo em um bando de *C. alba*. Por sua vez, *T. maximus* apresentou frequência de ocorrência esporádica (27,8%), ocorreu em todos os setores de costa, e apenas não foi registrado durante as campanhas de novembro e dezembro de 2018 e agosto de 2019 (Figura 196). O número total de registros foi de 62 indivíduos, com a variação de 1 a 28 indivíduos registrados por campanha, frequentemente formando bandos mistos com o *T. acuffavidus*.

Na categoria *Vulnerável* encontram-se *Sterna dougallii* com apenas um registro ocasional em novembro de 2018, quando um indivíduo foi identificado em bandos mistos no Pontal Norte do Rio Doce e *S. hirundinacea*, registrado em outubro de 2018 nos setores de Pontal do Ipiranga e Povoação e em junho em Piraquê-açu (Figura 196).

Haematopus palliatus e *Arenaria interpres* estão na categoria NT (Quase Ameaçada), ambas com Frequência de Ocorrência Ocasional: *H. palliatus* teve dois indivíduos em novembro de 2018 no trecho Piraquê-açu; em 2019 foram dois indivíduos em Regência em maio e um em agosto em Povoação. *Arenaria interpres* teve registros em Pontal do Ipiranga, dois indivíduos em março e um em setembro.

Figura 196: Variação mensal no número de indivíduos das espécies de aves costeiras ameaçadas de extinção na foz do Rio Doce e costa adjacente entre outubro de 2018 a setembro de 2019: *Thalasseus maximus* (EN - Em Perigo) e *Sterna hirundinacea* (VU – Vulnerável).



3.4 MONITORAMENTO DE TARTARUGAS MARINHAS

3.4.1 Diversidade genética (marcadores microsatélites e DNAMt)

3.4.1.1 *Caretta caretta* (tartaruga-cabeçuda)

Cento e duas amostras de fêmeas de *Caretta caretta* foram coletadas na área de reprodução da foz do rio Doce, sendo 60 na temporada 2018/2019 (pós-rompimento) no âmbito do PMBA em Povoação, e 42 entre 2005 e 2011 (pré-rompimento) cedidas pelos colaboradores do Projeto TAMAR. Das 42 amostras cedidas, apenas 22 foram amplificadas com sucesso para o DNAMt e 10 amostras para menos de 9 *loci* dos marcadores microsatélites (resultados não incorporados no relatório devido ao baixo N). A baixa taxa de sucesso na amplificação das amostras provavelmente ocorreu por terem sido armazenadas de forma inadequada e/ou porque são amostras mais antigas, o que possivelmente comprometeu a qualidade do DNA extraído. Ao contrário, 100% das amostras de tartarugas-cabeçuda coletadas durante o monitoramento pós-rompimento amplificaram para os marcadores utilizados.

Foram genotipados com sucesso 15 *loci* de microsatélites para os 60 indivíduos coletados na temporada 2018/2019. A taxa de erro da genotipagem calculada para o conjunto total de indivíduos (N=60) foi de 0% para 14 *loci*, uma vez que o *locus* Cc7G11 foi removido das análises por apresentar taxa de erro de genotipagem de 100%. A probabilidade de identidade de indivíduos combinada para todos os *loci* microsatélites foi de 3.4×10^{-38} , evidenciando a alta capacidade de identificação individual do conjunto de marcadores utilizados e validação das amostras. A análise do COLONY evidenciou a presença de um clone dentre as 60 amostras de fêmeas de *C. caretta* coletadas na temporada

2018/2019. As amostras consideradas clones foram coletadas de uma fêmea flagrada e marcada no dia 16/10/18 que retornou para desovar no dia 30/12/2018. Depois de observada a presença do clone nas análises genéticas, conferimos o caderno de campo e observamos que se tratava da mesma fêmea (marcas BRA13338/BRA13339), com isso foi possível confirmar a natureza da amostra e excluir a duplicata do banco de dados e das análises posteriores. Esse relato mostra a grande importância do uso do conjunto de marcadores genéticos para validação das identidades individuais das amostras, que pode e deve ser utilizada em banco de dados quando a procedência das amostras não é clara e para evitar uso de amostras em duplicata que podem ser coletadas erroneamente em campo.

Os resultados das análises de diversidade genética da população de *Caretta caretta* (N=59) estão sumarizados na Tabela 101. O número de alelos observados na população de tartarugas-cabeçuda variou de 5 a 24 apresentando uma média de 12.35 alelos por *locus* para os 14 marcadores mantidos nas análises. O valor médio estimado para a riqueza alélica (\hat{A}) nesta população foi de 10.95. Os valores das Heterozigosidades observada (H_o) e esperada (H_e) médios foram 0.81 e 0.82, respectivamente, valores esses mais altos que os encontrados para outras duas populações de desova da espécie no Brasil (Bahia $H_o=0.72$, $H_e=0.68$, $\hat{A}=3.65$ e Rio de Janeiro $H_o=0.70$ e $H_e=0.65$, $\hat{A}=3.44$) (SILVA, 2019). Vale ressaltar que o estudo citado anteriormente se baseou em apenas 8 marcadores e que o N foi menor que 42 amostras, diferentemente dos usados neste estudo.

Tabela 101: Caracterização genética de *Caretta caretta* (N=59) na foz do rio Doce, Povoação, ES.

<i>Loci</i>	N	Na	\hat{A}	H_o	H_e	<i>HWE</i>	F_{IS}	ITA(pb)
CC1F01	57	11	9.74	0.71	0.81	0.006	0.100	309-349
CC1G02	58	14	12.78	0.86	0.87	0.20	0.018	260-312
CC1G03	56	14	12.4	0.98	0.85	0.01	-0.144	277-233
CCP7D04	56	10	9.14	0.83	0.77	0.02	-0.081	343-387
CCP2F11	39	13	11.92	0.74	0.84	0.15	0.118	263-305
CCP7C06	58	9	8.86	0.68	0.78	0.09	0.119	273-309
CCP8D06	50	24	20.71	0.96	0.93	0.70	-0.025	294-378
CCP1F09	52	11	9.42	0.78	0.84	0.17	0.065	328-444
CCP5C11	51	5	3.98	0.7	0.69	0.84	-0.027	171-187
CCP1F01	56	11	9.22	0.69	0.81	0.003	0.143	290-331
CCP1G03	55	13	11.81	0.92	0.86	0.21	-0.075	259-315
CCP1B03	56	11	9.42	0.89	0.84	0.01	-0.053	261-313
CCP5C08	55	15	12.58	0.72	0.86	0.0003	0.155*	190-338
CCP5H07	56	12	11.32	0.91	0.85	0.95	-0.063	206-250

Nota: N (Número de indivíduos), Na (Número de alelos por *locus*), \hat{A} (Riqueza alélica), H_o (Heterozigosidade observada), H_e (Heterozigosidade esperada), *HWE* (Valor de p para o Equilíbrio de Hardy-Weinberg), F_{IS} (Coeficiente de endocruzamento), ITA (Intervalo do tamanho dos alelos).

O coeficiente de endogamia (índice que indica presença de cruzamentos entre indivíduos aparentados, ou próximos geneticamente - F_{IS} Global) foi estimado em 0.005, o que demonstra não haver evidência de endogamia nesta espécie, ou que cruzamentos entre parentes são limitados. A análise de alelos raros não indicou evidências de gargalo populacional recente para a espécie, mas o excesso de heterozigotos ($p=0.012$) indicou possível evidência.

Baseados nos 14 *loci* microsatélites analisados, o teste bayesiano indicou haver um agrupamento biológico possível ($K=3$; Figura 197A-D) na foz do rio Doce, quando observadas ambas corridas testadas pelo método de EVANNO et al. (2005). Apesar dos resultados apresentados na análise anterior, essas diferenças entre os grupos não se mostraram tão evidentes quanto as análises sugeriram (Figura 198).

Foram sequenciadas com sucesso para a região controle do DNAmT as 60 amostras coletadas na temporada 2018/2019, mas uma amostra foi excluída das análises por ter sido revelada como um clone (vide item anterior), restando 59 amostras (pós-rompimento). Além das amostras pós-rompimento, foram analisadas mais 22 amostras (pré-rompimento) coletadas entre 2005 e 2011 nas praias de Povoação e Comboios (foz do rio Doce) para análises comparativas. Os resultados dos valores de diversidade genética para os dois conjuntos de amostras adotados (pré e pós-rompimento) estão sumarizados na Tabela 102. Foram identificadas, para as 81 amostras do Espírito Santo, três (CcA4.1, CcA4.2, CcA4.3) dos 59 haplótipos já reconhecidos para *Caretta caretta* no Oceano Atlântico (SHAMBLIN et al., 2014a,b; REID et al., 2019) e dois haplótipos nunca relatados até o presente (CcA4.5 NOVO para pré e CcA4.4 NOVO para pós) (Figura 199).

Figura 197: (A) Probabilidade média de diferentes números de agrupamentos ($K=3$) estimado pelo método de PRITCHARD et al. (2010) e (B) variação da probabilidade média entre números sucessivos de agrupamentos ($K=3$). Os parâmetros foram estimados pelo método de EVANNO et al. (2005), para a população de *Caretta caretta*.

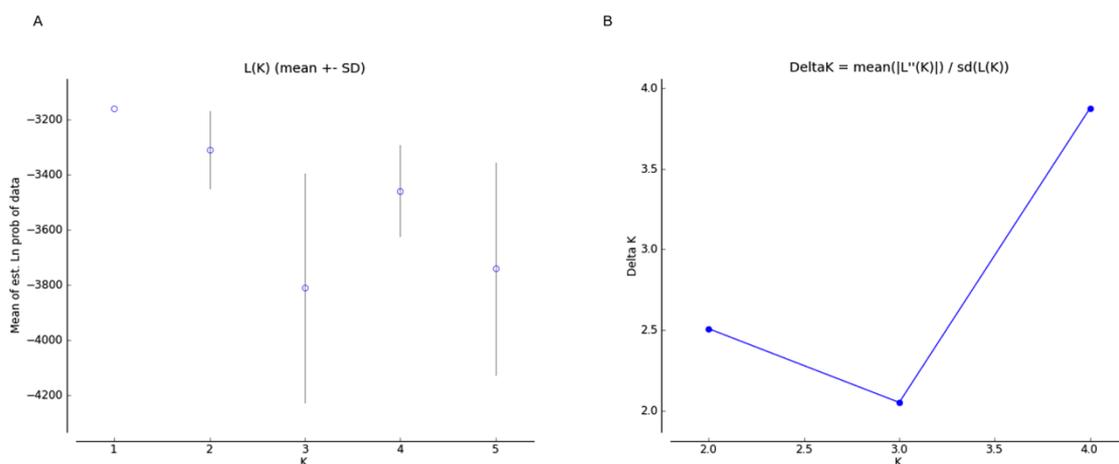
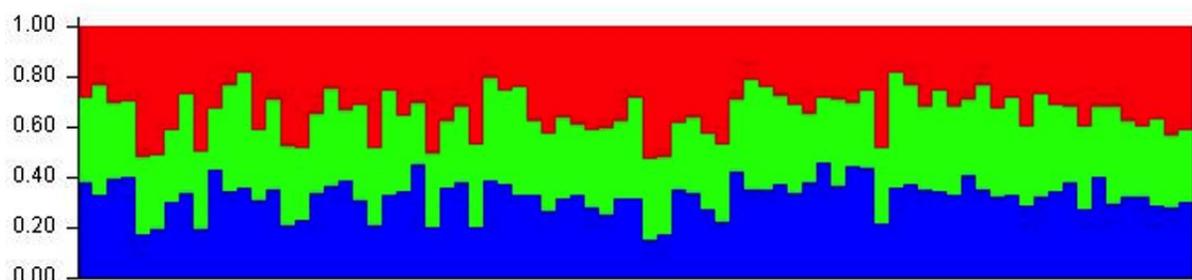


Figura 198: Probabilidade de indivíduos de *Caretta caretta* pertencerem ao agrupamento K=3 estimado pelo método de PRITCHARD et al. (2010), apresentando três prováveis populações na área amostrada.



As frequências dos haplótipos variaram pouco antes e após o rompimento da barragem, assim como os valores de diversidade. Não houve evidências de expansão ou redução populacional para as populações estudadas quando observados os valores encontrados para o F_s de Fu e D de Tajima (Tabela 102)

Tabela 102: Índices de diversidade molecular para população de tartarugas cabeçudas do Espírito Santo baseados em 867pb da região controle do DNA mitocondrial.

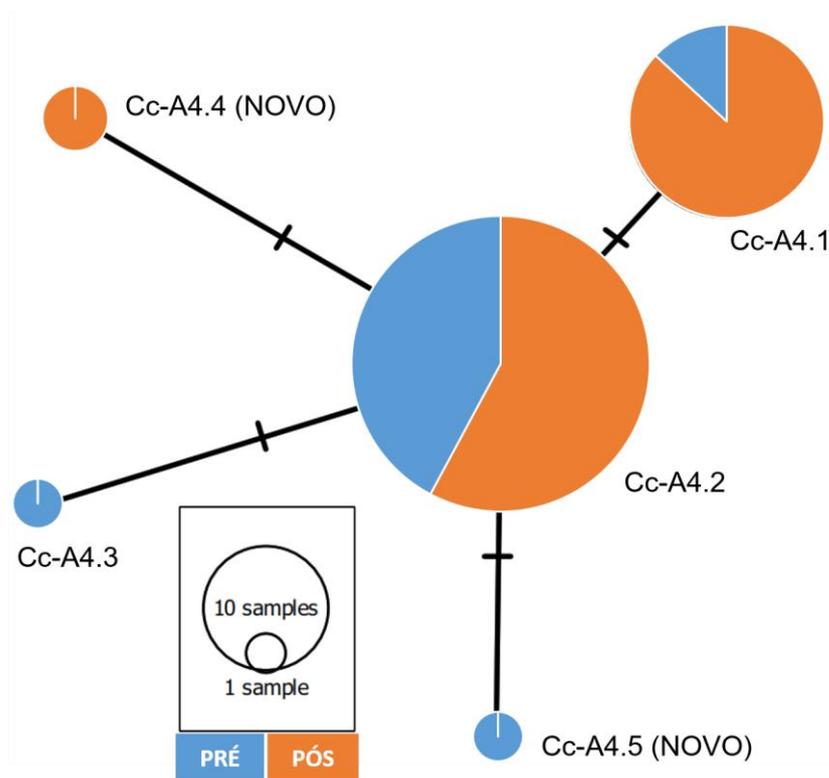
Espécie/ População	N	Haplótipos do DNAMt (Frequência)	H	h	DV	D de Tajima	F_s de Fu	Referência
<i>C. caretta</i> ES pré-rompimento (2005-2011)	22	CCA4.1 (3), CCA4.2 (17), CCA4.3 (1) e CCA4.5 NOVO (1)	4	0.398	0.122	-1.24*	-1.83*	Presente relatório
<i>C. caretta</i> ES pós-rompimento (2018/2019)	59	CCA4.1 (20), CCA4.2 (37) e CCA4.4 NOVO (2)	3	0.499	0.043	0.37*	0.57*	Presente relatório
<i>C. caretta</i> ES (Total - 2005 a 2019)	81	CCA4.1 (23), CCA4.2 (54), CCA4.3 (1) CCA4.4 NOVO (2) e CCA4.5 NOVO (1)	5	0.480	0.046	-0,75*	-1,56*	Presente relatório

Nota: Número de amostras (N), número de haplótipos (H), diversidade haplotípica (h) e desvio padrão (DV). Valores marcados com * não são significativos.

No relatório semestral foram apresentados dados da literatura compreendendo 23 amostras coletadas entre 1999 e 2005 (SHAMBLIN et al., 2014a,b) no estado do Espírito Santo. Esse estudo apresentou um valor de diversidade genética muito elevado ($h=0.6482\pm 0.0546$) e frequência dos haplótipos distintas quando comparado aos dados aqui calculado. Por não haver certeza da procedência das amostras, que poderiam ser de localidades variadas do estado e que não foram contempladas em nossa amostragem, optou-se por excluí-lo das análises comparativas.

O valor do índice de estrutura populacional entre esses agrupamentos não evidenciou mudança na composição genética antes e após o rompimento da barragem ($F_{ST}=0.060$, $p>0.05$), mas o haplótipo raro e endêmico do ES (CCA4.3) só foi encontrado em uma amostra do conjunto de dados pré-rompimento (Figura 199).

Figura 199: Rede dos quatro haplótipos (867 pb) da região controle do DNA mitocondrial de *C. caretta* em área de desova do Espírito Santo, sendo os haplótipos encontrados antes (azul) e após o rompimento da barragem (laranja).



3.4.1.2 *Chelonia mydas* (tartaruga-verde)

Cinquenta amostras de indivíduos juvenis de *Chelonia mydas* foram coletadas na área de alimentação mais próxima da foz do rio Doce, a APA Costa das Algas em Santa Cruz, próximo a foz do rio Piraquê-Açu, Aracruz, ES, entre novembro de 2018 e junho de 2019, no âmbito do atual projeto. Os dados gerados pelo presente trabalho foram comparados com informações da literatura sobre áreas de

desova (NARO-MACIEL et al., 2006) e alimentação próximas (TOREZANI et al., 2010; NARO-MACIEL et al., 2012; JORDÃO et al., 2015) por não haver amostras anteriores coletadas para região da APA.

Foram genotipados 18 *loci* de microssatélites para os 50 indivíduos de tartaruga-verde. O *locus* Cc28 foi removido das análises porque a taxa de erro de genotipagem calculada foi de 100%. Outros dois *loci* (B123 e D2) também foram removidos porque apresentaram desvios no Equilíbrio de Hardy-Weinberg (Tabela 103). A taxa de erro total calculada para os 15 *loci* restantes foi de 0.06%, similar a de outros trabalhos que usaram marcadores microssatélites em estudos populacionais de tartaruga-verde (NARO-MACIEL et al., 2006; RODEN et al., 2013). A probabilidade de identidade (*P*) combinada para os 15 *loci* de microssatélites foi de 1.3×10^{-15} , indicando que o conjunto de marcadores foi eficiente para as análises de identificação individual das amostras e validação dos dados. O programa COLONY não acusou a presença de clones entre as amostras de *C. mydas*, indicando que não houve coletas de indivíduos em duplicatas, o que poderia atrapalhar as análises e interpretação dos resultados.

O teste de desequilíbrio de ligação não mostrou significância estatística ($p > 0.05$) para nenhum dos pares de *loci* analisados. Todos os *loci* apresentaram variação, sendo que o número de alelos (*N_a*) por *locus* variou de 3 a 17 (Tabela 103) com média de 9.37 alelos por *loci*. Os valores de Heterozigosidades observada (*H_o*) e esperada (*H_e*) médias foram 0.69 e 0.71, respectivamente, valores esses mais baixos que os encontrados para duas populações de desova da espécie no Brasil (Trindade *H_o*=0.79, *H_e*=0.78 e Atol das Rocas *H_o*=0.80 e *H_e*=0.78; NARO-MACIEL et al., 2014).

Tabela 103: Caracterização genética de *Chelonia mydas* para 50 indivíduos na foz do rio Piraquê-Açu, Aracruz, ES.

<i>Loci</i>	N	<i>N_a</i>	\bar{A}	<i>H_o</i>	<i>H_e</i>	<i>HWE</i>	FIS	ITA (pb)
A6	50	7	6.24	0.76	0.7	0.18	-0.079	132-154
B103	50	6	5.64	0.66	0.64	0.69	-0.030	171-186
B123*	50	3	2.99	0.38	0.34	0.04	-0.090	230-239
C102	50	5	4.25	0.42	0.48	0.39	0.136	242-270
D2*	43	10	9.26	0.39	0.79	0	0.508	305-369
CM3	50	8	7.10	0.34	0.41	0.08	0.174	176-206
CM58	49	11	9.94	0.81	0.79	0.91	-0.028	143-165
KLK314	50	5	4.57	0.54	0.63	0.71	0.148	117-131
Cc2	50	12	10.47	0.8	0.8	0.59	-0.006	226-268
Cc10	50	11	9.81	0.84	0.78	0.56	-0.064	416-448
Cc2H12	49	17	16.00	0.85	0.9	0.33	0.057	327-387
Cc5H07	49	14	13.42	0.85	0.89	0.69	0.042	222-278
Cc7B07	50	12	11.26	0.88	0.84	0.47	-0.036	204-258
Cc7E11	50	6	5.64	0.56	0.63	0.32	0.116	282-316
CcP7D04	50	11	10.88	0.8	0.87	0.69	0.086	331-375
CcP8D06	50	7	6.23	0.44	0.45	0.79	0.024	268-296
Cc1G02	50	14	12.17	0.92	0.84	0.85	-0.093	255-309

Nota: N (Número de indivíduos), Na (Número de alelos por *locus*), \hat{A} (Riqueza alélica), H_o (Heterozigosidade observada), H_e (Heterozigosidade esperada), HWE (Valor de p para o Equilíbrio de Hardy-Weinberg), F_{IS} (Coeficiente de endocruzamento), ITA (Intervalo do tamanho dos alelos). **Locus* removido da análise porque houve desvio no EHW ($p < 0.05$).

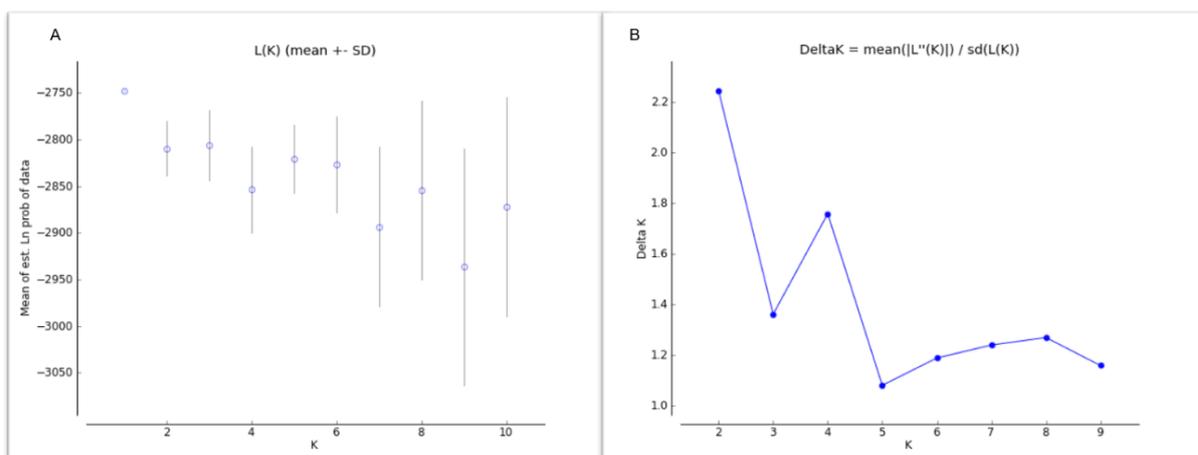
Baseado apenas na média da riqueza alélica encontrada para *C. mydas* em nosso estudo ($\hat{A}=8.91$) esse agregado de indivíduos da APA Costa das Algas apresentou uma menor diversidade genética também quando comparada a outra localidade característica de área de alimentação da espécie no norte do estado do Rio de Janeiro ($\hat{A}=15.24$) (JORDÃO, 2013).

O coeficiente de endogamia (índice que indica presença de cruzamentos entre indivíduos aparentados, ou próximos geneticamente - F_{IS} Global) foi estimado em 0.013, o que demonstra que não há endogamia nesta espécie, ou que cruzamentos entre parentes são limitados. As análises de alelos raros e de excesso de heterozigotos ($p=0.74$) não evidenciaram gargalo populacional recente para a espécie.

O agregado de alimentação de *Chelonia mydas* da APA Costa das Algas foi caracterizado geneticamente pela primeira vez pelo presente projeto e, apesar de agregar indivíduos provenientes de diferentes origens, apresenta valores de diversidade genética mais baixos que o esperado até mesmo para áreas de desova, que costumam ser mais homogêneas geneticamente.

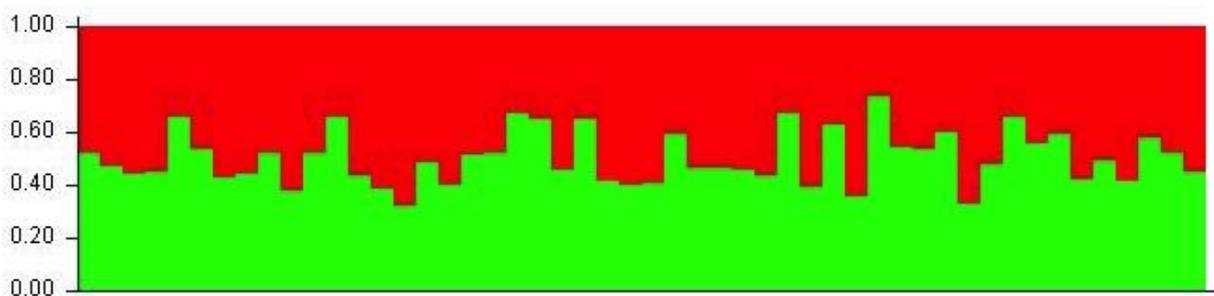
O teste bayesiano que estima o número de agrupamentos biológicos baseados nos 14 *loci* microsatélites utilizados em nosso estudo para *C. mydas* sugeriu $K=2$ (Figura 200A-B), para cada uma das duas corridas testadas usando o método de EVANNO et al. (2005). No entanto, não foi possível identificar uma diferenciação clara dentro do grupo. A probabilidade de uma amostra pertencer dentro dele foi semelhante, assim, nenhuma subdivisão foi possível definir a essa população de *C. mydas* quando considerado esse restrito conjunto de dados (Figura 201).

Figura 200: (A) Probabilidade média de diferentes números de agrupamentos (K) estimado pelo método de PRITCHARD et al. (2010) e (B) variação da probabilidade média entre números sucessivos de agrupamentos (K) estimada pelo método de EVANNO et al. (2005), para a população de *Chelonia mydas*.



No entanto é necessário cuidado ao considerar esse resultado de agrupamentos (clusters). Embora a estatística K usualmente calcule o número correto de clusters na maioria das situações, ela não deve ser usada isoladamente, pois esse método não consegue identificar o melhor K se $K=1$, ou seja, se as áreas amostradas corresponderem a uma única população (EVANNO et al., 2005), que é possivelmente o caso do presente estudo com microssatélites.

Figura 201: Probabilidade de indivíduos de *Chelonia mydas* pertencerem ao agrupamento (K=2) estimado pelo método de PRITCHARD et al. (2010), apresentando duas prováveis populações na área amostrada.



Foram sequenciadas com sucesso, para a região controle do DNAm, 48 amostras dos 50 indivíduos validados pelos marcadores microssatélites (vide item anterior), revelando seis haplótipos (CMA5, CMA6, CMA8, CMA9, CMA32 e CMA45) já descritos na literatura para *Chelonia mydas* (NARO-MACIEL et al., 2012 - Tabela 104). Um estudo que analisou 157 amostras de tartarugas-verde coletadas entre 2000 e 2006 (TOREZANI et al., 2010) em uma área de alimentação na região da Serra, ES, (próxima da coletada no âmbito desse projeto) foi utilizado para comparação com os nossos dados e será considerada aqui como nossa amostragem pré-rompimento da barragem.

Foram identificados, para todas as amostras do Espírito Santo, 10 (CM-A3, CM-A5, CM-A6, CM-A8, CM-A9, CM-A10, CM-A23, CM-A24, CM-A45) (Figura 202) de 31 haplótipos conhecidos para áreas de alimentação de *Chelonia mydas* no Oceano Atlântico (NARO-MACIEL et al., 2006, 2012, 2014).

As frequências dos haplótipos variaram entre ambas as áreas, assim como os valores de diversidade (Tabela 104). Destacam-se a variação na diversidade haplotípica entre *C. mydas* pré-rompimento da barragem ($h=0.6128\pm 0.0307$) e pós ($h=0.4778\pm 0.0814$) e a ausência de evidências de expansão populacional nos grupos (valores de F_s de F_u e D de Tajima negativos e não significativos). O valor do índice de estrutura populacional entre esses agrupamentos não evidenciou mudança na composição genética antes e após o rompimento da barragem ($F_{ST}=0.0179$, $p>0.05$).

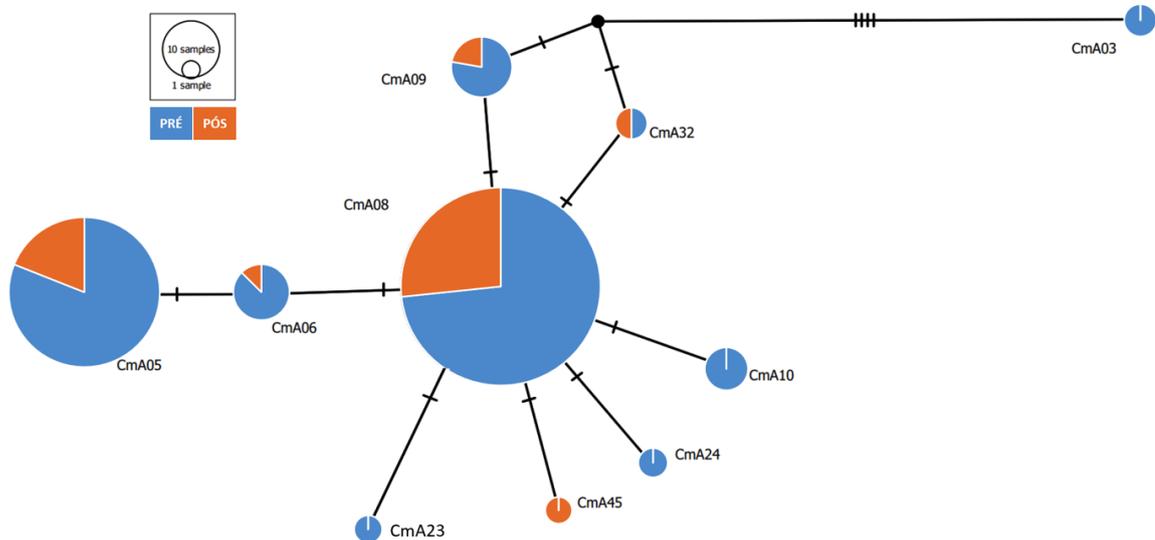
Não podemos afirmar que o rompimento da barragem teve efeito direto único e exclusivo na diminuição de diversidade genética de *Chelonia mydas* do ES, mas tanto os dados baseados em marcadores nucleares quanto os baseados no DNAm mostraram evidências de baixa diversidade para esse grupo de indivíduos. Muitos fatores podem interferir na interpretação dos resultados.

Tabela 104: Índices de diversidade molecular para população em área de alimentação de tartarugas-verdes do Espírito Santo baseados em 491pb da região controle do DNA mitocondrial.

Espécie/ População	N	Haplótipos do DNAm (Frequência)	H	h	DV	D de Tajima	Fs de Fu	Referência
<i>C. mydas</i> ES pré-rompimento da barragem – Vitória (2000 a 2006)	157	CMA3 (2), CMA5 (47), CMA6 (7), CMA8 (88), CMA9 (7), CMA10 (3), CMA23 (1), CMA24 (1), CMA32 (1)	9	0.613	0.031	-0.87*	-2.19*	NARO-MACIEL et al., 2012
<i>C. mydas</i> ES pós-rompimento da barragem – APA Costa das Algas (2018 e 2019)	48	CMA5 (11), CMA6 (1), CMA8 (32), CMA9 (2), CMA32 (1), CMA45 (1)	6	0.478	0.081	-0.72*	-1.79*	Presente relatório

Nota: Número de amostras (N), número de haplótipos (H), diversidade haplotípica (h) e desvio padrão (DV). Valores marcados com * não são significativos.

Figura 202: Rede dos dez haplótipos da região controle do DNA mitocondrial de *C. mydas* em área de alimentação do Espírito Santo, sendo os haplótipos encontrados antes (azul – NARO-MACIEL et al., 2012) e após o rompimento da barragem (laranja).



3.4.1.3 *Dermochelys coriacea* (tartaruga-de-couro)

Vinte e uma amostras biológicas de indivíduos de *Dermochelys coriacea* foram coletadas na área de reprodução da foz do rio Doce, ES, sendo 11 (nove fêmeas e 2 natimortos oriundo de diferentes ninhos das praias de Comboios e Povoação) da temporada 2018/2019 (pós-rompimento) no âmbito do PMBA e 10 entre 2004 e 2010 (pré-rompimento) cedidas pelos colaboradores do Projeto TAMAR.

Para as tartarugas-de-couro foram genotipados 19 *loci* de microssatélites para os 21 indivíduos. Foram removidas de nossas análises os *loci* LB158, LB128, DERM06, DERM32, DERM37 uma vez que a taxa erro calculada da genotipagem para estes *loci* variou de 30% a 100%. Para os 14 *loci* restantes a taxa de erro total calculada foi de 0%. A probabilidade de identidade (*PI*) combinada para todos os *loci* de microssatélites foi de 1.5×10^{-24} , evidenciando a alta capacidade de identificação individual do conjunto de marcadores utilizados e validação dos resultados, principalmente para a espécie em questão que possui alta taxa de perda de marcas (COLMAN et al., 2019). A análise do COLONY indicou a presença de um clone dentre os indivíduos de *D. coriacea* pré-rompimento que foi excluído das análises posteriores. Após a validação dos dados, avaliação das taxas de erro e probabilidade de identidade, as análises de diversidade genética e estrutura populacional foram conduzidas através da genotipagem dos 14 *loci* microssatélites selecionados para 20 amostras de tartarugas-de-couro (nove indivíduos pré e 11 pós rompimento).

O número de alelos por *locus* na população variou entre 2 e 10, com uma média total de 5 alelos (pré rompimento=4.71; pós-rompimento=5.07). Os microssatélites utilizados para *D. coriacea* se mostraram pouco polimórficos, uma vez que os valores estimados de riqueza alélica (pré=3.66 e pós=3.55) e das Heterozigosidades observada e esperada (*HE* pós=0.67, *Ho* pós=0.69 e *He* pré=0.70 e *Ho* pré= 0.64;

Tabela 105) foram muito baixos quando comparados aos da população de desova de *Caretta caretta* da mesma localidade ($N_a=12.35$, $\hat{A}=10.95$, $H_o=0.81$ e $H_e=0.82$; Tabela 101). Essa baixa diversidade genética pode ser reflexo do baixo tamanho populacional para a espécie que está criticamente ameaçada no ES, que acaba por aumentar os efeitos da deriva genética, aumentando a probabilidade de desaparecimento de alelos raros e, conseqüentemente interferindo na diversidade genética total.

Os valores de diversidade genética e o valor de estruturação genética ($F_{ST}=0.019$, $p=0.48$) observados entre as amostras pré e pós rompimento indicaram não haver diferenças entre os grupos. O coeficiente de endogamia (índice que indica presença de cruzamentos entre indivíduos aparentados, ou próximos geneticamente - F_{IS} Global) foi estimado em 0.003, o que demonstra que não há endogamia nesta espécie, ou que cruzamentos entre parentes são limitados. As análises de alelos raros e de excesso de heterozigotos ($p=0.05$) não evidenciaram gargalo populacional recente para a espécie quando considerado o número de indivíduos total ($N=21$). Todas essas análises devem ser analisadas com cuidado, pois o N é muito baixo e uma combinação de fatores (deriva genética, taxa de endogamia, taxa de migração, etc) podem estar interferindo nos resultados analisados isoladamente.

Tabela 105: Caracterização genética de *Dermochelys coriacea* para 20 indivíduos na foz do rio Doce, ES.

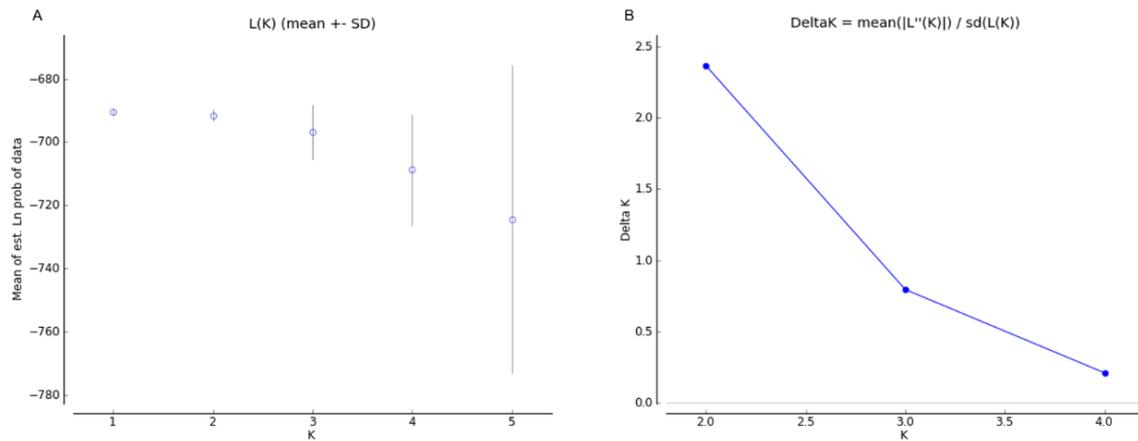
Foz do rio Doce/ES		Loci						
		LB141	LB133	D1	LB157	LB125	LB142	LB123
Pós- rompimento	N	11	10	11	11	6	11	11
	N_a	3	5	10	2	2	2	2
	\hat{A}	2.275	3.462	5.612	1.967	1.941	1.829	1.982
	H_o	0.45	0.8	1	0.63	0.5	0.18	0.54
	H_e	0.48	0.72	0.91	0.45	0.4	0.31	0.48
	HWE	1	0.24	0.51	0.47	1	0.27	1
Pré- rompimento	N	8	6	5	8	6	5	5
	N_a	3	7	6	2	2	3	3
	\hat{A}	2.438	4.749	4.73	1.93	1.565	2.305	2.796
	H_o	0.5	0.66	0.8	0.25	0.16	0.4	0.8
	H_e	0.59	0.86	0.88	0.4	0.16	0.37	0.62
	HWE	1	0.26	0.62	0.38	1	1	1
Pré x Pós	F_{IS}	0.1	0.03	-0.03	-0.1	-0.17	0.25	-0.2
	F_{ST}	0.04	-0.02	0.03	-0.03	0.09	-0.07	0.17
Total	N	19	16	16	19	12	16	16
	N_a	4	8	12	2	3	3	3
	\hat{A}	2.35	4.1	5.17	1.94	1.75	1.06	2.38
	H_o	0.47	0.75	0.93	0.47	0.33	0.25	0.62
	H_e	0.54	0.76	0.92	0.42	0.3	0.32	0.57
	HWE	0.57	0.15	0.49	1	1	0.43	0.36
	ITA(pb)	183-203	148-196	238-286	114-116	207-209	243-249	187-199

Foz do rio Doce/ES		Loci						
		DERM01	DERM05	DERM11	DERM15	DERM34	DERM39	DERM48
Pós- rompimento	N	10	10	10	11	9	10	9
	Na	6	7	8	3	8	7	6
	Ā	4.198	4.685	5.157	2.705	5.268	4.316	4.35
	Ho	1	0.8	0.9	0.63	0.88	0.8	0.55
	He	0.81	0.85	0.88	0.62	0.9	0.8	83
	HWE	0.22	0.64	0.94	0.51	0.03	0.45	0.09
Pré- rompimento	N	7	6	8	9	4	5	5
	Na	6	6	6	4	6	6	6
	Ā	4.404	4.517	4.1	3.591	4.99	4.504	4.73
	Ho	0.85	0.83	0.62	0.66	1	0.6	0.8
	He	0.83	0.86	0.8	0.76	0.92	0.84	0.88
	HWE	0.97	0.4	0.11	0.65	1	0.15	0.61
Pré x Pós	F _{IS}	-0.15	0.05	0.08	0.05	-0.01	0.1	0.26
	F _{ST}	0.01	-0.01	0.0001	0.02	-0.01	0.03	-0.02
Total	N	17	16	18	20	13	15	14
	Na	7	8	9	4	10	8	8
	Ā	4.3	4.6	4.62	3.14	5.12	4.41	4.54
	Ho	0.94	0.81	0.77	0.65	0.92	0.73	0.64
	He	0.82	0.85	0.85	0.7	0.9	0.82	0.85
	HWE	0.81	0.45	0.61	0.25	0.21	0.44	0.34
	ITA(pb)	232-272	247-281	340-384	120-140	142-190	178-218	356-432

Nota: N (Número de indivíduos), Na (Número de alelos por locus), Ā (Riqueza alélica), Ho (Heterozigosidade observada), He (Heterozigosidade esperada), HWE (Valor de P para o Equilíbrio de Hardy-Weinberg), F_{IS} (Coeficiente de endocruzamento), F_{ST} (Coeficiente de diferenciação genética), ITA (Intervalo do tamanho dos alelos).

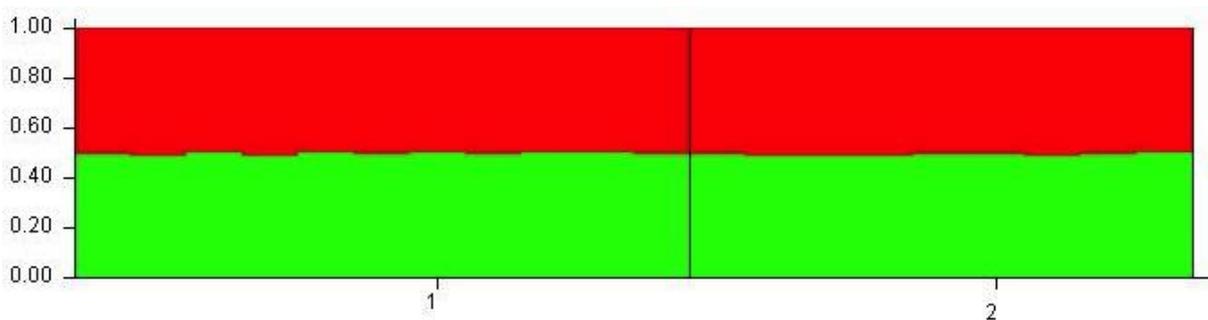
Baseados nos 14 loci microssatélites utilizados na população de *D. coriacea*, o teste bayesiano sugeriu a existência de dois agrupamentos biológicos (K=2; Figura 203A-B) na foz do rio Doce, em ambas corridas testadas usando o método de EVANNO et al. (2005).

Figura 203: (A) Probabilidade média de diferentes números de agrupamentos (K) estimado pelo método de PRITCHARD et al. (2010) e (B) variação da probabilidade média entre números sucessivos de agrupamentos (K) estimada pelo método de EVANNO et al. (2005) para população de *Dermochelys coriacea*.



A probabilidade de uma amostra pertencer ao mesmo grupo foi semelhante, não sendo possível identificar uma diferenciação clara entre os dois grupos sugeridos (Figura 204). No entanto é necessário cuidado ao considerar esse resultado de agrupamentos (clusters). Embora a estatística K usualmente calcule o número correto de clusters na maioria das situações, ela não deve ser usada isoladamente, pois esse método não consegue identificar o melhor K se $K=1$, ou seja, se as áreas amostradas corresponderem a uma única população (EVANNO et al., 2005), que é possivelmente o caso do presente estudo com microssatélites.

Figura 204: Probabilidade de indivíduos de *Dermochelys coriacea* pertencerem ao agrupamento (K=2) estimado pelo método de PRITCHARD et al. (2010), apresentando duas prováveis populações na área amostrada.



Das 21 amostras coletas, nove amostras pós-rompimento (2018/2019) e nove pré-rompimento (2004 a 2010) validadas com os marcadores microssatélites foram sequenciadas com sucesso no presente trabalho. Os resultados dos valores de diversidade genética para os dois conjuntos de amostras adotados (pré e pós-rompimento) estão sumarizados na Tabela 106.

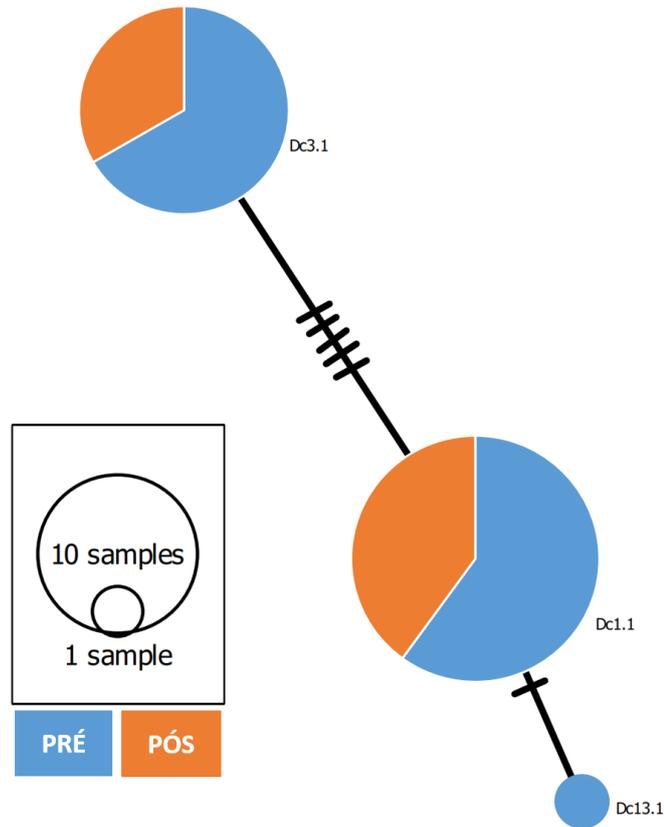
Tabela 106: Índices de diversidade molecular para população de tartarugas de couro do Espírito Santo baseados em 765 pb da região controle do DNA mitocondrial.

Espécie/ População	N	Haplótipos do DNAMt (Frequência)	H	h	DV	D de Tajima	Fs de Fu	Referência
<i>D. coriacea</i> ES pré-rompimento da barragem (2004 a 2010)	9	Dc1.1 (7) e Dc3.1(2)	2	0.389	0.164	0.24*	3.70*	Presente relatório
<i>D. coriacea</i> ES pós-rompimento da barragem (2018/2019)	9	Dc1.1 (8) e Dc3.1(1)	2	0.222	0.166	-1.67*	2.99*	Presente relatório
<i>D. coriacea</i> ES (Total – 2004 a 2019)	18	Dc1.1 (13) e Dc3.1 (3)	2	0.294	0.119	0.04*	3,99*	Presente relatório

Nota: Número de amostras (N), número de haplótipos (H), diversidade haplotípica (h) e desvio padrão (DV). Valores marcados com * não são significativos.

Foram identificados, para as 18 amostras do Espírito Santo, dois (Dc1.1 e Dc3.1) dos 12 haplótipos já reconhecidos para *Dermodochelys coriacea* no Oceano Atlântico (DUTTON et al., 2013; VARGAS et al., 2019) (Figura 205).

Figura 205: Rede dos três haplótipos da região controle do DNA mitocondrial de *D. coriacea* em área de desova do Espírito Santo, sendo os haplótipos encontrados antes (azul – VARGAS et al., 2019 e presente relatório) e após o rompimento da barragem (laranja).



As frequências dos haplótipos variaram pouco antes e após o rompimento da barragem, assim como os valores de diversidade (Tabela 106). Não houve evidências de expansão ou redução populacional para os dados analisados (F_s de F_u e D de Tajima não significativos).

No relatório semestral foram apresentados dados da literatura compreendendo 36 amostras coletadas entre 1992 e 2009 (VARGAS et al., 2019) no estado do Espírito Santo. Esse estudo apresentou um valor de diversidade genética muito elevado ($h=0.532\pm 0.0391$) e a presença de um haplótipo raro (Dc13.1 - Figura 205) não relatado no nosso novo conjunto de dados validados. Os valores do índice de estrutura populacional par-a-par não evidenciaram mudança na composição genética antes e após o rompimento da barragem ($F_{ST}=0.040$, $p>0.05$).

Na Tabela 107 estão sumarizados os valores de diversidade genética para as três espécies avaliadas no presente estudo. De maneira geral, as tartarugas-verdes apresentaram valores de diversidade mais baixos que os de duas áreas alimentação (Vitória e Norte do Rio de Janeiro – NARO-MACIEL et al., 2012; JORDÃO, 2013) e de duas populações de desova da espécie no Brasil (Trindade e Atol das Rocas – NARO-MACIEL et al., 2014). Os índices de diversidade genética para as tartarugas-cabeçudas mostraram valores médios, mas a comparação temporal (pré e pós-rompimento) ficou comprometida

por conta da baixa qualidade do DNA das amostras pré-rompimento. As tartarugas-de-couro apresentaram valores de diversidade genética muito baixos, mas a comparação temporal ficou comprometida por conta do baixo N amostral analisado. Essa população merece atenção especial por ser criticamente ameaçada e nosso estudo mostrou uma metodologia eficiente para identificação individual das amostras, já que essa espécie tem altas taxas de perda de marcas.

Tabela 107: Índices gerais de diversidade genética para as três espécies de tartarugas marinhas no estado do Espírito Santo.

Espécie	<i>Caretta caretta</i>		<i>Chelonia mydas</i>	<i>Dermochelys coriacea</i>	
	Pré (Foz do Rio Doce)	Pós (Foz do Rio Doce)	Pós (APA Costa da Algas)	Pré (Foz do Rio Doce)	Pós (Foz do Rio Doce)
Microsatélites					
N	-	59	50	9	11
NL	-	14	15	14	14
Alelos	-	5-24	3-17	2-7	2-10
<i>Na</i>	-	12.35	9.35	4.71	5.07
<i>Á</i>	-	10.95	8.91	3.66	3.55
<i>Ho</i>	-	0.81	0.69	0.64	0.69
<i>He</i>	-	0.82	0.71	0.7	0.67
DNAmt					
N	22	59	48	9	9
<i>H</i>	4	3	6	2	2
<i>h±DV</i>	0.398±0.122	0.499±0.043	0.478±0.081	0.389±0.164	0.222±0.166

Nota: Número de amostras (N), número de haplótipos (*H*), diversidade haplotípica (*h*) e desvio padrão (*DV*). N (Número de indivíduos), NL (Número de *loci* analisados), *Na* (Número médio de alelos por *locus*), *Á* (Riqueza alélica), *Ho* (Heterozigosidade observada média), *He* (Heterozigosidade esperada média).

Um monitoramento a longo prazo, usando essa metodologia e mais amostras pré (disponibilizada por colaboradores) e pós-rompimento (coletadas com a continuidade do PMBA), irá ajudar a responder se houve ou não influência direta do rejeito sobre a diversidade já diminuta dessa população e sobre a diversidade genética das outras duas espécies na foz do rio Doce e adjacências. A caracterização da composição e diversidade genética das populações de tartarugas marinhas do ES foi realizada com sucesso pelo presente trabalho, e servirá de base para a continuidade de todas as demais análises necessárias para o monitoramento do impacto do rompimento da barragem. Para garantir o sucesso do trabalho de monitoramento do impacto, é importante que haja uma série histórica de dados genéticos para averiguar os possíveis efeitos do rompimento da barragem, e o PMBA permitiu o início da construção desse banco de dados.

3.4.2 Saúde

Os trabalhos realizados até o momento completaram 100% do planejado tanto nos trabalhos de campo (Tabela 108 e Tabela 109), quanto das análises laboratoriais.

Tabela 108: Quantidade e percentual de amostras coletadas de fêmeas durante a temporada reprodutiva de 2018 e 2019, na região de foz do rio Doce, praia de Povoação, Linhares, ES e Praia do Forte, BA.

Coletas realizadas	<i>Caretta caretta</i>	<i>Caretta caretta</i>	<i>Dermodochelys coriacea</i>
	Praia do Forte N (% do N previsto)	Povoação N (% do N previsto)	Foz do Rio Doce N (% do N previsto)
Tartarugas abordadas	35 (117)	66 (110)	9 (60)
Amostras de sangue	35 (117)	66 (110)	Não previsto
Pool de 3 ovos por ninho pré incubação	24 (69)	66 (110)	5 (33)
Pool de 3 ovos por ninho pós incubação	32 (91)	55 (92)	5 (33)
Natimortos	29 (83)	36 (60)	5 (33)
Resultados de bioquímica	35 (117)	60(100)	Não previsto

Tabela 109: Quantidade e percentual de amostras de *Chelonia mydas* juvenis coletadas durante 2018 e 2019, na região da APA Costa das Algas, Aracruz, ES e Ilha de Coroa Vermelha, Nova Viçosa, BA.

Coletas realizadas	APA Costa das Algas	Ilha de Coroa vermelha
	N (% do n previsto)	N (% do n previsto)
Tartarugas capturadas	55 (91)	70 (116)
Amostras de sangue (% do n previsto)	55 (91)	70 (116)
Resultados de bioquímica (% do N previsto)	55 (91)	70 (116)

3.4.2.1 Avaliação da saúde de tartarugas *Chelonia mydas* juvenis.

Os resultados descritivos das análises realizadas em *Chelonia mydas* da área controle em Coroa Vermelha, Nova Viçosa, BA, e da foz do rio Piraquê-Açu, na APA Costa das Algas, Aracruz, ES estão descritos na Tabela 110.

Tabela 110: Parâmetros físicos, hematológicos, bioquímicos e de concentração sérica de metais de tartarugas *C. mydas* na APA Costa das Algas, Aracruz, ES, e Ilha de Coroa Vermelha, Nova Viçosa, BA.

	Coroa Vermelha					APA Costa das Algas				
	N	x	DP	Min.	Máx.	N	x	DP	Min.	Máx.
Massa (Kg)**	68	10.2	4.8	2.7	21.7	51	6.7	3.0	2.3	18.0
CCC (m)**	68	0.456	0.071	0.300	0.590	51	0.389	0.053	0.280	0.550
LCC (m)**	68	0.410	0.061	0.280	0.540	51	0.356	0.051	0.240	0.500
IC*	68	1.010	0.116	0.720	1.280	51	1.080	0.102	0.780	1.041
Hemácias (x10 ⁶ /μL)	68	0.329	0.098	0.120	0.580	47	0.329	0.159	0.118	0.875
Hemoglobina (g/dL)*	68	6.1	2.0	2.0	10.8	47	5.2	2.2	1.2	9.4
Hematócrito (%)	68	20	6	6	40	47	18	7	6	32
VCM (fl)	68	618	177	242	1042	47	608	242	175	1532
HCM (pg)**	68	193	62	53	444	47	170	67	61	349
CHCM (mg/dL)**	68	32.3	9.8	14.1	75.0	47	28.8	7.5	11.9	52.0
Leucócitos /μL**	68	5919	3554	1500	16500	47	6809	2682	2750	14250
Trombócitos /μL**	68	3011	1826	375	8250	47	3718	1309	1250	7500
Heterófilos (%)**	67	41	14	13	87	47	51	17	9	92
Linfócitos (%)	67	36	14	5	67	47	33	15	3	76
Monócitos (%)	67	12	10	0	52	47	10	7	0	26
Eosinófilos (%)**	67	11	6	1	28	47	5	4	0	22
Basófilos (%)	67	0	0	0	0	47	0	0	0	1
Heterófilos /μL**	67	2282	1341	488	8051	47	3449	1983	371	13110
Linfócitos /μL	67	2145	1717	113	10480	47	2265	1414	428	5719
Monócitos /μL	67	863	1255	0	8580	47	707	598	0	2231
Eosinófilos /μL**	67	634	537	15	2543	47	372	368	0	1678
Basófilos /μL**	68	0	0	0	0	47	2	14	0	94
Ácido Úrico (mg/dL)	68	0.93	0.53	0.04	2.40	51	1.02	0.77	0.11	3.80
Uréia (mg/dL)**	68	25.6	43.8	5.3	250.0	51	41.6	47.2	6.1	253.0
Cálcio (mg/dL)*	68	7.3	2.3	2.3	12.3	51	5.4	1.5	2.3	8.6
Fósforo (mg/dL)*	68	4.96	1.35	2.20	8.10	51	6.25	1.41	3.30	8.80
Sódio (mEq/L)**	68	144	5	136	171	51	145	5	134	155
Potássio (mEq/L)	68	4.25	0.56	3.20	6.20	51	4.15	0.66	3.00	6.50
Glicose (mg/dL)*	68	77.4	12.9	48.0	116.0	51	70.0	12.9	48.0	114.0
Colesterol Total (mg/dL)**	68	97.4	56.7	12.0	304.0	51	66.1	41.4	11.0	230.0
Triglicerídeos (mg/dL)**	68	103.7	95.6	8.0	740.0	51	52.6	33.2	7.0	192.0
Proteínas Totais (g/dL)*	68	2.8	0.8	1.0	4.6	51	2.3	0.9	0.4	4.4
Albumina (g/dL)	68	0.78	0.27	0.30	1.70	51	0.69	0.26	0.20	1.43
Globulinas (g/dL)*	68	2.05	0.63	0.70	3.54	51	1.63	0.68	0.20	3.13
ALT (U/L)	68	3.35	1.51	1.00	9.60	51	3.56	2.06	1.30	11.10
AST (U/L)**	68	112	61	31	428	51	135	59	42	360
Fosfatase Alcalina (U/L)	68	16.1	8.4	1.0	39.0	51	14.2	8.4	3.0	39.0

Fe Sérico (µg/dL)	68	25.34	8.97	6.00	55.50	51	32.12	36.64	7.00	249.00
CPK (µ/L)	68	1167	2388	9.0	19405	51	829	1330	8.0	8685
Magnésio (mg/dL)	68	7.26	1.85	4.30	11.50	51	6.75	1.91	1.80	12.00
Fe (µg/L)**	68	1591	1246	173	5760	51	1147	1425	46	7212
Mn (µg/L)	68	116	19	89	183	51	112	47	46	382
Cr (µg/L)	68	11.6	25.3	0.6	195.3	51	9.5	15.9	0.6	101.2
Pb (µg/L)	67	4.21	4.450	0.000	24.093	51	3.883	3.412	0.000	13.266
Cd (µg/L)	68	0.544	0.474	0.001	2.102	51	0.608	0.518	0.000	1.826
As (µg/L)**	68	42.84	43.00	0.70	164.80	51	45.91	28.18	0.98	111.85
Cu (µg/L)**	68	61.5	99.4	0.0	427.1	51	90.0	87.9	5.9	433.0
Zn (µg/L)	68	368.8	268.2	0.9	1118.0	51	623.9	889.2	11.0	4630.8
Hg (µg/L)**	68	0.705	1.825	0.012	9.949	51	0.104	0.085	0.026	0.600

Nota: Diferença significativa pelo test t de Student ($p < 0.05$). ** Diferença significativa pelo teste U de Mann-Whitney ($p < 0.05$).

CCC: Comprimento Curvilíneo de Carapaça; LCC: Largura curvilínea da carapaça; IC: Índice corporal; VCM: Volume Corpuscular Médio; HCM: Hemoglobina Corpuscular Média; CHCM: Concentração de Hemoglobina Corpuscular Média; ALT: Alanina aminotransferase; AST: Aspartato aminotransferase; CPK: Creatinofosfoquinase

As tartarugas da APA Costa das Alga (N=51) foram menores e mais leves do que as de Coroa Vermelha (n=68), mas com um índice corporal ligeiramente maior. Não se observou diferenças entre as categorias de condição corporal entre os locais. As tartarugas da APA apresentaram menos epibiontes (23,7%) que em Coroa Vermelha (43,2%) apesar de algumas terem alta carga epibiônica (1,7%). 95% das tartarugas da APA apresentaram ectoparasitos como sanguessugas e isópodas contra 4,5% em Comparando com dados pretéritos do IMD, a prevalência foi maior na APA do que em Coroa Vermelha nos 3 anos anteriores a 2019. As tartarugas da área afetada apresentam mais parasitas e maior incidência de fibropapilomatose do que a área controle. Coroa Vermelha. A prevalência de fibropapilomatose na APA foi de 53% contra 14,7% em Coroa Vermelha (Figura 206). Os valores hematológicos de tartarugas *Chelonia mydas* juvenis apresentaram diferenças significativas entre a área afetada (APA Costa das Algas) e a área controle em Coroa Vermelha (Tabela 111).

Figura 206: Prevalência de fibropapilomatose em *Chelonia mydas* juvenis na área controle (Coroa Vermelha, BA) e na área afetada pela pluma primária de rejeitos de mineração (foz do rio Piraquê-Açú, APA Costa das Algas, Aracruz, ES) de 2016 a 2019.

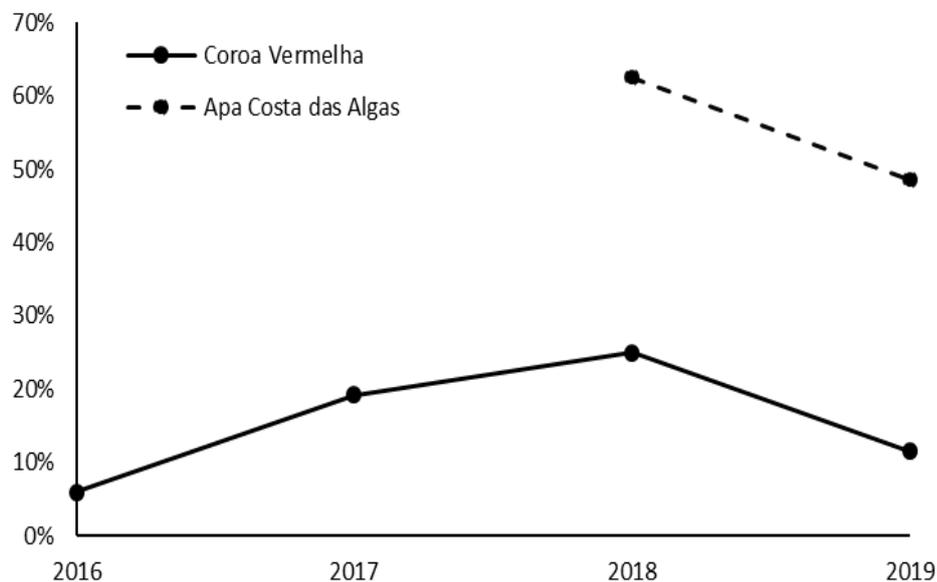


Tabela 111: Diferenças estatísticas significativas ($p < 0,05$) de parâmetros corporais, hematológicos, bioquímicos e metais entre *Chelonia mydas* juvenis da área afetada, APA Costa das Algas, Aracruz (ES) e controle em Coroa Vermelha, Nova Viçosa (BA).

Teste t de amostras independentes entre locais (n=119)		
Parâmetros com distribuição normal	x	Sig. (bilateral)
Índice Corporal	-3.679	0.000
Hemoglobina (g/dL)	2.3	0.023
Cálcio (mg/dL)	5.284	0.000
Fósforo (mg/dL)	-5.048	0.000
Glicose (mg/dL)	3.051	0.003
Proteínas Totais (g/dL)	3.132	0.002
Globulinas (g/dL)	3.464	0.001
As ($\mu\text{g/L}$)	3.646	0.001
Teste não paramétrico entre locais (n=119)		
Parâmetros assimétricos	U de Mann-Whitney	Sig. (bilateral)
Massa (Kg)	913	0.000
CCC (m)	773	0.000
LCC (m)	809	0.000
HCM (pg)	117	0.016
CHCM (mg/dL)	1189	0.020
Leucócitos/uL	1204	0.025
Trombócitos/uL	1041	0.002

Heterófilos (%)	941.5	0.000
Eosinófilos (%)	706.5	0.000
Heterófilos/ μ L	857	0.00
Eosinófilos/ μ L	956.5	0.000
Basófilos/ μ L	156	0.229
Uréia (mg/dL)	1083	0.000
Sódio (mEq/L)	1350.5	0.039
Colesterol Total (mg/dL)	1072	0.000
Triglicérides (mg/dL)	909	0.000
AST (U/L)	1188	0.003
Hg (μ g/L)	643.5	0.000
Fe (μ g/dL)	1090	0.001
Cu (μ g/dL)	2421	0.000

Nota: LCC-Largura curvilínea da carapaça; HCM-Hemoglobina Corpuscular Média; CHCM-Concentração de Hemoglobina Corpuscular Média; AST-Aspartatoaminotransferase.

As tartarugas da área afetada pela pluma principal de rejeitos apresentaram menores valores de hemoglobina, que se refletiram nos índices hematimétricos (CHCM e HCM), corroborados por menores valores de Fe sérico total (Tabela 110). As tartarugas da APA apresentaram maior atividade leucocitária heterofílica com menor eosinofilia do que as de Coroa Vermelha (Tabela 111). As tartarugas da área diretamente afetada podem apresentar um déficit fisiológico no transporte de oxigênio nas hemácias em relação à área controle, e também maior desafio microbiano ou inflamatório que se reflete em maiores níveis leucocitários heterofílicos (VILLA et al., 2017). Por outro lado, o menor nível proteico devido a menor globulinemia está relacionado a menor síntese de anticorpos (PERRAULT et al., 2017). Além disso, a incidência 360% maior de fibropapilomatose na área afetada é mais uma evidência de imunossupressão (WORK et al., 2001) em relação à área controle.

As tartarugas da APA apresentaram-se mais urêmicas, hipocalcêmicas (com elevação compensatória de fósforo), hipoglicêmicas, hipolipêmicas (colesterol e triglicérides), e com maior atividade de aspartato aminotransferase do que em Coroa Vermelha. Estas características em conjunto refletem um pior nível nutricional e maior grau de lesão tecidual hepática que não se reflete visivelmente na condição corporal, mas indica que pode haver um déficit Fisiológico sub-clínico importante que pode afetar tanto a imunidade quanto o grau de atividade comportamental (CAMACHO et al., 2013), que é corroborado pela maior carga parasitária e maior incidência de fibropapilomatose. Os níveis mais elevados de Arsênio nas tartarugas da APA refletem a exposição ao metal que é abundante na região (MIRLEAN et al., 2013) e que se dá especialmente pela alimentação (AGUSA et al., 2008) e reflete os níveis teciduais (VAN DE MERWE et al., 2010). A mesma lógica pode ser usada sobre a maior concentração plasmática de mercúrio nas tartarugas de Coroa Vermelha e de cobre na APA, ou seja, a maior concentração está relacionada a exposição recente na área de alimentação. A ordem de magnitude dos metais no plasma das tartarugas das duas áreas foi a mesma, indicando que se alimentam no

mesmo nível trófico, porém, as diferenças nas concentrações observadas indicam a exposição diferente nas duas áreas: Fe > Zn > Mn > Cu > As > Cr > Cr > Pb > Hg > Cd.

Os valores de metais de plasma deste estudo foram confrontados com dados de sangue total da literatura (PRIOSTE et al., 2015; DA SILVA et al., 2016; PRIOSTE, 2016) para outras áreas no Brasil e no Espírito Santo (Tabela 112).

Os valores de Mn, Zn, As, Cd e Pb na APA foram maiores do que em Fernando de Noronha, PE, enquanto os de Cu foram semelhantes. Os dois estudos que relatam valores de Fernando de Noronha apresentaram resultados bastante diferentes para As e Zn, sendo um menor e o outro maior do que na APA Costa das Algas. Os valores de Cu, Zn, Cd e Pb foram maiores na APA do que em Ubatuba, SP. As tartarugas de Almofala no Ceará, apresentaram valores maiores de todos os metais em relação à APA e Coroa Vermelha, exceto Pb que foi menor do que em Coroa Vermelha e semelhante a APA Costa das Algas. Todos os níveis de metais na APA Costa das Algas foram menores do que os de Vitória, onde a coleta foi realizada no efluente final de uma usina siderúrgica, portanto, local inadequado para servir como referência.

Foram observadas correlações significativas moderadas entre metais, linfócitos e cádmio e ureia e cobre (Tabela 113). A correlação negativa entre Cd e linfócitos indica que pode haver uma influência negativa do Cd na linfopoese ou na geração de linfócitos nas resposta imune uma vez que os níveis de Cd estão relacionados a indução da secreção de diferentes citocinas regulatórias das respostas imunes em tartarugas (PERRAULT et al., 2017) e humanos (MARTH et al., 2001). Níveis elevados de cobre podem estar relacionados a doenças renais crônicas em humanos (MAFRA, 2003), o que analogamente pode ocasionar elevação nos níveis de ureia nas tartarugas.

Tabela 112: Níveis de metais em µg/dL (media ± DP ou 1º - 3º quartis) em sangue de *Chelonia mydas* juvenis em áreas do Brasil.

Local	CV	APA	VIX	SP	UBA	FN	FN	ALM
N	68	51	68	70	13	71	31	24
Método	ICP-OES	ICP-OES	ICP-MS	ICP-MS	AAS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS
Cr	11.6 ± 25.3	9.5 ± 15.9	-	-	-	-	-	-
Cu	61.5 ± 99.4	90 ± 87.9	-	-	95.0 ± 1.0	-	62.2-86.17	-
Mn	116 ± 19	112 ± 47	-	-	-	-	3.04-5.79	-
Fe	1591 ± 1246	1147 ± 1425	-	-	-	-	-	-
Zn	368.8 ± 268.2	623.9 ± 889.2	2153 ± 4608	694.1 ± 579.6	66.0 ± 11.0	831.8 ± 426.6	1.10 – 1.38	758.7 ± 417.8
As	42.8 ± 43	45.9 ± 28.2	216.7 ± 515.1	217.4 ± 397	-	504.1 ± 3970.1	16.65 – 46.28	93.4 ± 90.6
Cd	0.544 ± 0.474	0.608 ± 0.518	0.98 ± 1.18	1.22 ± 1.35	8.0 ± 1.0	1.08 ± 0.92	0.466 – 1.26	1.61 ± 1.62
Hg	0.705 ± 1.82	0.140 ± 0.085	1.01 ± 1.72	2.26 ± 3.72	-	0.028 ± 0.022	-	0.95 ± 0.89
Pb	4.21 ± 4.45	2.88 ± 3.41	112.9 ± 204.5	3.48 ± 29.8	98.0 ± 1.5	2.77 ± 2.02	1.42 – 3.64	2.93 ± 2.77
Referência	Este trabalho	Este trabalho	(PRIOSTE, 2016)	(PRIOSTE, 2016)	(DA SILVA et al., 2016)	(PRIOSTE, 2016)	(PRIOSTE, 2016)	(PRIOSTE, 2016)

Nota: Resultados publicados em peso seco e transformados em peso úmido usando o percentual reportado por (GUIRLET et al., 2008) de 80%. CV: Coroa Vermelha, BA; APA: APA Costa das Algas; ES; VIX: Vitória, ES; SP: São Paulo; UBA: Ubatuba, SP; FN: Fernando de Noronha, PE; ALM: Almofala, Ceará.

Tabela 113: Coeficientes de correlação de Spearman significativas acima de 50% entre metais e Parâmetros de saúde de *Chelonia mydas* da APA Costa das Algas (ES) e Coroa Vermelha (BA).

Correlações	r_s	p
Linfócitos x Cd	-0.547	0.000
Uréia x Cu	-0.543	0.000
Cd x As	-0.609	0.000
Zn x As	0.565	0.000
Cu x Zn	0.502	0.000
Cu x As	0.607	0.000
Cu x Cd	-0.491	0.000

As interações entre metais podem estar relacionadas a efeitos sinérgicos ou antagônicos que podem diminuir ou elevar o efeito fisiológico ou patológico de cada metal, acelerando sua eliminação ou fixação (PRIOSTE, 2016), portanto merecem estudos mais aprofundados sobre os efeitos na saúde das tartarugas ao longo do tempo, ontogeneticamente. Essas diferenças nas concentrações de metais no plasma ou sangue total são esperadas uma vez que refletem a exposição recente na área de alimentação, e também servem para caracterizar ambientalmente as áreas quanto a contaminação por metais (TALAVERA-SAENZ et al., 2007; VILLA et al., 2017; BARRAZA et al., 2019), mesmo considerando que a espécie é migratória e tem uma ampla área de vida na fase adulta.

As variações nos níveis de metais no sangue podem ser explicadas pela exposição no local de alimentação revelando assinaturas de metais diferentes entre a área controle e a área afetada. Sendo assim, a área afetada pela pluma principal de rejeitos de mineração na APA Costa das Algas apresenta uma situação complexa quanto à saúde das tartarugas-verdes por estas apresentarem-se menos saudáveis e com maiores níveis de metais (As e Cu) que a área controle e do que outras áreas no Brasil menos sujeitas a poluição costeira, como Fernando de Noronha, mesmo considerando-se suas particularidades e a influência multifatorial sobre a saúde. Esta situação necessita de monitoramento a longo prazo para se quantificar a influência direta ou indireta dos níveis de metais sobre a saúde das tartarugas-verdes.

3.4.2.2 Avaliação da saúde de *Caretta caretta* em reprodução.

A avaliação clínica das tartarugas *Caretta caretta* em desova parte do pressuposto que se as fêmeas estão aptas a desovar, é porque estão minimamente saudáveis nas duas áreas e que eventuais achados podem estar relacionados ao período reprodutivo ou a enfermidades subclínicas, ou seja, que não apresentam sinais clínicos evidentes. Entretanto, foram verificadas diferenças significativas nos parâmetros de avaliação clínica entre animais da área controle na Praia do Forte (BA) e da área afetada diretamente pela pluma de rejeitos em Povoação (ES), como descrito na Tabela 114. Devido ao tamanho dos animais e dificuldades operacionais não foi possível pesar os animais na praia, portanto

não foi calculado o Índice Corporal. Duas tartarugas apresentaram tumores sugestivos de fibropapilomatose em Povoação e nenhuma na Praia do Forte. Não se observou diferenças significativas na intensidade de ectoparasitismo entre as duas praias, porém, as tartarugas da Praia do Forte apresentaram menor carga epibiônica e melhor condição corporal.

Tabela 114: Parâmetros corporais de saúde com diferenças significativas ($p < 0,05$) de *Caretta caretta* fêmeas em desova nas Praias de Povoação (ES) e Praia do Forte (BA).

Parasitas	Ausentes N (%)	Leve N (%)	Moderado N (%)	Intenso N (%)	N	Fisher	χ^2	gl	p
Praia do Forte	24 (65)	12 (32)	1 (3)	0 (0)	37	0.5411	2.5299	3	0.467
Povoação	44 (72)	13 (21)	2 (3)	2 (3)	61				

Epibiontes	Ausentes N (%)	Leve N (%)	Moderado N (%)	Intenso N (%)	N	Fisher	χ^2	gl	p
Praia do Forte	6 (16)	21 (57)	8 (22)	2 (5)	37	0.000128	19.31	3	0.0002
Povoação	4 (7)	14 (23)	22 (36)	21 (34)	61				

Condição corporal	Ruim N (%)	Média N (%)	Boa N (%)	N	Fisher	χ^2	gl	p
Praia do Forte	0 (0)	7 (19)	30 (81)	37	0.0053	9.3165	2	0.0095
Povoação	1 (2)	31 (48)	33 (51)	65				

Durante a temporada reprodutiva de 2018-2019 na praia de Povoação, foram flagradas 6 tartarugas da espécie *Caretta caretta* apresentando lesões oftalmológicas. Macroscopicamente, os animais apresentavam intensa hiperemia de mucosa conjuntiva e edema de pálpebras (Figura 207), associado ou não a lesões na córnea (Figura 208) o que configura um quadro de blefaroconjuntivite ou ceratoconjuntivite. Este quadro já havia sido relatado pela equipe do Projeto TAMAR na temporada reprodutiva 2017-2018, sem relatos anteriores.

Os exames microbiológicos isolaram bactérias e fungos oportunistas que podem ser tanto causadores quanto secundários às lesões, não sendo possível determinar um diagnóstico etiológico preciso do quadro apresentado. Para tanto, serão necessárias metodologias moleculares para diagnóstico viral, bem como a coleta de biópsias de pálpebra para análise histopatológica. Foram isolados *Myroides odonatum*, *Staphylococcus aureus*, *Bacillus subtilis*, *Aspergillus terreus*, *Cryptococcus albidus*. Os microrganismos isolados são bactérias e fungos oportunistas com baixa patogenicidade, mas que podem levar a casos clínicos em animais imunossuprimidos.

Figura 207: Blefaroconjuntivite severa em *Caretta caretta* na Praia de povoação, Linhares, ES, na temporada reprodutiva 2018-2019.



Figura 208: Ceratoconjuntivite em *Caretta caretta* na Praia de Povoação, Linhares, ES, na temporada reprodutiva 2018-2019.



As doenças oculares em tartarugas marinhas normalmente têm lesões traumáticas como pano de fundo, portanto são casos individuais e pouco comuns (FLINT et al., 2014). No Brasil as doenças oculares mais comuns são relacionadas a traumatismos e à fibropapilomatose nas tartarugas-verdes (*Chelonia mydas*) (SANTOS et al., 2015).

O achado de vários animais com lesões oculares semelhantes no mesmo sítio de desova levanta dúvidas sobre a existência de um outro agente causal ou fator predisponente no ambiente que pode estar relacionado com imunossupressão, o que por sua vez pode estar relacionada a exposição a

metais pesados entre outros fatores (KOMOROSKE et al., 2011). Além do mais, não houve relatos dessa doença nas *Caretta caretta* na Praia do Forte, BA, maior sítio de desova da espécie.

As doenças oftalmológicas já relatadas em tartarugas-marinhas são ceratoconjuntivite, conjuntivite parasitária, blefarite, fibropapiloma, catarata, esclerite heterofílica, úlcera de córnea e ceratite e podem afetar o globo ocular, pálpebras e glândulas lacrimais (I\$LER et al., 2014). A conjuntivite séptica em quelônios representa um risco de septicemia, o que demanda administração de antibióticos tópicos e sistêmicos combinados, associados a vitamina A em animais em reabilitação (I\$LER et al., 2014).

Recomendamos ampliar o estudo da doença para definir a sua patogenia através de exame histopatológico (biópsia) e análise de etiologia viral. Com isso será possível avaliar se a doença está relacionada a imunossupressão e assim compreender se as mesmas possuem ou não correlação com a exposição dos animais aos rejeitos de mineração provenientes do rompimento da barragem em Mariana- MG. Para tanto será necessário coletar amostras de tecidos (biópsia) para análise histopatológica em busca de células inflamatórias que possam auxiliar na definição e uma possível etiologia e de corpúsculos de inclusão viral. Assim, recomendamos que seja incluído no monitoramento o exame oftalmológico e a análise histopatológica de lesões oculares nas tartarugas em desova nas praias de Povoação e Regência, e na Praia do Forte a análise molecular da ocorrência de vírus. Os valores corporais, hematológicos, bioquímicos e de metais plasmáticos e de carapaça de *Caretta caretta* estão descritos na Tabela 115.

Tabela 115: Parâmetros corporais, hematológicos, bioquímicos, de concentração sérica e de carapaça de metais em tartarugas *C. caretta* fêmeas adultas capturadas na Praia do Forte, Mata de São João, BA, e Povoação, Linhares, ES, durante a temporada reprodutiva de outubro de 2018 a março de 2019.

Parâmetros	Praia do Forte (BA)					Povoação (ES)				
	N	x	DP	Mín.	Máx.	N	x	DP	Mín.	Máx.
CCC (m)	37	0.992	0.053	0.828	1.085	66	1.011	0.112	0.890	1.775
LCC (m)	37	0.890	0.040	0.793	0.993	66	0.904	0.077	0.409	1.047
Hemácias (x10 ⁶ /μL)	37	0.294	0.047	0.173	0.408	65	0.397	0.231	0.163	1.193
Hemoglobina (g/dL)*	37	7.9	2.4	3.9	14.2	65	8.8	1.6	5.3	14.8
Hematócrito (%)*	37	29	7	10	41	65	34	5	19	44
VCM (fl)	37	1017	325	328	1880	65	1040	416	258	1899
HCM (pg)	37	272.2	86.6	98.2	520.5	65	276.4	122.7	68.2	689.2
CHCM (mg/dL)	37	28.2	10.3	13.2	80.0	65	26.4	4.5	15.4	41.1
Leucócitos /μL	37	5416	1734	1750	8625	65	5954	2828	1125	14750
Trombócitos /μL	37	3828	1510	1000	9375	65	5584	3263	82	14750
Heterófilos (%)	37	61	9	47	83	64	59	15	6	85
Linfócitos (%)	37	18	6	7	34	64	23	13	3	60
Monócitos (%)	37	5	3	0	15	64	5	3	0	17
Eosinófilos (%)*	37	16	6	6	26	64	12	6	0	31

Basófilos (%)	37	0	0	0	0	64	0	0	0	0
Heterófilos / μ L	37	3273	1019	1120	5261	64	3572	2240	264	10768
Linfócitos / μ L	37	1022	521	140	2253	64	1284	928	83	4744
Monócitos / μ L	37	270	215	0	1050	64	281	180	0	786
Eosinófilos / μ L*	37	860	435	228	2094	64	723	548	0	2803
Basófilos / μ L	37	0	0	0	0	64	0	0	0	0
Ácido Úrico (mg/dL)*	36	0.43	0.14	0.19	0.79	59	0.56	0.24	0.15	1.37
Uréia (mg/dL)	37	22.5	11.8	3.0	69.0	59	22.9	9.1	2.0	55.0
Cálcio (mg/dL)*	37	6.9	3.2	1.1	12.1	59	9.0	2.4	1.4	13.8
Fósforo (mg/dL)*	37	7.9	2.0	3.5	11.6	59	7.3	1.7	3.9	11.4
Sódio (mEq/L)	37	136	24	1	150	59	142	5	133	152
Potássio (mEq/L)*	37	3.9	0.4	2.9	4.7	59	4.2	0.5	3.2	5.3
Glicose (mg/dL)*	37	93.1	18.3	47.0	136.0	59	97.2	15.7	59.0	141.0
Colesterol Total (mg/dL)*	37	229	74	104	374	59	260	67	124	446
Triglicerídeos (mg/dL)	37	640	396	100	1510	59	684	343	57	1429
Proteínas Totais (g/dL)*	37	3.1	0.7	1.4	4.4	59	3.8	0.7	1.9	5.1
Albumina (g/dL)	37	1.26	0.26	0.70	1.80	59	1.37	0.27	0.70	2.00
Globulinas (g/dL)*	37	1.93	0.45	1.00	2.88	59	2.39	0.50	1.00	3.50
ALT (U/L)*	37	4.05	1.80	1.20	9.00	59	2.57	1.37	1.10	8.30
AST (U/L)*	37	224.5	128.3	90.6	662.0	59	162.7	95.0	64.0	685.2
Fosfatase Alcalina (U/L)*	37	8.5	2.7	4.0	17.0	59	10.1	3.0	4.0	17.0
Fe Sérico (μ g/dL)	37	51.7	26.2	14.0	118.0	59	60.0	26.5	21.0	122.0
CPK (μ L)	37	383.7	321.0	57.0	1553.0	59	376.1	264.5	75.0	1254.0
Magnésio (mg/dL)	37	5.4	1.0	3.3	8.6	59	5.2	1.0	2.1	8.0
Fe (μ g/L)*	37	690.1	522.2	31.8	2838.5	63	823.5	463.1	243.3	2756.5
Mn (μ g/L)*	37	130.9	22.6	108.6	205.9	63	113.2	9.4	85.6	133.2
Cr (μ g/L)*	37	2.814	6.657	0.001	31.550	63	5.407	8.957	0.001	36.300
Pb (μ g/L)*	37	1.666	1.136	0.000	5.795	63	1.437	1.913	0.025	12.920
Cd (μ g/L)*	37	0.239	0.034	0.160	0.309	63	0.115	0.133	0.001	0.747
As (μ g/L)*	37	62.9	44.2	0.0	211.1	63	135.3	82.06	8.945	346.1
Cu (μ g/L)*	37	297.3	76.8	70.6	422.4	63	250.1	67.3	39.9	367.8
Zn (μ g/L)	37	985	185	408	1360	63	1061	127	800	1532
Hg (μ g/L)	37	0.282	0.218	0.021	1.355	63	0.474	1.183	0.000	8.954

Carapaça peso úmido)

Fe (mg/Kg)	23	329.0	186.7	91.2	761.9	51	315.7	416.32	30.0	2620.6
Mn (mg/Kg)*	23	9.221	4.724	2.867	22.01	51	7.515	5.245	2.08	24.9

Cr (mg/Kg)	23	0.507	0.896	0.001	3.272	51	0.288	0.557	0.00	3.21
Pb (mg/Kg)	23	0.077	0.125	0.000	0.537	51	0.042	0.058	0.0001	0.259
Cd (mg/Kg)	23	0.003	0.004	0.001	0.014	51	0.0064	0.0097	0.0005	0.057
As (mg/Kg)	23	0.981	0.769	0.017	2.246	51	1.282	2.599	0.052	18.07
Cu (mg/Kg)	23	0.910	0.681	0.139	3.199	51	0.745	0.487	0.02	2.27
Zn (mg/Kg)	23	35.27	21.88	3.59	97.91	51	33.3	18.63	5.9	86.9
Hg (mg/Kg)*	23	0.001	0.000	0.001	0.002	51	0.02	0.027	0.0023	0.111

Ovos frescos (peso úmido)

Fe (µg/g)	20	15.2	28.0	3.44	133.1	62	35.9	54.0	1.15	295.0
Mn (µg/g)	20	0.312	0.157	0.132	0.89	62	0.336	0.103	0.133	0.677
Cr (µg/g)	20	1.218	0.726	0.437	2.619	62	1.109	0.717	0.002	2.666
Pb (µg/g)*	20	0.349	0.11	0.179	0.518	62	0.449	0.117	0.194	0.753
Cd (µg/g)	20	0.347	0.092	0.168	0.47	62	0.383	0.086	0.175	0.66
As (µg/g)*	20	0.173	0.076	0.012	0.308	62	0.122	0.076	0.008	0.323
Cu (µg/g)*	20	0.129	0.036	0.07	0.214	62	0.101	0.06	0.008	0.399
Hg (µg/g)	20	0.004	0.001	0	0.003	62	0.000	0.000	0	0.002
Zn (µg/g)	20	4.006	1.212	1.415	5.984	62	3.697	1.896	0.523	8.655

Nota: * Diferença significativa pelo teste U de Mann-Whitney ($p < 0,05$). CCC: Comprimento Curvilíneo de Carapaça; LCC: Largura curvilínea da carapaça; IC: índice corporal; VCM: Volume Corpuscular Médio; HCM: Hemoglobina Corpuscular Média; CHCM: Concentração de Hemoglobina Corpuscular Média; ALT: Alaninaaminotransferase; AST: Aspartatoaminotransferase; CPK: Creatinofosfoquinase.

Os dados de *Caretta caretta* não atenderam aos pressupostos de normalidade e igualdade de variância mesmo após a transformação logarítmica e foram comparados não parametricamente pelo teste Mann-Whitney. As diferenças encontradas entre os dois locais revelam uma assinatura diferente especialmente relacionada aos níveis de metais no plasma (Tabela 116).

Tabela 116: Diferenças significativas entre parâmetros hematológicos, bioquímicos e de metais pesados no plasma entre *Caretta caretta* de Povoação (foz do rio Doce) e Praia do Forte (BA).

Parâmetro	U	p	N	Povoação x Praia do Forte
Hemoglobina (g/dL)	1560	0.013	102	>
Hematócrito (%)	1650	0.002	102	>
Eosinófilos (%)	2835	0.002	101	<
Eosinófilos	871	0.027	101	<
Ácido Úrico (mg/dL)	1410	0.080	95	>
Cálcio (mg/dL)	1492.5	0.003	96	>
Colesterol Total (mg/dL)	1372.5	0.034	96	>
Proteínas Totais (g/dL)	1608	0.000	96	>
Globulinas (g/dL)	1667	0.000	96	>
Parâmetro	U	p	N	Povoação x Praia do Forte
ALT (µ/L)	472	0.000	96	>

AST (μL)	669	0.001	96	<
Fosfatase Alcalina (μL)	1419	0.013	96	>
Fe ($\mu\text{g/L}$)	1566.5	0.004	100	>
Cr ($\mu\text{g/L}$)	1466.5	0.031	100	>
Pb ($\mu\text{g/L}$)	838	0.019	100	>
As ($\mu\text{g/L}$)	1756	0.000	100	>
Mn ($\mu\text{g/L}$)	478.5	0.000	100	<
Cd ($\mu\text{g/L}$)	461	0.000	100	<
Cu ($\mu\text{g/L}$)	679	0.000	100	<

Nota: > média de Povoação maior do que média da Praia do Forte; < média de Povoação menor do que média da Praia do Forte

As tartarugas de Povoação apresentaram maiores níveis de hemoglobina e hematócrito do que na Praia do Forte, mas sem diferenças nos índices hematimétricos. Também apresentaram menores contagens de eosinófilos, o que pode estar relacionado a uma menor resposta a endoparasitas ou um efeito da concentração de arsênio que apresentou uma correlação inversa com eosinófilos (Tabela 117). As tartarugas de Povoação tiveram níveis maiores de ácido úrico, cálcio, colesterol, proteínas totais, globulinas, ALT e fosfatase alcalina, e tiveram menores níveis de AST. Quanto aos metais as concentrações de Fe, Cr, Pb e As foram maiores nas tartarugas de Povoação enquanto Mn, Cd e Cu foram maiores nas tartarugas da Praia do Forte. Na análise exploratória encontramos correlações positivas (coeficientes de correlação < 0.5) entre Fe x Ca, Fe x colesterol e Fe x fosfatase alcalina, Cd x As e Cu x proteínas totais e Cu x AST na Praia do Forte (Tabela 118).

Nas tartarugas de Povoação, houve mais correlações entre metais e parâmetros de saúde, indicando uma maior influência dos metais sobre a saúde das tartarugas na área afetada. O As foi o metal que apresentou mais correlações com os parâmetros de saúde (hematócrito, eosinófilos, cálcio, colesterol, proteínas e globulinas) e com outros metais (Tabela 116). O Hg, mesmo em baixa concentração, também influenciou significativamente parâmetros de saúde (hematócrito, colesterol, proteínas, globulinas). Além disso houve interações significativas entre metais como As x Cd. Correlações diversas entre metais e parâmetros de saúde de tartarugas marinhas também foram observadas em outros estudos no mundo (CAMACHO et al., 2013; CORTÉS-GÓMEZ et al., 2017) indicando efeitos sobre a saúde dos animais.

Tabela 117: Coeficientes de correlação de Spearman (r_s) entre metais e parâmetros bioquímicos de *Caretta caretta* fêmeas em reprodução na Praia do Forte (BA) e Povoação (ES).

Praia do Forte (BA)						
Parâmetros	N	Fe (ug/L)	Cd (ug/L)	As (ug/L)	Cu (ug/L)	
Cálcio (mg/dL)	37	0.346*				
Colesterol Total (mg/dL)	37	0.346*				
Proteínas Totais (g/dL)	37				0.376*	
AST (U/L)	37				0.409*	
Fosfatase Alcalina (U/L)	37	0.338*				
Cd (ug/L)	37			0.326*		
As (ug/L)	37		0.326*			
Povoação (ES)						
	N	Cr (ug/L)	Cd (ug/L)	As (ug/L)	Cu (ug/L)	Hg (ug/L)
Hematócrito (%)	63			0.310*		0.399**
Eosinófilos grandes (%)	62			-0.311*		
Eosinófilos grandes	62			-0.355**		
Ácido Úrico (mg/dL)	59				0.323*	
Cálcio (mg/dL)	59			0.461**		
Colesterol Total (mg/dL)	59			0.420**		0.302*
Proteínas Totais (g/dL)	59	-0.465**		0.388**		0.414**
Globulinas (g/dL)	59	-0.413**		0.339**		0.401**
Mn (ug/L)	63		0.366**			0-.287*
Cd (ug/L)	63			-0.566**		-0.341**
As (ug/L)	63					0.617**
* p<0.05; ** p<0.01						

Na carapaça, as tartarugas de Povoação apresentaram maiores valores de Mn enquanto as da Praia do Forte apresentaram maiores níveis de Hg. Isso não era esperado uma vez que as tartarugas de Povoação apresentaram maiores níveis plasmáticos desses dois metais, indicando que os níveis plasmáticos estão mais associados às condições do período de desova do que a exposição prévia.

A ordem de magnitude dos metais foi coerente com o padrão de metais essenciais em maiores concentrações do que os tóxicos, porém com inversão entre As e Mn entre as áreas revelando uma assinatura diferente. Em Povoação a ordem decrescente foi: Zn > Fe > Cu > **As** > **Mn** > Cr > Pb > Hg > Cd. Na Praia do Forte a ordem foi Zn > Fe > Cu > **Mn** > **As** > Cr > Pb > Hg > Cd. Quanto à exposição

de longo prazo, a ordem de magnitude dos metais nas carapaças nas duas áreas foi diferente, (Fe > Zn > Mn > As > Cu > Cr > Pb > Hg > Cd em Povoação) nos níveis de **Hg** e **Cd** na Praia do Forte (Cd>Hg). Isso indica que, apesar de serem populações reprodutivas distintas, há um padrão de acumulação de metais na carapaça que está relacionado a exposição alimentar, que é a principal fonte de exposição para a espécie, com maior exposição a Hg do que Cd em Povoação e o inverso na Praia do Forte. Isso corrobora a ideia de que apesar das agregações de tartarugas *Caretta caretta* das duas áreas de desova serem populações geneticamente separadas (REIS et al., 2009), elas se misturaram nas áreas de alimentação e tornam a se separar ao retornar para as áreas de desova. Ainda há dúvidas porém quanto à localização das áreas de alimentação pois estudos de telemetria e marcação indicam que as tartarugas da Praia do Forte usam áreas de alimentação no nordeste do Brasil (MARCOVALDI et al., 2010) e as do Espírito Santo migram tanto para norte quanto para o sul (LEMKE et al., 2003).

Apenas o Hg teve correlação entre o nível do plasma e carapaça ($r_s = -0.483$; $p < 0.001$). Houve correlação negativa significativa entre o Zn plasmático com Cr da carapaça, positiva do Cu plasmático com o Pb da carapaça, Cr e Cd plasmáticos com o Pb da carapaça e o Cd e Hg plasmáticos tiveram correlação negativa com o Hg da carapaça. Os níveis da carapaça denotam a exposição a longo prazo relacionada às áreas de alimentação uma vez que não há remobilização de metais a partir da carapaça (MATTEI et al., 2015) e as tartarugas geralmente não se alimentam na temporada de desova. As tartarugas em reprodução estão em uma condição fisiológica particular na qual empreenderam a migração das áreas de alimentação até a área reprodutiva e estão mobilizando reservas para produção de ovos. Além disso, a alimentação na época reprodutiva, se ocorre, depende muito das características da população e da disponibilidade de alimento, uma vez que predominantemente as tartarugas não se alimentam na temporada reprodutiva devido a ação de hormônios reguladores da fome (GOLDBERG et al., 2013). Sendo assim, é provável que os níveis de metais plasmáticos sejam influenciados pela mobilização destes de tecidos alvo como fígado, rins, músculos e gordura e por isso não se correlacionam com os níveis da carapaça.

Os ovos frescos analisados apresentaram níveis detectáveis de todos os metais analisados no nível de partes por milhão. Os valores de As e Pb foram maiores nos ovos de Povoação do que de Praia do Forte sendo o contrário observado para o Cu que apresentou maiores níveis nos ovos de Praia do Forte. Os níveis de Pb nos ovos foram maiores do que na carapaça e menores do que no plasma, porém em concentrações pouco menores do que níveis tóxicos subletais para aves ($0,9 \mu\text{g/g PV}$) (HARADA, 2006), porém os níveis nos ovos aumentam durante a incubação, podendo alcançar níveis tóxicos (IKONOMOPOULOU et al, 2013) . Os níveis de As nos ovos foram semelhantes a ovos de *Chelonia mydas* (IKONOMOPOULOU et al, 2013), e foram menores do que no plasma, indicando que mesmo com a transferência desses metais para os ovos há um aumento dos níveis plasmáticos que podem estar relacionados a mobilização de reservas teciduais ou a exposição recente a esses metais no local de desova. De maneira geral, os níveis plasmáticos são maiores do que na carapaça, que por sua vez é maior que nos ovos, indicando que há uma exposição recente e que há uma transferência variável para os ovos entre os diferentes metais. Esse dado reforça a importância de se avaliar os níveis de metais

levando em consideração o estado fisiológico das tartarugas em época reprodutiva, sendo importante comparar com animais em áreas de alimentação, fora da temporada reprodutiva.

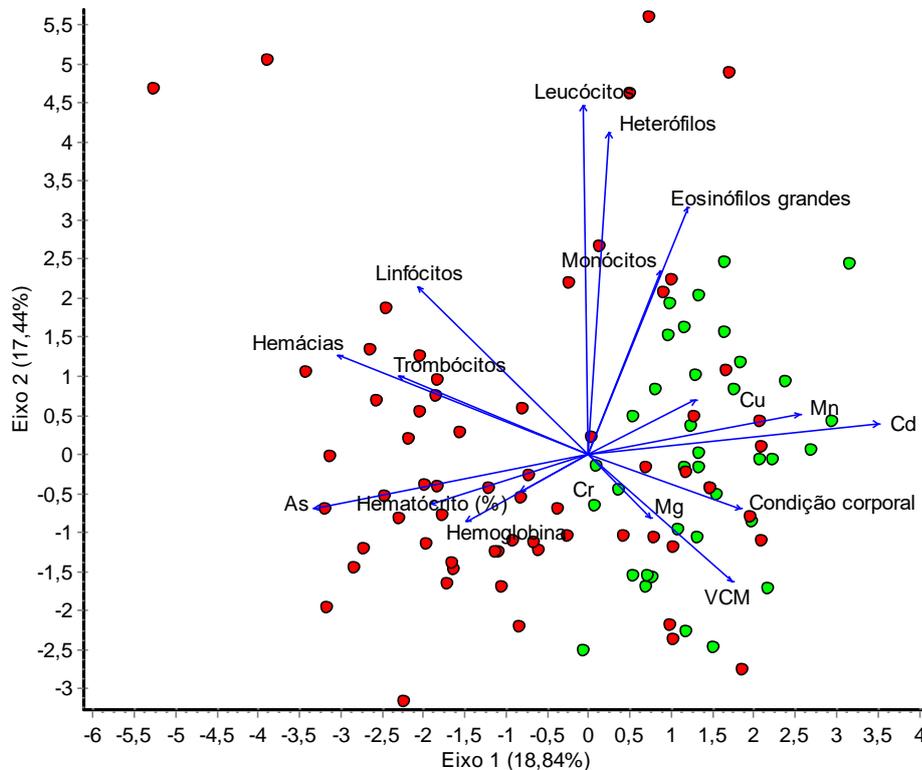
Tabela 118: Coeficientes de correlação de Spearman entre níveis de metais plasmáticos e de carapaça de *Caretta caretta* em Povoação (ES) e Praia do Forte (BA).

		Carapaça (n=51) - Povoação						
		Mn	Cd	Cr	Pb	As	Zn	Hg
Plasma	Cr				0.353 [*]			0.319 [*]
	Cd							0.411 ^{**}
	As							-0.622 ^{**}
	Cu				-0.351 [*]			
	Zn			-0.313 [*]				
	Hg							-0.483 ^{**}
Carapaça	Fe	0.772 ^{**}						
	Mn					0.336 [*]	0.478 ^{**}	
	Cr							-0.358 ^{**}
	Pb					0.353 [*]	0.706 ^{**}	
	As						0.663 ^{**}	
		Carapaça (n=23) - Praia do Forte						
Plasma	Zn							0.424 [*]
	Hg		0.422 [*]					
Carapaça	Fe	0.469 [*]				0.449 [*]		
	Pb						0.627 ^{**}	0.548 ^{**}
	Cu						0.545 ^{**}	0.480 [*]
	Zn						0.555 ^{**}	0.571 ^{**}

Nota: * Nível de significância <0.01; ** Nível de significância <0.001.

Na PCA envolvendo os parâmetros hematológicos e os metais, observa-se a formação de dois grupos (Figura 209). Um formado pelos indivíduos de Povoação e as variáveis que influenciam significativamente são os parâmetros hematológicos como hemácias, hematócrito, hemoglobina, linfócitos, trombócitos e arsênio. O outro grupo, da Praia do Forte mais influenciado pelos metais Cu, Mn, Cd, condição corporal e VCM. Na PCA somente com os parâmetros hematológicos também observamos a formação de dois grupos sendo Povoação influenciada pelos Parâmetros hemoglobina, hematócrito, hemácias, trombócitos, linfócitos, leucócitos e heterófilos. Já a região da Praia do Forte o VCM, a condição corporal e monócitos são importantes para a formação deste grupo. Na PCA somente com metais também observamos a formação de dois grupos sendo Praia do Forte influenciada pelos metais Cu, Mn e Cd e a região de Povoação pelos metais As e Cr. Os Parâmetros bioquímicos não influenciaram significativamente na PCA.

Figura 209: Análise de componentes principais dos parâmetros hematológicos e metais pesados plasmáticos de *Caretta caretta* de Povoação (ES) e Praia do Forte (BA) obtidos na temporada reprodutiva 2018-2019.



Nota: Pontos verdes (Praia do Forte) e Pontos vermelhos (Povoação).

Quando comparados com níveis sanguíneos de metais de *C. caretta* em outros locais do mundo, as populações estudadas apresentam diferenças importantes conforme se observa na Tabela 119. Os níveis de Cr, Cd, As, Zn e Hg foram bem menores do que em outros locais do mundo. Cd e Hg chamam a atenção por apresentarem níveis de 100 a 1000 vezes menores. Os níveis de Mn foram em torno de 10 vezes maiores do que em outros estudos nos EUA, Austrália e Cabo Verde, mas semelhantes aos do México. Essas diferenças observadas comparando-se com outros estudos em outros locais do mundo deve ser observada com reservas uma vez que foram feitas dosadas por metodologias distintas.

Tabela 119: Valores de metais em sangue de *Caretta caretta* em estudos realizados em outros locais do mundo ($\mu\text{g/g}$).

Referência	N	País	CCC	Mn	Cr	Pb	Cd	As	Cu	Zn	Hg
DEEM et al., 2009	23	USA (Atlântico)	77.3					0.007 \pm 0.00			0.02 \pm 0.00
JEREZ et al., 2010	5	Espanha	48.7			0.06 \pm 0.06	0.02 \pm 0.04	1.4 \pm 1.86		1.41 \pm 0.57	0.004 \pm 0.002
REGISTER, 2011	81	EUA (Atlântico)	77.3	0.03 \pm 0.02	0.04 \pm 0.06	0.001 \pm 0.007	0.04 \pm 0.06	11.17 \pm 6.01	0.58 \pm 0.09	10.5 \pm 2.0	
ABDALLAH, 2011	8	Egito (Mediterrâneo)	75.6			0.49 \pm 0.09	1.32 \pm 0.5	0.74 \pm 0.34		10.5 \pm 2.0	0.66 \pm 0.13
LEY-QUINÓNEZ et al., 2011	22	México (Pacífico)	73.9	0.61 \pm 0.55		BDL	1.8 \pm 0.63	4.09 \pm 2.56	2.83 \pm 0.62	44.81 \pm 17.53	
ANCORA et al., 2012	55	Itália				0.066 \pm 0.07	0.11 \pm 0.09				0.06 \pm 0.05
TROCINI, 2013	98	Austrália	96	0.04 \pm 0.03	0.03 \pm 0.02	0.002 \pm 0.01	0.3 \pm 0.3	2.77 \pm 3.46	0.67 \pm 0.13	11.54 \pm 1.77	0.02 \pm 0.01
CAMACHO et al., 2013	201	Cabo Verde	95.5	0.03 \pm 0.03	0.26 \pm 1.02	0.06 \pm 0.02	0.29 \pm 0.25	0.58 \pm 0.95	1.27 \pm 8.46	4.97 \pm 2.9	0.04 \pm 0.04
PERRAULT et al., 2017	25	Florida	88			0.03 \pm 0.02	0.02 \pm 0.02	3.42 \pm 3.69			0.04 \pm 0.06
DAY et al., 2005	34	EUA (Atlântico)	50 - 95								0.03 \pm 0.008
Este trabalho*	37	Praia do Forte (BA)	99.2	0.13 \pm 0.023	0.003 \pm 0.007	0.002 \pm 0.001	0.00023 \pm 0.00003	0.0629 \pm 0.044	0.297 \pm 0.077	0.985 \pm 0.185	0.0003 \pm 0.0002

Referência	N	País	CCC	Mn	Cr	Pb	Cd	As	Cu	Zn	Hg
Este trabalho*	63	Povoação (ES)	101	0.11 ± 0.009	0.005 ± 0.009	0.001 ± 0.002	0.0001 ± 0.00013	0.135 ± 0.082	0.25 ± 0.07	1.061 ± 0.127	0.00047 ± 0.0012

Nota: * Resultados em ug/L convertidos para ug/g considerando densidade do sangue igual a 1 g/mL (VITELLO et al., 2015). BDL: Abaixo do Limite de Detecção. Modificado de (CORTÉS-GÓMEZ et al., 2017)

Contudo, as diversas correlações observadas entre os metais e parâmetros de saúde neste estudo indicam que mesmo em baixas concentrações os metais interferem no metabolismo das tartarugas. Em especial, chama a atenção o As em Povoação que apresentou correlações com sete parâmetros e o Hg com quatro, tanto hematológicos quanto bioquímicos. A acumulação de elementos inorgânicos, como As, Hg e Cd podem alterar a função imune e aumentar a incidência de doenças (FINLAYSON et al., 2016).

As concentrações de metais no plasma foram distintas entre as duas áreas de desova mas na carapaça foram semelhantes, isso sugere diferenças de exposição ou mobilização de metais a curto prazo na temporada reprodutiva, assim, as comparações mais importantes a serem feitas são em anos diferentes, para se observar se há alguma tendência de bioacumulação das tartarugas ao longo do tempo influenciada pela área de desova. A ocorrência de lesões oculares, a maior quantidade de correlações entre os níveis de metais e parâmetros de saúde, as diferenças de assinaturas de metais, associadas a uma menor condição corporal nas tartarugas de Povoação denotam que há uma diferença nas condições de saúde das tartarugas que necessita de uma avaliação a longo prazo para se descartar a hipótese de interferência das condições ambientais locais decorrentes da presença de rejeitos de mineração no sedimento.

Os dados relativos às concentrações de metais pesados em ovos de *C. caretta* e *D. coriacea* e na reprodução serão apresentados em um adendo posterior uma vez que as análises de metais em ovos ainda não foram concluídas.

4 DISCUSSÃO INTEGRADA

4.1 DRONEMONITORAMENTO

Os parâmetros coletados a partir do dronemonitoramento: composição das espécies de mamíferos, aves e quelônios; densidade de indivíduos por mês e local; percentual de comportamento e classe etária permitiram encontrar padrões para a avaliação de impactos proposta. É necessário correlacionar os padrões temporais e espaciais com parâmetros de saúde dos habitats e análises ecotoxicológicas que foram realizadas concomitantemente. O dronemonitoramento da megafauna marinha é uma ferramenta sem precedentes, portanto, não existem dados pretéritos suficientes que permitem comparações confiáveis com os padrões encontrados. Dessa forma, os resultados até o momento encontrados formam um *baseline* para os próximos anos de monitoramento. Dados de cinco anos de dronemonitoramento mensal e vídeo-monitoramento de habitats, comparados com padrões ecotoxicológicos e/ou resultados dos demais subprojetos da megafauna, permitirão estabelecer nexo causal com possíveis fontes de impactos crônicos na parte da biodiversidade referente à megafauna marinha existente na região atingida pela lama de rejeitos proveniente da Barragem de Fundão em Mariana-MG.

As espécies de cetáceos mais abundantes observadas durante o período pelo dronemonitoramento foi a *Pontoporia blainvillei* (toninha) e a *Sotalia guianensis* (boto-cinza). Ambas são espécies de hábitos costeiros, associadas a estuários e desembocaduras de rios (Siciliano, 2002; Siciliano et al., 2006; Bordino et al., 1999; Cremer & Simões-Lopes, 2005). A toninha, *P. blainvillei*, tem uma distribuição muito restrita a costa e com populações pequenas. É considerada uma espécie endêmica da costa leste da América do Sul (Siciliano, 1994, Crespo et al., 1998). A população que se encontra no ES foi estimada em 893 indivíduos pelo trabalho de sobrevoo tripulado e com a maior concentração na porção sul da foz do Rio Doce. O dronemonitoramento tem a maior parte dos registros de toninha ao sul da foz, em Comboios, com avistagens em praticamente em todos os meses amostrados. Neste local, a incidência de pluma é muito menor, muitas vezes chegando a ser nula, esses resultados ajudam a corroborar com o efetivo monitoramento da espécie ao redor da foz, principalmente nas áreas com maior impacto do rejeito de minérios.

A toninha, *P. blainvillei*, está listada na IUCN como vulnerável e na lista nacional de fauna ameaçada como criticamente em perigo (Ministério do Meio Ambiente). Sua distribuição é endêmica e restritamente costeira, que vai apenas ao longo da costa leste da América do Sul (Brasil, Uruguai e Argentina), do norte do Golfo San Matias, na região central da Argentina ao o Espírito Santo, sudeste do Brasil (Siciliano, 1994, Crespo et al., 1998), normalmente em áreas inferiores a 30m (Siciliano et al., 2006), com registros raros até 60m de profundidade (Danilewicz et al., 2009). Na Argentina, as fêmeas com filhotes estão mais associadas a pequenas profundidades e no período de primavera e verão, (Bordino et al., 1999). Na Baía da Babitonga, as toninhas se concentram em áreas próximas aos manguezais, com fundo heterogêneo, formado por areia e lama (Cremer & Simões-Lopes, 2005).

A espécie *S. guianensis*, o boto-cinza, foi encontrada em todos os pontos de amostragem (Piraquê-açu, Comboios e Foz do Rio Doce) e com filhotes presentes em grande parte dos grupos. Pinheiro (2012) registrou a presença de indivíduos de botos imaturos na região da foz do Rio Doce durante todo o ano, evidenciando a importância da área como berçário para a espécie. Embora tenha sido avistado grupos em todos os locais, as desembocaduras de rios mostraram maior quantidade de grupos desses animais. Essa espécie é encontrada associada em locais com baixios de lama costeiro e substratos lamosos (fundo inconsolidado), utilizando essas áreas para alimentação e forrageio (Rodrigues, 2014; Lodi, 2003).

Na dieta de ambas as espécies estão presentes peixes teleosteos, cefalópodes e crustáceos (Danilewicz et al. 2002; Daura-Jorge et al., 2011), com ênfase para a pescadinha (Rupil et al. 2018 e 2019). Essas espécies foram registradas realizando estratégias de forrageamento/ alimentação durante todo o período de amostragem evidenciando a importância da área para esses cetáceos

4.2 SOBREVÃO TRIPULADO

Entre os cetáceos, a grande maioria dos indivíduos de toninha (Críticamente em perigo "CR"), boto-cinza (Vulnerável "VU") e golfinho-nariz-de-garrafa (Dados faltantes "DD") se concentraram nos estratos sul do Rio Doce, especialmente no estrato Rio Doce30S, local que recebeu o maior aporte de metais pesados imediatamente após o deságue (Magris et al. 2019). A sobreposição entre a área de maior densidade dessas três espécies (resultados do presente estudo) e a área de maior aporte de metais pesados (Magris et al. 2019), indica que essas populações sofreram impacto agudo pelo contato direto com o material oriundo do rompimento da barragem de Fundão logo após a sua chegada no ambiente marinho.

Estudos realizados com algumas das espécies identificadas na área dos sobrevoos demonstram que metais como Mercúrio, Cádmiio, Zinco e Cobre podem se acumular nos músculos, fígado e rim (Gerpe et al. 2002; Moura et al. 2012). O acúmulo de metais pesados pode causar danos como diminuição do sucesso reprodutivo, alterações do sistema nervoso e imunodeficiência (Krishna et al. 2003). Os efeitos crônicos, resultantes do contato contínuo dessas espécies com agentes químicos oriundos do rompimento da barragem, sobre a viabilidade populacional da toninha, do boto-cinza e do golfinho-nariz-de-garrafa é um fator preocupante e, assim, o monitoramento da abundância e distribuição dessas populações ameaçadas a longo prazo deve ser considerado uma prioridade.

Em relação a outros grupos que compõem o escopo do monitoramento da megafauna, foi observada uma sobreposição espacial de diversas espécies de tartarugas-marinhas da família Cheloniidae (VU-CR), atobá-marrom e aves Sternidae com a região de descarga da pluma contendo dejetos do vazamento na fase de pulso, evidenciando o impacto agudo pelo contato direto com esses dejetos. É preocupante tal sobreposição, e recomenda-se o monitoramento da abundância e distribuição dessas populações. A manutenção da sazonalidade do monitoramento se torna evidente quando alguns grupos como baleia jubarte (Quase ameaçada, NT) e tartaruga-de-couro (CR) foram registradas somente na estação de inverno.

Constatou-se que a população de toninhas do Espírito Santo é a menor e a que apresenta a área de vida mais restrita (2.366 km²) entre todas as populações da espécie. Com base na abundância estimada de 777 (CV = 0,34) indivíduos, espera-se que não mais de 388 sejam indivíduos maduros e não mais que 194 sejam fêmeas maduras. Nessas circunstâncias, propomos que essa população de toninhas que habita exclusivamente a região norte do Espírito Santo se qualifique para ser listada como "Em Perigo" (EN) sob o critério C2a (ii) da Lista Vermelha da IUCN, devido ao seu pequeno tamanho populacional (com menos de 2.500 indivíduos maduros) e por um declínio inferido na abundância como consequência da captura acidental e degradação do habitat (Secchi 2006, Zerbini et al. 2017). Este resultado indica o alto risco de extinção dessa população e a qualifica em uma categoria de ameaça mais alta do que a proposta para espécie ao longo de toda a sua distribuição (ou seja, "Vulnerável", VU), reforçando a fundamental importância do monitoramento a longo prazo dessa população.

4.3 ROV

A escolha dos ambientes amostrados baseado no uso do hábitat das espécies estudadas, é refletido na predominância de lama, seguidas por areia e lama, e areia e fragmentos, encontradas no mapeamento realizado com o ROV. A região imediatamente ao sul da foz do rio Doce é composta basicamente por um fundo lamoso, devido a influência direta da pluma de sedimentos do estuário. Neste local há a maior densidade de *P. blainvillei* e *S. guianensis*, e o comportamento de alimentação foi o mais registrado pelo dronemonitoramento para ambas as espécies. Esta mesma área também é a mais utilizada por outras espécies de cetáceos, segundo as estimativas de densidade realizadas através de sobrevoo tripulado. A região mais próxima à costa, entre o município de Linhares e São Mateus, também apresenta fundo lamoso e uma relevante concentração de toninha e boto-cinza, principalmente, no verão.

No geral o monitoramento com ROV identificou os habitats sedimentares com ausência de macrobentos (ex. sedimentos finos e arenosos) como os dominantes na área de estudo devido a influência do grande aporte sedimentar oriundo do rio Doce (Aracruz até Conceição da Barra, com predomínio para a região de influência da foz do rio Doce; Vieira et al., 2019; Figura 46). Por outro lado, os habitats dominados por organismos bentônicos (ex. habitats dominados por Chlorophyta, Chordata, Cnidaria, Ectoprocta, Mollusca, Porifera, Rhodophyta e Stramenopiles) estão majoritariamente associados a ecossistemas recifais (ex. bancos de rodólitos e recifes de corais) e a sedimento misto distantes da região de influência de aporte sedimentar do rio Doce ou em maiores profundidades na plataforma interna (ex. isóbata de 25m até os 40m de profundidade; Figura 45).

Além disso, a pesar dos padrões sedimentares bem definidos para a plataforma continental interna do Espírito Santo, nossos resultados suportam a existência de variações na estrutura e composição dos habitats sedimentares, onde em uma mesma região podemos encontrar habitats dominados por sedimentos finos a poucos metros de habitats dominados por organismos bentônicos (ex. APA 1, 2 e 3). Tais variações em habitats sedimentares ocorrem naturalmente no ambiente devido a variações espaciais e temporais de correntes marinhas, processos de sedimentação e influências climáticas (Vieira et al., 2019), assim o uso de ROV possui um alto potencial para melhores definições de estrutura e composição de habitats bentônicos e demais aplicações para conservação de ecossistemas no antropoceno.

4.4 BIOACÚSTICA

Os cetáceos registrados, tanto acusticamente quanto visualmente, estão amplamente distribuídos na área de estudo. As variáveis ambientais explicam, em caráter geral, a distribuição dos animais. Um dos principais efeitos resultantes da chegada da pluma na foz do Rio doce foi o aumento da turbidez. Em especial, confirmamos que a turbidez é um fator determinante na atenuação e degradação dos cliques de ecolocalização, especialmente para parâmetros de frequência e bandas espectrais, reduzindo o

potencial de propagação dos sons e conseqüentemente reduzindo sua área ativa. Além dos parâmetros espectrais, observamos influência da turbidez sobre o nível de pressão sonora (*SPL*) em todas as espécies que, para resolverem o problema de perda de energia, aumentam a intensidade de seus cliques em valores maiores de turbidez, possivelmente como uma tentativa do animal em compensar as perdas nos demais parâmetros. Observamos que os sons sociais de banda estreita, como assobios, são menos susceptíveis à atenuação e degradação por fatores extrínsecos. Ainda assim observamos variação dos parâmetros acústicos quanto a turbidez nesses sinais para a espécie não identificada, particularmente nas frequências mais altas, duração e distribuição da energia (frequência central) do sinal. A máxima frequência e a frequência central apresentam diminuição em valores maiores de turbidez, indicando respectivamente atenuação e mudança no equilíbrio energético do assobio. Em relação à duração dos assobios, encontramos valores diretamente proporcionais aos de turbidez. Esse fenômeno não está associado aos fatores de atenuação e degradação que implicam na diminuição ou perda de intensidade, mas sim em uma possível forma de compensação do animal na transmissão desse sinal. Esses fenômenos descritos neste estudo, com especial atenção aos cliques de ecolocalização, podem implicar no aumento do custo energético para que os animais possam compensar as perdas resultantes do efeito da turbidez para suprir suas necessidades de sobrevivência, especialmente forrageamento, captura de presas e a comunicação intraespecífica. Essa alteração do balanço energético pode gerar conseqüências de longo prazo e comprometimento a nível populacional.

4.5 CETÁCEOS

4.5.1 Uso do hábitat

A maior frequência de avistagens de *S. guianensis* no período chuvoso pode estar relacionada à disponibilidade de presas. Em levantamento do desembarque pesqueiro listado no Boletim de Estatístico de Pesca do Espírito Santo (2011), as espécies encontradas na dieta alimentar de *S. guianensis*, como bagre, carapeba, sarda, curvina, pescada, peixe espada, tainha, camarão, dentre outros (Rupil et al., 2018), apresentam alta taxa de captura nos meses de outubro a março, por meio de diferentes modalidades de pesca. Apesar do comportamento de alimentação na região do rio Doce não ter sido predominante em nossos registros (ponto fixo e embarque), registrou-se indivíduos de *S. guianensis* se alimentando. Essa espécie, considerada Vulnerável (MMA, 2014), está obtendo seu recurso alimentar em uma região que apresenta um acúmulo de metais de até 60 vezes maior do que quando comparado à resultados de estudos pretéritos ao rompimento da barragem de Fundão, MG (Relatório semestral RRDM - ANEXO 1). Por se tratar de animais de vida longa e topo de cadeia, podem acumular altos níveis de metais pesados em seus tecidos podendo impactar diretamente em sua saúde.

A espécie de cetáceo com maior frequência de encalhe foi *S. guianensis* (n=64), sendo que a maior proporção de encalhes foi de animais adultos, compreendendo 55% dos animais contra 45% de exemplares imaturos. O número de encalhes de juvenis é preocupante, uma vez que grande parte dos indivíduos de *S. guianensis* da população do Espírito Santo está vindo a óbito antes de chegar à idade

adulta. Para toninhas os encalhes de indivíduos juvenis representou 85%. A região norte do litoral do Espírito Santo apresentou o maior número de ocorrências de encalhes, Linhares com 33,8% (n=25) e São Mateus com 28,6% (n=22), havendo uma sobreposição de impacto antrópicos, como interação acidental com pesca e o rejeito de minério. A baixa avistagem de indivíduos juvenis nos monitoramentos por ponto fixo e embarque e alto número de encalhes desses indivíduos merece uma atenção uma vez que a espécie é ameaçada de extinção.

De acordo com o Relatório Monitoramento da Influência da Pluma do Rio Doce, após o rompimento da barragem pôde-se verificar uma forte variação horizontal na temperatura e forte turbidez registradas (UFES, 2017), que são fatores ambientais considerados responsáveis por variações na distribuição dos cetáceos (Lodi, 2003). Apesar de *Sotalia guianensis* e *Pontoporia blainvillei* serem animais costeiros, que usam áreas de estuários com águas mais turvas, a foz do rio Doce sofreu uma brusca variação em um curto tempo. Essa forte variação horizontal de temperatura e forte turbidez pode ser um fator que contribua com o deslocamento dos golfinhos em busca de uma alternativa para uso do ambiente, como a busca de alimento.

Vale ressaltar que a presença de cetáceos ameaçados de extinção (*S. guianensis*, *Pontoporia blainvillei*) e migratórios, que usam a área para reprodução e cuidado parental (*Megaptera novaeangliae*), demonstra a importância da região e a necessidade do monitoramento dessas espécies.

4.5.2 Encalhes

Este relatório foi executado em parceria entre instituições que atuam com encalhe de cetáceos há mais de 30 anos na região, entre elas o Instituto Baleia Jubarte (IBJ) e o Instituto Orca, que são integrantes da REMAB. Alguns resultados presentes neste trabalho foram comparados com informações referentes aos registros de encalhes de cetáceos na costa do Espírito Santo, contidas no banco de dados e relatórios do IBJ e do ORCA, devido escassez de informações na literatura.

Em relação à sazonalidade anual os encalhes foram mais evidentes no verão, sendo 1.9 maior em relação à primavera e inverno e 4.9 vezes superior ao outono, o período chuvoso é coincidente com o período mais quente do ano e apresentou um pouco mais que o dobro de encalhes (2.1 vezes maior) do que o período seco coincidente com o padrão de inverno. Apesar destes padrões evidenciados e de terem sido apresentadas anormalidades na distribuição sazonal de encalhes, sobretudo na fase aguda de impacto do desastre, cabe ressaltar que os encalhes de cetáceos dependem das taxas de chegada de carcaças à costa. Estas podem sofrer influências ambientais dadas as variações sazonais e anuais, por exemplo o regime dos tipos de ventos e correntes marítimas, que podem variar consideravelmente na avaliação entre anos consecutivos, e também devido às características climáticas globais como consequências de “El Niño” e “La Niña”. Espécies migratórias como a baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*) não se encontram na região ao longo do verão e outono, portanto encalhes de espécies oceânicas e migratórias podem sofrer variações relativas à distribuição da espécie ao longo da costa. Outra questão que pode afetar os encalhes de cetáceos está relacionada com a sazonalidade de atividades antrópicas, especialmente o calendário de pesca que tende a concentrar esforços e afetar

especialmente os pequenos odontocetos costeiros durante as épocas de verão. Isso pode explicar as ocorrências simultâneas de encalhes, com até quatro ocorrências em um mesmo dia e a mais alta taxa de encalhe/dia para janeiro (0.39 cetáceos/dia) e em contrapartida o espaçamento de encalhes durante a época de seca típica de inverno com maior período com ausência de ocorrências de encalhes, 38 dias sem nenhum registro.

Nestes 12 meses de projeto foram detectadas apenas cinco espécies diferentes de cetáceos encalhados, o que evidencia um tempo curto e insuficiente de monitoramento, pois, na série história de monitoramentos realizados pelas instituições IJB e ORCA foram evidenciadas ocorrências de 17 espécies diferentes de cetáceos na costa do Espírito Santo, além das cinco espécies apontadas no relatório, foram reportadas ocorrências de outras 12 espécies que não chegaram a encalhar nesta etapa inicial de estudo, entre elas: *Balaenoptera edeni*, *Globicephala macrorhynchus*, *Grampus griseus*, *Kogia breviceps*, *Kogia sima*, *Orcinus orca*, *Peponocephala electra*, *Physeter macrocephalus*, *Stenella attenuata*, *Stenella longirostris* e *Tursiops truncatus* e *Ziphius cavirostris*. O presente monitoramento cobriu apenas 26% das espécies com ocorrência histórica na região.

A razão sexual não pode ser analisada para todas as espécies, sendo avaliadas apenas para o boto-cinza, toninha e baleia-jubarte que apresentaram maior quantidade de registros. Para as três espécies citadas a desproporção de machos em relação a fêmeas foram representativas, ao ponto de gerar dúvidas sobre o seu significado ecológico e consequências. As taxas foram de 60% de machos de toninhas, 68% de machos de botos-cinza e 83% de baleias-jubarte em relação às fêmeas. A avaliação da razão sexual e da faixa etária dos animais que encalham, necessita ser continuamente monitorada para subsidiar as bases necessárias aos estudos demográficos e de viabilidade populacional destas espécies ameaçadas neste contexto de impacto, para tanto, um maior tempo de estudo se faz necessário para avaliar suas tendências e cruzar tais achados com estimativas populacionais destas espécies. Estudos comportamentais relacionados com padrões de grupos podem auxiliar a esclarecer questões relacionadas com aspectos reprodutivos. Foi preocupante a grande quantidade de encalhes de filhotes e juvenis de toninhas, com perdas na ordem de 85% de animais imaturos sexualmente. Para uma população em isolamento e criticamente ameaçada por diversas pressões antrópicas como é a toninha da FMA1a, este baixo recrutamento de novos indivíduos com potencial reprodutivo pode potencializar o processo de extinção desta espécie na região, sendo assim, medidas protetivas são urgentemente necessárias.

As razões pela qual os cetáceos vêm a encalhar e/ou a morrer são inúmeras; devido à natureza aquática, a distância entre o óbito até o local do encalhe e, sobretudo, devido a decomposição das carcaças, a causa da morte é muitas vezes inconclusiva. Além disso, existe uma limitação da realização de exames complementares que ajudam no diagnóstico dos exames necroscópicos. A decomposição é um fator irreversível e complicador para o diagnóstico, sendo normal que a quantidade de amostras viáveis tenda a ser menor do que a quantidade máxima de amostras esperadas de protocolos pré-estabelecidos. Há de se considerar outros fatores que tendem a superestimar a quantidade de amostras esperadas em relação à quantidade de amostras colhidas, entre elas: ausência

de secreções, lesões e sinais específicos que diminuem a possibilidade de colheita de amostras e detecção de patógenos; ausência de órgãos e tecidos em detrimento de predação; contaminações de cavidades em detrimento de lesões de continuidade e o grau da autólise de determinados órgãos e tecidos por motivos variados. No presente monitoramento apenas 27,3% das carcaças encalharam frescas ou em decomposição moderada e 72,7% das carcaças estavam em processo avançado de decomposição, o que comumente acarreta dificuldades para análises complementares e resultados laboratoriais esperados.

A causa da morte dos cetáceos examinados foram consideradas como conclusivas em 57% dos casos e a principal causa de óbito dos cetáceos atendidos esteve atribuída com emalhe acidental com 45,5%, seguida por enfermidades infecciosas com 40,9% das ocorrências. Em relação a essa segunda categoria, em 10,5 % dos animais foram diagnosticados patógenos. Foram quatro botos-cinza, sendo três da região Norte do ES e um da região Sul: dois apresentaram infecção por morbilivírus, um com toxoplasmose e outro com brucelose. Estes resultados refletem uma grande preocupação porque os dois últimos patógenos são de difícil detecção, são considerados zoonoses e são doenças que atingem animais imunossuprimidos. A toxoplasmose é causada pelo *Toxoplasma gondii*, e é uma doença fatal para os cetáceos, onde as principais lesões observadas nestes animais são hepatite necrosante, adrenalite e linfadenite (Costa-Silva *et al.*, 2019). E as infecções pela bactéria *Brucella* spp. em cetáceos podem ser assintomáticas, agudas e crônicas, causando lesões como meningite, meningoencefalite, pneumonia, hepatite necrosante, pericardite e osteoartrite, sendo capaz de levar o animal a óbito (Sánchez-Sarmiento *et al.*, 2019).

Os resultados laboratoriais dos animais que apresentaram processos infecciosos como causa da morte serão relacionados com outros achados na continuidade do monitoramento, entre eles com os resultados dos índices de contaminação química, com os resultados histopatológicos e com a avaliação de alterações ósseas. Considerações poderão ser feitas em relação a determinação da idade dos animais para avaliar tais índices em relação ao tempo de exposição desses indivíduos aos dejetos do acidente de Mariana-MG.

De acordo com os relatórios de monitoramento de encalhes do IBJ, em 520 km de praias, que compreende o trecho desde o rio Jequitinhonha até o rio Piraqueaçu, o percentual de perdas por emalhamentos foi na ordem de 54% (valor médio) das causas de óbitos dos cetáceos nos três anos anteriores ao ano corrente de 2019 (IBJ, 2016, 2017 e 2018), este valor é 18% maior do que o equivalente para emalhamento do presente estudo (45,5%). Em relação aos processos infecciosos o valor médio dos mesmos relatórios avaliados apresentou a proporção de 18% e este valor médio foi bem inferior ao que foi observado no presente estudo, que apresentou a proporção na ordem de 40,9% o que é 2,27 vezes maior, sugestivo de aumento da morbidade dada às enfermidades advindas da imunossupressão e comprometimento do status de saúde dos animais em detrimento do impacto e contaminação ambiental a que estão expostos neste momento.

A espécie com maior frequência de encalhes foi o boto-cinza (*Sotalia guianensis*), que está listada pelo Ministério do Meio Ambiente como ameaçada e tem status de espécie “Vulnerável” na Lista da Fauna Brasileira de Espécies Ameaçadas de Extinção (Portaria MMA n.444 de 17/12/2014). O boto-cinza está submetido à inúmeras ameaças devido ao seu hábito costeiro, principalmente associadas às atividades antrópicas pesqueiras e as que causam mudança de habitat.

O primeiro registro de morbilivírus do Atlântico Sul foi detectado em um boto-cinza encalhado no Espírito Santo em 2010 e atendido pelo IBJ (GROCH *et al.*, 2014). O morbilivírus cetáceo (CeMV; família Paramyxoviridae) é um patógeno altamente infeccioso, responsável por inúmeras mortes de cetáceos em todo o mundo, inclusive de surtos de mortalidade (GROCH *et al.*, 2018; BENTO *et al.*, 2011). Apresenta nos animais, sinais clínicos de desnutrição associado ou não com caquexia, podendo ocorrer infecção subclínica (DOMICIANO, 2012). No final de 2017, foi observado um surto epidemiológico de morbilivírus com alta mortalidade no Rio de Janeiro e depois em São Paulo, atingindo mais de 200 animais da espécie *Sotalia guianensis*. A origem deste surto permanece não elucidada (GROCH *et al.*, 2018; FLACH *et al.*, 2019). Registros deste vírus e de outros patógenos ainda estão sendo analisados nos animais encalhados na região avaliada, mas também daqueles que encalharam nas fases aguda do impacto e anterior ao presente monitoramento, bem como da fase pretérita ao desastre de Mariana-MG.

A segunda espécie com maior frequência de encalhes foi a toninha (*Pontoporia blainvillei*) que consta na Lista Nacional Oficial das Espécies de Fauna Ameaçada de Extinção, como “Criticamente em Perigo”. Durante o período de monitoramento foram registradas 18 toninhas encalhadas na região Norte do ES e este é um resultado preocupante, havendo a necessidade de explorar melhor a relação desta mortalidade no contexto deste ambiente perturbado pelo desastre. Um aspecto importante diz respeito ao emalhecimento detectado para esta espécie com 44% e também afetando botos-cinza com 52%, em ambas espécies representando a principal causa de morte, apesar de que estarem estes encalhes próximos às áreas consideradas “proibidas para pesca” de acordo com a Ação Civil Pública nº **0002571-13.2016.4.02.5004 (2016.50.04.002571-0)**.

Análises futuras relacionadas com os encalhes dos animais emalhados levarão em consideração a modelagem hidrodinâmica e influências ambientais para traçar as derivas reversas das carcaças e plotar os locais prováveis de óbitos com os estoques pesqueiros da região, para favorecer ações de políticas públicas para incrementar a vigilância e favorecer a conservação destas espécies. O emalhecimento sempre ocorreu na região do estudo e permaneceu ocorrendo ao longo deste monitoramento anual, contudo, no atual contexto de perturbação ambiental os impactos antrópicos associados e simultâneos tendem a potencializar o risco de sobrevivência das espécies acometidas. Além disso, as perturbações ambientais, especialmente por poluentes tendem a prejudicar o status de saúde dos animais, provocar imunossupressões e favorecer a incidência de enfermidades agravando ainda mais as chances de sobrevivência destes animais.

As análises comparativas entre as distintas fases apresentadas, fase pretérita ao desastre, fase posterior ao acidente e fase de monitoramento deste estudo, são resultados preliminares de uma abordagem que se seguirá de forma mais criteriosa com a continuidade da investigação que abrangerá os aspectos epidemiológicos de interesse destes cetáceos e que demandam continuidade de monitoramento espacial e temporal. Os resultados apresentados até o momento evidenciam a persistência de uma alta incidência de mortalidade de toninhas no contexto de verão, especialmente devido à presença de pesca ilegal e que provoca impactos sinérgicos associados, graves e potencialmente ameaçadores à população da região. Foi evidenciada uma alta taxa de encalhes de toninhas em 2014, mas foi detectada que a principal causa da morte foi emalhe accidental.

No entanto, no ano de 2016, na análise de taxas de encalhes e padrões de distribuição relacionadas aos períodos de chuva e seca, para as duas espécies costeiras ficaram evidentes anomalias na distribuição de padrões de encalhes e que houve um impacto agudo marcante. Durante todo o período pós-acidente os encalhes de toninhas apresentaram um aumento expressivo de 40% e os botos-cinza apresentaram aumento de 80%, evidenciando o impacto que esses animais foram submetidos. Para os botos o impacto agudo parece ter se distribuído de forma mais ampla incluindo o período de seca em 2016 e se estendendo até o período chuvoso de 2017. Dado ao exposto e também devido à alta taxa de mortalidade no momento crônico presente e da presença da pesca ilegal faz-se necessário medidas urgentes de proteção para estas espécies costeiras severamente ameaçadas, sobretudo, de medidas protetivas e de vigilância para a época de verão, com maior presença e rigor na fiscalização de atividades pesqueiras ilegais além de outras ações que voltem a atenção para o trânsito de embarcações e do despejo de efluentes químicos para esta região. Diante do quadro apresentado, torna-se fundamental o monitoramento das populações que estão em regiões sob a influência do rompimento da barragem de Fundão-Mariana-MG, dentre outros impactos que possam afetar as populações de cetáceos. Estes monitoramentos são essenciais para identificar eventuais mudanças populacionais, de comportamento espacial e do status de saúde. Os dados pretéritos antes do rompimento da barragem, assim como os dados logo após o rompimento são de extrema importância para se ter uma dimensão do impacto causado por este acidente sobre os cetáceos da região. Nas próximas etapas de monitoramento os dados de encalhe serão analisados de forma integrada com outros anexos para explorar melhor o potencial ecológico, oceanográfico e sanitário que os encalhes de cetáceos podem oferecer de respostas como indicativos populacionais de relevância para as ações de conservações destas espécies.

4.5.3 Genética

As análises genéticas neste primeiro ano de PMBA demonstraram uma diminuição da diversidade genética da espécie *Sotalia guianensis* no período posterior ao rompimento da barragem de Fundão (Pós). Além disso, verificou-se a ocorrência de mais de uma população dessa espécie no litoral do estado, uma associada ao Rio São Mateus, outra associada ao Rio Doce e uma terceira do Extremo Sul do estado, corroborando os estudos de REBLIN (2016) e MENDES (2019) para as duas primeiras populações. Observou-se menor diversidade genética para a população associada ao Rio Doce. Dados

de isótopos estáveis também indicam a presença de uma população ecologicamente distinta para o extremo norte do litoral e outra para o Rio Doce.

CUNHA (2007) definiu que os botos-cinza do litoral do Espírito Santo pertenciam a uma mesma Unidade de Manejo por meio da utilização de marcadores moleculares do DNA mitocondrial. No entanto, estudos mais recentes usando mais amostras da região indicaram a existência de mais de uma população para a região. REBLIN (2016) a partir de sequências da região D-loop do DNA mitocondrial evidenciou estruturação genética entre indivíduos do Norte e Sul do litoral do Espírito Santo, com baixos índices de diversidade genética. MENDES (2019) corroborou essa estruturação de *S. guianensis* no litoral do Espírito Santo, além de verificar uma estruturação entre essas duas populações e outra da região sul do litoral da Bahia.

A estruturação genética encontrada foi baixa, mas, precisa ser refinada com um maior número amostral, principalmente para o período Pós rompimento da barragem de Fundão, e com o uso de marcadores nucleares. Os resultados apresentados ficarão mais refinados quando o número amostral dos períodos Pré e Pós rompimento da barragem de Fundão forem equiparados. No entanto, a identificação de mais de uma população de *Sotalia guianensis* no litoral do Espírito Santo, citada acima, pode representar que os impactos aplicados à região do rio Doce e outros pontos do litoral podem não estar sendo efetuados em uma população grande e sim em populações menores, e que por isso os efeitos podem ser mais acentuados.

4.5.4 Contaminantes

A distribuição tecidual dos elementos (HgT, As, Cu, Fe, Mn e Zn) encontrada no presente estudo corrobora com a literatura, a qual evidencia o fígado como tecido preferencial de acúmulo (HONDA et al., 1983; MONTEIRO-NETO et al., 2003; ENDO et al., 2008). Algumas correlações positivas encontradas entre as concentrações dos elementos e comprimento total ou idade dos animais também corroboram estudos prévios com cetáceos (MONTEIRO-NETO et al., 2003; KUNITO et al., 2004).

As concentrações musculares de HgT em *Sotalia guianensis* da costa do Espírito Santo se assemelham às concentrações de animais ao longo da costa do Rio de Janeiro, região altamente impactada. São similares inclusive às concentrações em *Sotalia guianensis* da Baía de Guanabara, que é considerada a área que sofre maior pressão antrópica ao longo da costa Brasileira (AZEVEDO et al., 2009). Na região 2, as concentrações foram similares aos trabalhos de Carvalho et al. (2008) e Seixas et al. (2009), no Rio de Janeiro. Na região 4 e 5 foram similares aos estudos de Lailson-Brito et al. (2012) e Lemos et al. (2013), no Rio de Janeiro. A concentração mediana no fígado na região 1 – a mais elevada dentre as regiões – foi pelo menos três vezes mais elevada do que as reportadas pela literatura, o que evidencia maior disponibilidade de Hg antrópico e natural na região. Adicionalmente, as elevadas concentrações de HgT no rim de alguns animais desta região sugerem um acúmulo de mercúrio inorgânico, que não está relacionado com a dieta, indicando a presença de mercúrio inorgânico no ambiente (VOS et al., 2003).

Concentrações elevadas de HgT observadas nos fígados de alguns animais, maiores que concentrações reportadas na literatura para costa brasileira, chamam atenção para a possibilidade de impacto proveniente do rompimento da barragem de rejeitos, inclusive porque elevadas concentrações de Hg em áreas costeiras foram reportadas em outro anexo (Anexo 1 - Monitoramento ecotoxicológico dos impactos causados pela lama oriunda do rompimento da barragem de Mariana (MG) em regiões dulcícolas, estuarinas e marinhas), verificando concentrações elevadas próximo a foz do Rio Doce.

A maior concentração mediana de As foi observada na região 1 ($0,35 \mu\text{g.g}^{-1}$), assim como para Fe ($283 \mu\text{g.g}^{-1}$). A concentração de As está similar às reportadas na literatura para a costa norte do Rio de Janeiro (LAILSON-BRITO et al., 2002; LEMOS et al., 2013) e para os estados de São Paulo e Paraná (KUNITO et al., 2004). Entretanto, a concentração mediana de Fe está acima de valores reportados para *P. blainvillei* do norte do RJ ($176 \mu\text{g.g}^{-1}$) (LAILSON-BRITO, 2002) e para animais da costa de SP e PR para *S. guianensis* ($247 \mu\text{g.g}^{-1}$) e *P. blainvillei* ($227 \mu\text{g.g}^{-1}$) (KUNITO et al., 2004).

Para Cd, a região 4 apresentou a concentração mediana mais elevada no rim ($1,20 \mu\text{g.g}^{-1}$), este valor está acima do reportado por Lailson-Brito et al. (2002) para a espécie *Pontoporia blainvillei* na costa norte do Rio de Janeiro ($0,23 \mu\text{g.g}^{-1}$) e para a espécie *S. guianensis* na costa do Ceará ($<0,1 \mu\text{g.g}^{-1}$). Já a região 1 apresentou a maior mediana para Cd no fígado: $0,67 \mu\text{g.g}^{-1}$, valor acima do reportado para todos os estudos encontrados na literatura para a costa brasileira (SEIXAS et al., 2009a; SEIXAS et al., 2009b; LAILSON-BRITO et al., 2002; MONTEIRO-NETO et al., 2003; KUNITO et al., 2004; DORNELES, 2007; LEMOS et al., 2013).

A maior mediana de Cu foi na região 2 ($11,1 \mu\text{g.g}^{-1}$) e está acima dos reportados para *Pontoporia blainvillei* e *Sotalia guianensis* do norte do RJ e dos estados de SP e PR (LAILSON-BRITO et al., 2002; KUNITO et al., 2004; LEMOS et al., 2013). Ainda na região 2, foi reportada a maior concentração mediana de Mn ($4,5 \mu\text{g.g}^{-1}$), sendo maior do que as concentrações reportadas na literatura para a costa norte do Rio de Janeiro (LAILSON-BRITO et al., 2002; LEMOS et al., 2013) e para os estados de São Paulo e Paraná (KUNITO et al., 2004).

A região 3 apresentou a maior concentração mediana de Zn ($50 \mu\text{g.g}^{-1}$), que também foi maior do que as concentrações reportadas para *Pontoporia blainvillei* e *Sotalia guianensis* do norte do RJ e dos estados de São Paulo e Paraná (LAILSON-BRITO et al., 2002; KUNITO et al., 2004; LEMOS et al., 2013).

Foi destacada a presença de três valores significativamente altos para as concentrações de Cu no fígado: EAE_PPN2 ($87,05 \mu\text{g.g}^{-1}$), EAE_S6 ($57,93 \mu\text{g.g}^{-1}$) e EAE_S14 ($231,23 \mu\text{g.g}^{-1}$). Similarmente ao Cu, o Zn apresentou concentrações musculares deste elemento significativamente maiores nos imaturos: EAE_S6 ($288,2 \mu\text{g.g}^{-1}$) e EAE_S14 ($102,8 \mu\text{g.g}^{-1}$). Kunito et al. (2004) e Honda et al. (1983) também reportaram altas concentrações de Cu e Zn no fígado de *Sotalia guianensis* (KUNITO et al., 2004) e em *Stenella coeruleoalba* (HONDA et al., 1983) menores de um ano, que ainda estão sendo amamentados. Essas informações da literatura sugerem que elevadas concentrações de Cu e Zn em

filhotes ocorrem naturalmente e uma possível explicação é que o fígado pode agir como reservatório destes elementos para os períodos de rápido crescimento pós-natal (MASON et al., 1981).

Concentrações elevadas de Mn foram observadas nos seguintes filhotes: EAE_N5 (7,99 $\mu\text{g.g}^{-1}$), EAE_S5 (7,29 $\mu\text{g.g}^{-1}$) e EAE_S6 (7,19 $\mu\text{g.g}^{-1}$). Estes valores encontram-se acima da mediana reportada para *Sotalia guianensis* imaturos dos estados de São Paulo e Paraná (3,64 $\mu\text{g.g}^{-1}$) (KUNITO et al., 2004). Adicionalmente, outros animais apresentaram concentrações elevadas para Cd e Fe, destoando da mediana encontrada para as regiões. No caso do Cd, os animais EAE_PPN1, EAE_PPN4 e EAE_N27 apresentaram concentrações no rim maiores de 2 $\mu\text{g.g}^{-1}$, todos estes animais são adultos e foram coletados na região 1. Os animais EAE_PPN1, EAE_PPN4 também apresentaram as maiores concentrações de Fe, ultrapassando os 500 $\mu\text{g.g}^{-1}$.

É importante levar em consideração que os elementos Fe e Mn foram os mais destacados nos principais resultados do Anexo 1 (Monitoramento ecotoxicológico dos impactos causados pela lama oriunda do rompimento da barragem de Mariana (MG) em regiões dulcícolas, estuarinas e marinhas) no relatório semestral, indicando altas concentrações próximo à foz do Rio Doce. Além do Fe e Mn, outros elementos apresentaram concentrações altas na avaliação do sedimento, como já era esperado pós rompimento de uma barragem de rejeitos de minérios de ferro. E, a depender de fatores biológicos, físicos e químicos, estes elementos podem ser disponibilizados ao longo do tempo para a biota.

Para as análises de elementos, foi possível observar concentrações medianas em certas regiões que estão acima daquelas reportadas para diferentes estados da costa brasileira, inclusive áreas que são conhecidamente mais impactadas que a costa do Espírito Santo. Fica evidente que a ausência de estudos anteriores ao rompimento da barragem de rejeitos do Fundão dificulta muito a interpretação dos dados obtidos para elementos-traço em cetáceos. Uma análise de animais coletados pré-rompimento no estado do Espírito Santo é de fundamental importância para que seja obtida uma fotografia da situação anterior, assim como a continuidade do monitoramento, que possibilita a análise de um número amostral maior, trazendo robustez à interpretação dos dados.

Nos compostos organoclorados, ao comparar as concentrações médias do ΣPCB no tecido adiposo subcutâneo de *Sotalia guianensis* das cinco regiões analisadas no presente relatório com a literatura (ver Apêndice), as concentrações das regiões 4 (46,87 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.), 5 (53,64 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.) e 1 (28,37 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.) estão no mesmo patamar dos resultados reportados para regiões do Brasil com alto grau de impacto antrópico como a Baía da Guanabara-RJ (LAILSON-BRITO et al., 2010; MANHÃES et al., 2018) e Baixada Santista-SP (ALONSO et al., 2010). Esse achado possui relevância uma vez que, em mamíferos aquáticos são reportados efeitos deletérios em indivíduos com concentrações de ΣPCB superiores a 17 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip. (KANNAN et al., 2000; JEPSON et al., 2005). Isso gera preocupação devido aos possíveis efeitos na saúde (e.g.: imunossupressão, redução da fertilidade e aumento da incidência de neoplasias) e, conseqüentemente, efeito na dinâmica populacional de *Sotalia guianensis*, incluindo declínio populacional (KANNAN et al., 2000; FOSSI & MARSILI, 2003; DESFORGES et al., 2016, JEPSON et al., 2015; DESFORGES et al., 2019).

Três regiões apresentam indivíduos com concentrações do Σ PCB que chamam a atenção: na região 1, os indivíduos EAE_N5 (111,34 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.), EAE_N13 (142,37 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.) e EAE_N41 (220,21 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.); na região 4, os indivíduos EAE_S5 (164,50 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.) e EAE_S11 (100,48 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.) e na região 5, o indivíduo EAE_S1 (261,29 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.). Concentrações dessa magnitude para *Sotalia guianensis* foram reportadas apenas para a Baía da Guanabara (LAILSON-BRITO et al., 2010; MANHÃES et al., 2018), demonstrando a importância desses achados, uma vez que a população de *Sotalia guianensis* da Baía da Guanabara está comprovadamente em declínio (AZEVEDO et al., 2017) e as altas concentrações de PCBs podem ter contribuído para a baixa sobrevivência de filhotes (AZEVEDO et al., 2017; MANHÃES et al., 2018).

A maior concentração média para Σ DDT foi observada na região 1 (21,49 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.) e está na mesma ordem de grandeza dos reportados para o litoral de São Paulo por Alonso et al. (2010), Yogui et al. (2003) e Kajiwara et al. (2004). Assim como observado para o Σ PCB, os valores das concentrações do Σ DDT de alguns indivíduos também se destacam. Na região 1, os indivíduos EAE_N13 (140,57 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.) e EAE_N41 (236,03 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.), na região 4, os indivíduos EAE_S5 (32,87 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.) e EAE_S11 (37,63 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.), e na região 5 o indivíduo EAE_S1 (59,40 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.).

Um fator que pode ter contribuído para as altas concentrações de compostos organoclorados observadas em EAE_S1 e EAE_N13 é o baixo percentual lipídico (2 e 4%, respectivamente). Uma possível explicação para as altas concentrações observadas em cetáceos com baixo percentual lipídico seria a presença de alguma patologia (AGUILAR et al., 1999).

Dentre os compostos organoclorados analisados, o Σ PCB destacou-se, apresentando os maiores valores para os cetáceos do presente estudo, seguidos pelo Σ DDT, Mirex, HCB e Σ HCH. A maior contribuição de PCBs pode ser explicada pela forte presença de indústrias e maior adensamento populacional na área de estudo do que de influência agrícola (AGUILAR & BORREL, 1999).

No perfil de PCBs, predominaram congêneres com alto grau de cloração, especialmente os hexa-clorados e hepta-clorados. Além de terem sido amplamente utilizados em misturas comerciais no Brasil, esses congêneres são resistentes à degradação metabólica pelos organismos (LAILSON-BRITO et al., 2012; SANTOS-NETO et al., 2014), o que leva a uma maior persistência no ambiente (AGUILAR et al., 1999).

O *p,p'*-DDE foi o metabólito predominante no Σ DDT, refletindo o uso não recente de DDT no ambiente (AGUILAR & BORREL, 1999), assim como em outros locais da costa do Brasil (ALONSO et al., 2010; LAILSON-BRITO et al., 2010; 2012).

Em relação aos golfinhos-de-dentes rugosos, a concentração média observada para o Σ PCB e Σ DDT está na mesma ordem de grandeza dos valores reportados para essa espécie no litoral do Rio de Janeiro (LAILSON-BRITO et al., 2012; DORNELES et al., 2013). Quando comparados com os valores reportados por Yogui et al. (2010) para o litoral do Paraná, o Σ PCB foi aproximadamente 10 vezes superior e o Σ DDT 5 vezes inferior. As maiores concentrações observadas no EAE_S4 (macho) em

relação ao EAE_S19 (fêmea) pode estar relacionada a influência do sexo, devido a transferência de compostos organoclorados das fêmeas para os fetos/filhotes durante a gestação/lactação (AGUILAR et al., 1999).

As altas concentrações de contaminantes organoclorados em alguns indivíduos coletados no estado do Espírito Santo geram preocupação devido aos possíveis efeitos na saúde e, conseqüentemente, na dinâmica populacional das espécies.

As concentrações mais elevadas de compostos organobromados de origem antrópica foram observadas na região 4, região metropolitana do estado, refletindo o impacto antrópico na costa do Espírito Santo, diferente da região 1, que possui cerca de 3 vezes menos habitantes (IBGE, 2019). Os valores medianos das concentrações do Σ PBDE analisado no tecido adiposo subcutâneo de *Sotalia guianensis* do presente trabalho estão na mesma ordem de grandeza que as encontradas em indivíduos coletados em regiões próximas ao Espírito Santo (sul da Bahia e região metropolitana do ES) e nos espécimes da Baía de Guanabara/RJ (VIDAL, 2015) (ver Apêndice). A Baía de Guanabara é uma área que sofre forte influência antrópica por conta do adensamento populacional e pólos industriais (LAILSON-BRITO et al., 2010), o que chama a atenção uma vez que a área de estudo (contemplando as cinco regiões) conta com apenas metade da população quando comparada à região metropolitana do Rio de Janeiro (IBGE, 2019).

O perfil de compostos organobromados naturais em *Sotalia guianensis* foi similar entre as diferentes regiões, sendo os mais representativos no perfil total. Para os golfinhos-de-dentes-rugosos o mesmo perfil foi encontrado. Os compostos metoxilados são produtos do metabolismo secundário de diferentes organismos marinhos. Vetter et al. (2006) sugerem que o congênere 2-MeO-BDE-68 é, principalmente, produzido por esponjas, enquanto o 6-MeO-BDE-47 indica maior fonte de contribuição de algas calcáreas e rodólitos no ambiente. Os cetáceos dessa região se alimentam de presas presentes em áreas que sofrem forte influência do banco de Abrolhos, um importante recife de corais com alta biodiversidade, que se estende desde foz do Rio Doce até o sul da Bahia (LEÃO et al., 1988), explicando as altas concentrações de compostos metoxilados.

A bioacumulação de compostos organobromados nos cetáceos da costa do estado do Espírito Santo destaca-se por ser similar à de indivíduos de regiões com alto grau de impacto antrópico no litoral do Brasil. Já as elevadas concentrações de compostos metoxilados podem refletir a influência do Banco de Abrolhos na costa do Espírito Santo.

As informações sobre a bioacumulação de HPAs em tecido hepático de cetáceos são escassas, especialmente na costa do Brasil, na qual, há somente um estudo (ver Apêndice). As concentrações encontradas no presente estudo para o Σ HPAs_{USEPA}, em tecido hepático de *Sotalia guianensis*, encontram-se na mesma ordem de grandeza que indivíduos da Baía de Guanabara, RJ (BARROS, 2014), especialmente nas regiões 2 e 4. Já região 1 apresentou concentração média duas vezes maior em relação às demais regiões e aos valores reportados por BARROS (2014). Porém, esse resultado deve ser visto com cautela, uma vez que, o indivíduo (EAE_N22), apresentou 22,51 $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip para o

Σ HPAs_{TOTAIS}. Ao excluir esse indivíduo, a média desta região reduz para 0,534 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ lip de Σ HPAs_{TOTAIS}, estando na mesma ordem de grandeza encontrada por Barros (2014).

No presente estudo houve o predomínio de compostos com maior peso molecular (4 a 6 seis anéis), enquanto que Barros (2014) observou uma maior proporção de compostos com até 3 anéis. Esse fato pode estar relacionado com a presença de fontes de emissão distintas entre as regiões. O fenantreno foi o composto com maior percentual de detecção no tecido hepático de *Sotalia guianensis* do presente estudo, assim como reportado por Barros (2014) e Garcia-Alvarez et al. (2014b).

A presença de benzo(a)pireno em 17% dos indivíduos analisados é um achado relevante, uma vez que, esse composto é altamente cancerígeno para mamíferos (NETTO et al., 2000) e já foi sugerido como a principal causa em promover neoplasias em belugas (*Delphinapterus leucas*) (MARTINEAU et al., 2002). Levando-se em conta os estudos realizados com delfínidos de outras localidades, os valores médios das concentrações do presente estudo encontram-se uma ordem de grandeza mais elevadas, exceto pela região 3 (ver Apêndice).

Devido a possibilidade de metabolização desses compostos discutida por alguns autores, as concentrações de HPAs podem representar determinado momento de exposição. Porém, a exposição tende a ser contínua no ambiente. Portanto, é importante analisar amostras de períodos anteriores que estejam armazenadas em instituições de pesquisa da região, além de períodos subsequente, obtendo assim, uma série temporal representativa para compreender se as concentrações reportadas no presente estudo são reflexo do aumento das pressões antrópicas na região.

4.5.5 Histopatologia

Os achados histopatológicos desta avaliação nos pulmões, como enfisema, atelectasia, edema, espessamento de septo, mineralização, processo inflamatório, congestão e parasitos, foram condizentes com as descrições na literatura (DOMICIANO, 2012). Sendo o sistema respiratório associado às causas morte mais comuns em animais marinhos (SEGUEL et al., 2013), como os diagnósticos de pneumonia e achados compatíveis com infecções virais e coinfeção parasitárias.

A presença de parasitos em amostras pulmonares de *S. guianensis* foi identificada, além da mineralização que indica a presença de parasitos no tecido, contudo, não foi possível identificar as espécies e associar a causa *mortis*. Domiciano (2012) também observou restos de parasitas em boto-cinza, como provável causa das lesões. A proliferação das infecções parasitárias advém normalmente de uma debilidade orgânica com diminuição da imunidade, acarretando no aumento destes organismos em conjunto com proliferação bacteriana, podendo levar até mesmo ao óbito. Contudo, a sua presença nem sempre está associada à causa da morte.

Domiciano (2012) diagnosticou a causa *mortis* de pequenos cetáceos apenas nos casos de asfixia provocada por emalhe em redes de pesca, baseadas na combinação de alguns critérios. Da mesma forma, apenas pela análise histopatológica, identificamos a provável causa *mortis* de um *S. guianensis* por emalhe acidental pelo conjunto de achados pulmonares.

Nos rins, as consequências de infecções por microrganismos e parasitas estão diretamente ligadas ao grau de comprometimento do animal, podendo até culminar com o óbito. Além disso, podemos citar que patologias renais e hepáticas podem estar associadas ao acúmulo de contaminantes ambientais. Os parasitas são os principais agentes identificados que causam problemas de saúde e encalhes em mamíferos marinhos, porém a sua presença nem sempre está associada à causa da morte ou mesmo a lesões (SILVA E COUSIN, 2006). Nas amostras renais analisadas foi possível observar nefrite, congestão, infarto/processo cicatricial e mineralização, processos estes compatíveis com evolução de infecções por microrganismos e parasitários, os quais podem acometer todo ou porções destes órgãos.

A maioria das amostras de fígado apresentaram autólise, dificultando a avaliação e análise patológica. Foi encontrada a presença de parasito e uma amostra com congestão hepática, que de acordo com Jaber et al. (2004) pode ser explicada devido à compressão que os vasos torácicos e abdominais sofrem durante o encalhe, o que compromete o fluxo sanguíneo podendo levar a uma congestão hepática aguda ou sub-aguda e conseqüentemente hipóxia hepatocelular. Esteatose hepática foi encontrada em quatro amostras desta investigação e se caracteriza normalmente por alteração morfofisiológica comumente vinculada ao jejum, como resultado da inanição associada a uma doença intercorrente ou inapetência, mudanças na alimentação e distúrbios metabólicos primários. É uma lesão considerada frequente nas amostras hepáticas de mamíferos marinhos e pode estar associada ao óbito (JABER et al., 2004). Os achados histopatológicos corroboraram com Sweeney (1986) e Gulland et al. (2001), os quais citaram que desordens metabólicas hepáticas de etiologia desconhecida, caracterizadas por fibrose, degeneração e acúmulo de gordura nos hepatócitos, têm sido comumente relatadas em golfinhos, bem como hepatite aguda e crônica, presumivelmente causadas por toxinas ambientais ou nutricionais.

A investigação das lesões de pele não foi informativa em sua maioria, pois não ultrapassaram a camada basal e somente duas amostras apresentaram processos inflamatórios, que podem ser associadas a outras patologias. Possivelmente, essas lesões podem estar relacionadas a saúde do ecossistema local. O número de registros de dermatites vem aumentando nos cetáceos do Brasil, entretanto, nem sempre a etiologia é definida, e elas são classificadas de acordo com as características descritivas (FLACH et al., 2008).

A imunossupressão pode acompanhar várias moléstias, incluindo as virais ou também podem ser decorrentes de certas deficiências de nutrientes e da exposição a agentes químicos tóxicos inorgânicos e orgânicos (JONES et al., 2000). Algumas das consequências adversas reconhecidas (direta e/ou indiretamente) dessas substâncias químicas nos cetáceos incluem: maior suscetibilidade a doenças infecciosas, imunossupressão, insuficiência reprodutiva, desregulações endócrinas e maior incidência de neoplasias (DIETZ et al., 2000; ENDO et al., 2008).

Lesões ósseas observadas têm sido relacionadas a envolvimento com artefatos de pesca, choques com embarcações, comportamento agressivo entre indivíduos, contaminação ambiental, endocruzamento em populações pequenas, infecções bacterianas e envelhecimento dos indivíduos,

dentre outras causas (MACNIE E GOODAL, 2000; ORTEGA-ORTIZ et al., 2000). Observamos nesta análise fraturas em costelas, vértebras e escápula de diversos animais. Algumas apresentavam calo ósseo e outras remodelações totais de fraturas. O padrão de algumas fraturas era indicativo de colisão com embarcações. Cortes paralelos e com distâncias simétricas, fraturas ósseas, hemorragia e hematomas são indicativos de colisão com embarcações (DUNN et al. 2002; VAN WAEREBEEK E LEAPER, 2007; SIMÕES-LOPES et al., 2008). Por outro lado, traumas contusos podem também ser um resultado frequente de comportamento intraespecífico ou interespecífico agressivo, ou interação com predadores (MOORE et al., 2005). Nesta análise o baixo número amostral não permitiu uma análise etária ou regional em relação as fraturas, tendo sido encontradas as alterações em indivíduos filhotes, juvenis e adultos.

Análises de anomalias ósseas congênitas, ou distúrbios ocorridos em cetáceos durante a morfogênese são recorrentes no que se refere à descrição da costela cervical e do não fechamento do arco neural, na vértebra cervical (BARNES, 1994). Identificamos abertura do arco neural em oito espécimes. Em outro estudo, o não fechamento do arco neural atingiu nove espécimes de *S. guianensis* da região centro-norte do Rio de Janeiro, sendo observadas aberturas na forma de fendas completas, esboçado ou ausente (LAETA et al., 2010). A porcentagem encontrada no centro-norte do Rio de Janeiro pode estar relacionada com fatores ambientais ou genéticos (BARNES, 1994; MOALEM, 2007), já que a frequência foi maior do que o esperado quando comparados os resultados da literatura (FRAGOSO, 2006; FETTUCCIA et al., 2009).

Alterações causadas pelo avanço da idade também foram identificadas neste estudo, como desgaste em costelas, erosão em rádio e vértebra, degeneração de disco intervertebral, espondilose, mineralização da cartilagem hialina na escápula, costela, radio, vértebras e esterno, protusão discal pulpar. Os achados ósseos pertenciam a *S. guianensis*, *P. blainvillei* e *S. bredanensis* e condizem com o descrito na literatura para cetáceos (FRAGOSO, 2001).

A espondilite anquilosante, encontrada nesta investigação para um *S. guianensis* macho juvenil de 4 anos, é uma síndrome que inclui a formação de novos ossos, perda de densidade óssea e muitas vezes resulta na fusão de duas ou mais vértebras ou atlas e occipital (SWEENEY et al., 2005). Foi descrito em dois ecótipos de golfinhos nariz de garrafa, onde todas as suas vértebras cervicais foram fundidas e o atlas começou a ossificar ao lado do occipital (VAN BRESSEM et al., 2007). Normalmente é associada a indivíduos mais velhos, contudo, o espécime identificado com anquilose nas vértebras era um juvenil, de 4 anos apenas.

Substâncias estranhas à composição natural dos organismos podem causar danos à saúde e têm-se evidências que esteja relacionada a diferentes alterações fisiológicas (O'HARA E O'SHEA, 2001). As altas concentrações, a persistência no ambiente e a ampla distribuição temporal e regional são características dos elementos e compostos contaminantes, podendo refletir alterações naturais ou antrópicas dos ecossistemas (MOELLER, 2003). O mercúrio é um destes elementos, o qual é

incorporado através da ingestão de presas (BENNETT et al., 2001), pode apresentar danos fisiológicos, neurológicos e genéticos (WHO, 2003).

As análises de contaminantes realizadas neste estudo indicaram alguns espécimes com níveis elevados de diferentes componentes em alguns tecidos. A presença excessiva de vários tipos de contaminantes em cetáceos pode ocasionar déficit no sistema imunológico e, em conjunto com outras pressões, fazer com que os animais se tornem suscetíveis a sérias infecções bacterianas e outras doenças (MOELLER, 2003). Evidências do efeito deletério de níveis de metais traço em cetáceos foram reportadas por RAWSON et al. (1993), que detectaram algumas anormalidades no fígado, as quais foram associadas ao acúmulo de mercúrio. LAW et al. (2010) ressalta que os efeitos tóxicos de contaminantes químicos nos organismos marinhos dependem de seu perfil de toxicidade, biodisponibilidade e/ou persistência, bem como a capacidade dos organismos de metabolizar e acumular contaminantes específicos, e defende que há evidências crescentes de que contaminantes são responsáveis pelo aumento do surto de doenças em organismos marinhos (LAW et al., 2010).

Não foi possível ainda, pelo baixo número amostral e conservação das carcaças, combinar as análises patológicas com os níveis de contaminação. Contudo, destaca-se o espécime EAE_N36 com níveis elevados de HgT no fígado, que também apresentou um crescimento incomum nos ossos, como pôde ser observado na Figura 124. Alguns crescimentos ósseos anormais podem ser decorrentes de respostas inflamatórias causadas por doenças metabólicas, conquanto, para esse indivíduo não foram avaliadas amostras histopatológicas, inviabilizando uma investigação aprofundada. ABD El-Aziz et al. (2012) testaram o efeito do mercúrio no tecido ósseo de mamíferos e demonstraram que a intoxicação pré-natal de animais com metilmercúrio têm efeitos negativos no feto de ratos, retardando a ossificação e diminuindo o comprimento de ossos longos. Rodriguez e Mandalunis (2018) confirmaram que a falta ou o excesso de metais pesados no corpo podem alterar a dinâmica óssea. A exposição a longo prazo e a curta exposição a altas concentrações induzem um desequilíbrio no processo de remodelação óssea, alterando a formação e a reabsorção, levando ao desenvolvimento de diferentes patologias ósseas. Por isso, faz-se necessário o monitoramento a longo prazo das histopatologias, contaminantes e demais indicativos da saúde dos cetáceos, para que essas alterações fisiológicas e patológicas possam ser analisadas em conjunto.

Distúrbios, indícios de processos infecciosos, entre outros achados, que aliados às análises macroscópicas da necropsia e resultados microbiológicos, auxiliaram na emissão de laudos mais conclusivos, permitindo avaliar de forma mais efetiva a saúde dos animais da região. No entanto, o número de espécimes em boas condições de avaliação foi pequeno, o que prejudicou uma investigação completa, deixando lacunas de resultados, que se apresentam de forma inconclusiva devido aos estágios avançados de decomposição.

4.5.6 Microbiologia

A análise histopatológica e microbiológica (bactérias e fungos) encontrou diversas alterações e microrganismos nas amostras avaliadas. Diante disto, compreender as causas da mortalidade e etiologia das doenças dos cetáceos pode fornecer importantes informações acerca da saúde das populações (LAIR et al., 2016).

As bactérias estão envolvidas em uma ampla variedade de lesões que afetam os cetáceos. Sozinhas ou em conjunto com infecções parasitárias e virais, estão entre os principais problemas dos mamíferos marinhos (HOWARD et al., 1983). O presente trabalho identificou os gêneros de bactérias já descritos na literatura para cetáceos, *Pseudomonas*, *Proteus*, *Klebsiella*, *Actinomyces*, *Stenotrophomonas* e *Alcaligenes*, de diferentes órgãos ou lesões, contudo, a maioria não pode ser apontada como causa direta da morte dos espécimes avaliados. Amostras oriundas de orifícios naturais podem apresentar patógenos oportunistas ou por contaminação e não foram consideradas para os diagnósticos. *Klebsiella* spp. encontradas no pulmão de um *S. guianensis* foram sugeridas como a causa morte por pneumonia associada ao agente infeccioso.

Algumas informações devem ser consideradas no diagnóstico por infecção bacteriana, pois o resgate desses animais pode ocorrer horas após a morte (BROOKS et al., 2005). Muitas vezes, a análise bacteriana revela vários gêneros e espécies, o que muitas vezes torna difícil determinar se a referida bactéria cultivada é um patógeno primário, patógeno oportunista, organismo comensal inofensivo ou representa poluição ambiental (GERACI E LOUNSBURY, 2005; VENN-WATSON et al., 2008).

Para a presente análise, foi encontrada *Candida* sp. em amostras de orifício respiratório, pulmão, ânus e pele, mas foi considerada um agente oportunista. A *Candida albicans* é considerada na maioria dos casos como oportunista, fazendo parte da microbiota normal da mucosa onde ela reside. Existem referências de infecções sistêmicas fatais por *Candida* spp. em golfinhos nariz de garrafa, boto comum e *Globicephala melas* (DUNN et al., 1982), contudo, neste estudo não houveram indícios de infecções sistêmicas fúngicas.

Os patógenos são importantes para a saúde pública devido à capacidade de causar doenças, e seu monitoramento é considerado uma ferramenta relevante na avaliação e prevenção de doenças (PEREIRA et al., 2007). Além disso, esses patógenos atuam como motores de mudança ambiental, podendo causar o desaparecimento de espécies ameaçadas, alterar as proporções de predadores, presas, competidores ou recicladores, necessários ao bom funcionamento dos ecossistemas (BOSSART, 2011).

Os relatos de doenças e outros processos patológicos em cetáceos no Brasil demonstram a quantidade de fatores impactantes ou estressantes aos quais estão expostos e as lacunas de conhecimento quanto ao estado de saúde desses animais (DOMICIANO, 2012). Dessa forma, para que investigações mais efetivas da saúde dos cetáceos sejam realizadas, o número amostral alto, baixo grau de decomposição

dos animais quando resgatados mortos e o acompanhamento por longo período são imprescindíveis e determinantes para análises conclusivas.

4.5.7 Ecologia Trófica (Isótopos Estáveis)

As razões isotópicas de carbono e de nitrogênio encontradas no presente estudo sugerem uma possível diferenciação de populações ecológicas de *S. guianensis* na costa do Espírito Santo. Apesar de só ter sido verificada diferença nos resultados entre os espécimes das áreas 1, 2 e 5, o pequeno n amostral pode ter limitado uma distinção mais clara no uso da área pela espécie.

Os valores encontrados no presente estudo são similares aos reportados para *S. guianensis* em baías costeiras e litoral das regiões sul e sudeste do Brasil, principalmente para $\delta^{15}\text{N}$ (e.g.: BISI et al., 2012b; HARDT et al., 2013; Di BENEDETTO & MONTEIRO, 2016). Porém, os resultados de $\delta^{13}\text{C}$, de maneira geral, tenderam a ser menores do que reportados em outros locais, sugerindo uma dieta predominantemente associada a presas pelágicas. Porém, todas as presas analisadas, independente de terem hábito demersal ou pelágico, apresentaram valores empobrecidos em ^{13}C , semelhante aos resultados em *S. guianensis*. Outra hipótese é a influência de águas oceânicas na assinatura da composição isotópica na base da teia alimentar na costa do Espírito Santo (ex.: ressurgência costeira da Água Central do Atlântico Sul – ACAS; PALOCZY et al., 2016). Ainda é necessário um estudo mais detalhado da composição isotópica na biota da região, assim como um maior n amostral de *S. guianensis*, principalmente das regiões 2 a 5, para um melhor entendimento dos resultados encontrados.

No presente estudo foi feita a mensuração isotópica das presas de *S. guianensis* coletadas entre a região do Rio Doce e do Rio São Mateus. Os resultados das presas em cada um dos rios amostrados reforçam a hipótese que os espécimes de *S. guianensis* das regiões 1 e 2 têm área de forrageio distinta. Isso porque, as mesmas espécies de presas coletadas no Rio São Mateus e no Rio Doce apresentam valores distintos de $\delta^{13}\text{C}$. Os espécimes de *S. guianensis* da região 1 apresentam valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ associados a presas coletadas na região do Rio São Mateus e Rio Ipiranga, enquanto os resultados apontam que os indivíduos da região 2 se alimentam na área sob influência do Rio Doce. Em relação às presas consumidas, considerando que $\delta^{13}\text{C}$ costuma apresentar um enriquecimento trófico por volta de 1‰ e $\delta^{15}\text{N}$ entre 2,4‰ e 3,8‰ (DeNIRO & EPSTEIN, 1978; HOBSON et al., 2002; DAS et al., 2003), *Pellona harroweri* parece ser a presa com maior importância na dieta de *S. guianensis* na região 1 e, de maneira secundária, *Macrodon ancylodon* e *Stellifer* spp. Já na região 2, ainda não é possível entender com clareza as presas com maior importância na dieta, mas provavelmente *Isopisthus parvipinnis* está entre as presas preferenciais. Essa diferença na importância das presas na dieta já foi reportada em outros locais na costa do Brasil (BISI et al., 2012b).

Os resultados encontrados no presente estudo para as análises de isótopos estáveis permitem sugerir de maneira preliminar que o uso de área para forrageio e alimentação do *S. guianensis* esteja

associado, pelo menos em parte da distribuição, a desembocadura e/ ou entorno dos rios, com certa fidelidade de sítio. Entretanto, vale ressaltar que o n amostral é ainda muito pequeno (e.g.: n=4 na região 2), sendo necessária a continuação do monitoramento para uma maior compreensão da área de uso e forrageio, e da ecologia alimentar do *S. guianensis* na costa do Espírito Santo. Ainda, é importante a análise dos espécimes coletados antes do rompimento da barragem para investigar possíveis alterações nas relações tróficas entre a biota marinha na região costeira sob influência do Rio Doce direta ou indiretamente associadas ao rompimento da barragem de Fundão.

4.5.8 Idade e Reprodução

Os resultados obtidos para estimativa de idade estão dentro do observado em estudos anteriores para a região, cobrindo o período de 2003 a 2013. Considerando que na região norte do Rio de Janeiro os indivíduos dessa espécie atingem a maturidade sexual com 7 anos (Ramos et al. 2000), pode-se estimar que no presente estudo 53,3% dos animais analisados eram imaturos. Estratificando por sexo, eram imaturos 57,1% dos machos e 46,1% das fêmeas. Portanto, mais da metade dos indivíduos coletados veio a óbito antes da primeira reprodução. Um trabalho anterior com amostras do Espírito Santo observou uma proporção de 47% de indivíduos imaturos (LIMA et al. 2017) ou seja, menor do que a obtida neste estudo. A proporção machos:fêmeas foi de 2,15, e foi similar à observada em estudos pretéritos (AZEVEDO et al. 2015; machos N = 24, fêmeas N = 11; LIMA et al. 2017: machos N = 26, fêmeas N = 13).

Os dois indivíduos de *Steno bredanensis* (macho de 31 anos e fêmea de 16 anos) eram sexualmente maduros, de acordo com estudos da espécie no Brasil e no mundo (MIYAZAKI et al., 1980, SICILIANO et al., 2007, WEST et al., 2011).

Considerando o tamanho e idade dos indivíduos de *Sotalia guianensis* analisados, de forma geral, os dados estão de acordo com os resultados obtidos por Ramos (1997) para a população mais próxima já estudada, no norte do Rio de Janeiro. Ramos (1997) realizou análise macroscópica dos ovários e estimou que a maturidade seria atingida em fêmeas a partir de 6 anos, com CT acima de 160 cm. Nos machos, a maturidade ocorreria também a partir de 6 anos, com CT de 180 cm. Entretanto, no presente estudo, um macho de 188 cm e 9 anos (EAE_S13) não tinha atingido a maturidade gonadal, apesar de ter comprimento e tamanho acima do esperado de acordo com o estimado por Ramos (1997). Para confirmação da imaturidade sexual, foi medido o diâmetro dos túbulos seminíferos, seguindo Rosas e Monteiro-Filho (2002). Os diâmetros variaram de 41,1 a 53,42 μm , condizentes com o esperado em indivíduos sexualmente imaturos. Uma fêmea imatura de 163 cm (EAE_N9) também tinha comprimento compatível com a maturidade sexual, mas sua idade era inferior (3 anos).

A idade média e a proporção de imaturos entre os indivíduos coletados mortos foram similares ao relatado na literatura para a região, em um período anterior ao rompimento (antes de 2013). As análises de determinação da maturidade sexual a partir do exame histológico de gônadas, entretanto, indicaram uma maior proporção de fêmeas sexualmente maduras (44,44% do total; 72,73% das fêmeas), seguida de machos sexualmente imaturos (38,88% do total; 100% dos machos), mas não é possível comparar

com dados anteriores porque os resultados são inéditos para a espécie na região. Com a continuidade do projeto e com o aumento do tamanho amostral será possível determinar a estrutura etária, a razão sexual, o status reprodutivo e a taxa de fecundidade dos indivíduos coletados pós-rompimento. Além disso, para alguns desses parâmetros será possível investigar se existem diferenças nos períodos antes e pós-rompimento, que podem ter efeito negativo na persistência da população.

Assim, a análise de animais coletados antes do rompimento da barragem é de fundamental importância para que sejam obtidos valores de referência fidedignos para avaliação da presença ou não de impactos do rompimento da barragem de Fundão na ecologia alimentar, parâmetros de história de vida e nos níveis de contaminantes (mercúrio, elementos-traço, organoclorados, organobromados e HPAs), que podem afetar a saúde e persistência da população de *Sotalia guianensis* do Espírito Santo a longo prazo. Outra questão a ser considerada é o longo período de vida dos cetáceos e sua posição no topo da cadeia, que faz com que os impactos da lama de rejeitos possam ser observados somente após o monitoramento de médio a longo prazo. Adicionalmente, a continuidade do monitoramento possibilita a análise de um número amostral maior, trazendo robustez à interpretação dos dados.

4.5.9 Interação com a pesca

O baixo número de relatos de emalhe de cetáceos em equipamentos de pesca, apenas três em 1485 entrevistas, não parece condizente com os dados observados pelo monitoramento dos encalhes onde de 77 cetáceos encalhados pelo menos 20 apresentaram marcas de emalhe em equipamento de pesca. É possível que o número de emalhes seja bem maior, mas que os pescadores não relatem devido ao receio de serem punidos. O pequeno porte das embarcações presentes na região torna difícil a implantação de um programa de monitores de bordo que atenda a regulamentação pertinente desta atividade.

4.6 AVES MARINHAS

4.6.1 Saúde

De acordo com as análises realizadas, a saúde dos animais amostrados mostrou-se afetada. Em termos clínicos, muitas aves apresentaram um quadro de desidratação leve à moderada. No entanto, o aspecto mais preocupante foi a presença de patógenos com perfil de resistência a substâncias antimicrobianas. A disseminação de bactérias multirresistentes no ecossistema marinho vem sendo reportada como uma ameaça global a saúde pública, devido ao alto potencial patogênico desses agentes (Fernandes et al., 2017; Sellera et al. 2017a e b). É possível que o desenvolvimento de mecanismos de resistência a antibióticos esteja relacionado à presença de altas concentrações de metais no ambiente. Este fato pode ser explicado pela similaridade entre as vias de resistência a metais e antimicrobianos e a ocorrência de resistência cruzada entre os dois compostos, conforme demonstrado em outros estudos (Wright et al. 2006; Chattopadhyay e Grossart 2011). Além dos

microrganismos multirresistentes, foram isoladas outras bactérias com potencial patogênico. Apesar de não terem sido detectados vírus e parasitas, não significa que esses animais não tenham tido contato com estes patógenos e não sejam potenciais disseminadores em potencial. Considerando-se que aves marinhas são importantes sentinelas ambientais, torna-se indispensável a continuidade do monitoramento e a elaboração de novos estudos referentes ao desastre e aos reais impactos na saúde destes animais.

4.6.2 Estimativa de tamanho populacional, fenologia reprodutiva, e sucesso reprodutivo

Os dados atuais de tamanho populacional de *Sula leucogaster* revelam números menores que a população total estimada anteriormente. É necessário destacar que os dados pretéritos não possibilitam a geração de tendências robustas sobre a dinâmica populacional nas áreas, por terem sido obtidos de forma pontual e não padronizada. Para *Phaethon aethereus*, desde 2018, as contagens estão sendo realizadas de forma padronizada e nos picos reprodutivos das espécies, incluindo o monitoramento regular de uma parcela de ninhos. Dados deste monitoramento em comparação a dados da série temporal mais longa demonstram uma tendência de crescimento, conforme já relatado por Mancini *et al.* (2016). Portanto, a continuidade dos trabalhos nos próximos anos torna-se de fundamental importância para a definição de tendências das populações no arquipélago e verificação de indícios de existência ou ausência de impactos do rompimento da barragem ou de outros impactos sobre as populações.

O fato de *Sterna hirundinacea* atualmente não estar reproduzindo-se em números significativos nas ilhas do Estado do Espírito Santo é preocupante. No entanto a carência de dados pretéritos fidedignos impossibilita o estabelecimento de relação causal direta entre a redução nas populações e o rompimento da barragem.

Quanto ao sucesso reprodutivo, até o momento foi monitorada apenas uma temporada reprodutiva de *S. leucogaster*, a qual ainda está em andamento, não sendo possível, portanto, estabelecer conclusões a respeito do sucesso reprodutivo da espécie e sua relação com potenciais impactos do rompimento da barragem. Para *P. aethereus*, o sucesso reprodutivo da única temporada completa monitorada no primeiro ano foi de aproximadamente 36%. Apesar dos dados pretéritos disponíveis não possibilitarem a geração de tendências seguras neste parâmetro, verifica-se que o sucesso reprodutivo atual ainda está abaixo das temporadas anteriores, que foram de 55,5 a 58,4%, bem como de outras populações da espécie no Atlântico (51% em Ascensão; Stonehouse 1962). No entanto, sabe-se que este sucesso pode ser fortemente influenciado por condições oceanográficas, como anos de ENSO por exemplo. Estudo em população do Golfo da Califórnia registrou sucesso de eclosão de 75% em ano de ENSO e de 35% em ano neutro (Castillo-Guerrero *et al.* 2011). Além disso, eventuais contaminações nos adultos, em especial nas fêmeas que sintetizam os ovos, e no alimento repassado aos filhotes, poderá ter efeitos no sucesso reprodutivo, detectáveis ao longo do tempo. A alta toxicidade dos metais pode resultar em afinamento da casca dos ovos, baixa taxa reprodutiva, redução espermática, danos ao sistema imune, reduzido crescimento/peso dos filhotes e desenvolvimento de malformações, os quais,

por suavidade, podem ocasionar declínio nas populações de aves (Spahn & Sherry 1999, Dawe et al. 2004). De fato, a equipe do PARNA Abrolhos e equipe do PMP, registraram nos últimos meses, fora do monitoramento previsto no plano de trabalho da RRDM, três filhotes de *Phaethon aethereus* com graves infecções oculares, levando ao encalhe de um deles em praia adjacente. Estes registros são inéditos e sugerem que a população está sofrendo de baixa imunidade, aspecto que corrobora os dados de saúde apresentados neste relatório. Portanto, torna-se necessário continuar o monitoramento do sucesso reprodutivo para que se possa avaliar a influência do ENSO, bem como verificar indícios de existência ou ausência de impactos provenientes do rompimento da barragem.

4.6.3 Genética populacional de aves marinhas

Valores descritivos da diversidade genética (média de alelos, riqueza alélica e diversidade gênica) encontrados para *S. leucogaster* e *P. aethereus*, amostradas após o rompimento, mostram-se mais baixos em relação às amostras coletadas antes do rompimento, indicando uma perda de diversidade genética nestas duas espécies. Além disso, a análise de PCoA mostra que a composição gênica dos *loci* analisados para estas duas espécies está em processo de diferenciação, ainda que, por enquanto, seja sutil em *S. leucogaster*. Devido à natureza dos marcadores analisados (SSR), não podemos detectar regiões do genoma que estejam sob seleção natural. As taxas de mutação são aceleradas nestas regiões do DNA (SSR) e medidas de heterozigosidade podem ser superestimadas em relação ao restante do genoma. Embora os dados mostrem perda de diversidade ao longo do tempo para as espécies supracitadas, não podemos associar diretamente esta perda aos impactos do rompimento, fazendo-se necessário um tempo de monitoramento genético maior. Da mesma forma, a utilização da técnica de *Next Generation Sequence* poderá auxiliar na investigação dos efeitos do rompimento, pois nos permitirá detectar genes que possam estar sob seleção natural causada por mudanças ambientais.

O padrão encontrado para a espécie *Pterodroma arminjoniana* mostra um sutil aumento nos parâmetros de diversidade. Desvios significativos do Equilíbrio de Hardy-Weinberg foram encontrados nos indivíduos desta espécie coletados antes do rompimento, demonstrando que esta espécie apresenta deficiência no número de heterozigotos observados por um longo tempo. Desta forma, este desequilíbrio não pode ser relacionado com o evento ocorrido em Mariana ainda que a composição alélica dos *loci* analisados seja bastante diferente quando comparamos amostras coletadas antes e depois do rompimento.

Mudanças em frequências alélicas, utilizadas como medidas de diversidade e inferência de efeitos de deriva genética, flutuações populacionais e seleção natural são detectadas ao longo do tempo, com alterações entre gerações. Considerando que o tempo de geração destas espécies é descrito em torno de 15-20 anos, sugerimos o monitoramento genético para as espécies *S. leucogaster* e *P. aethereus* tenha continuidade para confirmar a perda de diversidade contínua ou se haverá um restabelecimento dos índices para valores próximos aqueles detectados em amostras anteriores ao rompimento da barragem.

4.6.4 Distribuição espacial de aves marinhas

As áreas de alimentação utilizadas por *P. aethereus* antes e depois do rompimento foram distintas a partir dos dados de rastreamento obtidos. Os dados antes indicavam o uso de uma área de 1178,2 km² e direção predominante para sul/sudeste de Abrolhos, enquanto que em 2019 a área utilizada foi de 13.792,04 km² e direção predominante nordeste. Desse modo, os resultados podem ser decorrentes de alguma alteração ambiental nas áreas utilizadas antes do rompimento, mas também podem estar enviesados pelo tamanho amostral (maior em 2019) e/ou por variações nas condições ambientais e distribuição dos recursos, influenciadas pela estação do ano, já que os rastreamentos realizados em 2012 foram no mês de junho (inverno), enquanto que os de 2019 foram em fevereiro (verão).

Sula leucogaster também utilizou uma área maior para o forrageio em 2019 em relação a 2013. Além disso, em 2013, as aves ficaram mais próximas ao arquipélago dos Abrolhos, e sua distância total e máxima percorridas foram em geral mais baixas. Da mesma forma, os resultados podem ter influência de alguma alteração ambiental local, mas também podem estar enviesados por conta do maior esforço e tamanho amostral de viagens obtidas a partir do rastreamento remoto. A continuidade dos rastreamentos de ambas as espécies no arquipélago dos Abrolhos nas várias estações do ano possibilitará cobrir períodos comparáveis e manter uma regularidade no esforço amostral, a fim de remover potenciais efeitos de variações naturais na busca por alimento.

Não houve variação no uso do mar por *P. arminjoniana* quando comparados os dados obtidos antes e depois do rompimento. Em relação à distribuição espacial de *Thalassarche chlororhynchos*, é importante destacar a importância da foz do Rio Doce e adjacências como área de invernagem, conforme demonstrado no presente estudo. A utilização de uma área conhecidamente atingida pelos rejeitos da barragem representa uma ameaça adicional à espécie, a qual está classificada como “Ameaçada” (EN) pela União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN) e pela Portaria MMA 444/2014, com tendência de declínio no tamanho das populações.

4.6.5 Contaminantes

Quando comparadas as concentrações dos elementos essenciais no sangue e penas das aves analisadas pós rompimento da barragem de Fundão com os níveis pré-rompimento, percebe-se uma diminuição significativa nos valores, para ambos os tecidos e para as três espécies de aves comparadas. *Sula leucogaster* foi a mais afetada, apresentando uma diminuição de até 96 vezes para [Cu] na corrente sistêmica. As concentrações Cr e de Zn também decresceram nos organismos, detectadas no sangue de *S. leucogaster* em níveis 14 e 6,6 vezes menores, respectivamente, e 8,5 e 3,9 vezes nas penas. Sabe-se que baixas concentrações de Cu e Zn no sangue podem levar à desregulação homeostática, anemia e diminuição da imunidade nos animais (Rutherford & Bird 2004, Cork, 2000). Já a diminuição nos níveis de Cr pode levar à perda de massa corporal e diminuição nas concentrações de insulina no sangue, além da diminuição da qualidade de ovos produzidos durante o período reprodutivo (Şahin *et al.* 2001). Assim como o Cr, o Mn, também associado à atividade reprodutiva, além de desempenhar papel enzimático e na produção óssea (Cotzias 1958), apresentou

uma redução nas concentrações. Apenas o Fe teve um aumento, não significativo, nas concentrações sistêmicas em *P. arminjoniana* e *P. aethereus*. Mesmo sendo um elemento importante para a manutenção das funções básicas, como a respiração e o transporte dos nutrientes, um aumento nas concentrações de Fe no organismo é potencialmente tóxico, podendo levar à hematoxiderose e à hemocromatose, prejudicando também o funcionamento do fígado e rins (Bulte *et al.* 1997).

Além da mudança nas concentrações individuais, alterações nas correlações entre os elementos essenciais foram observadas. Para *P. arminjoniana*, a relação positiva entre [Zn] e [Cr] no sangue sob condições normais não foi observada após o rompimento da barragem, enquanto que, para *S. leucogaster*, essa relação passou a ser negativa. Isso explica a simultânea diminuição observada nas concentrações de Cr e Zn, tornando a situação ainda mais preocupante. As relações entre os diferentes elementos nas penas *S. leucogaster* e *P. arminjoniana* sob condições normais também não foram observadas pós rompimento da barragem, enquanto que *P. aethereus*, que não apresentava correlações significativamente positivas, passou a apresentar entre [Fe] e [Cu] e entre [Zn] e [Mn] após o rompimento da barragem. Quando avaliadas as correlações das concentrações dos elementos essenciais nos diferentes tecidos, *i.e.* sangue e penas do mesmo indivíduo, somente *S. leucogaster* apresentou correlações significativamente positivas para $[Cr]_{\text{sangue}} \times [Cr]_{\text{penas}}$, $[Cu]_{\text{sangue}} \times [Cu]_{\text{penas}}$ e $[Fe]_{\text{sangue}} \times [Fe]_{\text{penas}}$ antes do rompimento. Essas não foram observadas nas análises pós rompimento, o que sugere que *S. leucogaster* regulava os níveis de [Cr] e de [Fe] através da síntese das penas, usando esta rota como via de detoxificação (Malik & Zeb 2009). Com isso, a ave poderia manter as concentrações ideais, uma vez que, em desequilíbrio, esses elementos passam a exercer danos celulares (Bulte *et al.* 1997, Zhu *et al.* 2004). Já as concentrações de Cu, fortemente relacionado à turacina, pigmento constituinte das penas (Blumberg & Peisach 1965), podem apresentar-se como valores maiores nas penas do que no sangue (Fenstad *et al.* 2016), o que explicaria uma relação positiva entre o Cu ingerido e o usado na síntese da pena. A ausência destas relações, aliada à diminuição dos elementos na corrente sistêmica, indica má nutrição, além de uma mudança no habitat usado para a alimentação, o que pode ser causador de estresse. Com isso, as aves podem apresentar, ainda, problemas na formação das penas, prejudicando as funções básicas de voo e de termorregulação (Jovani & Rohwer 2017).

Quanto às relações entre os elementos essenciais e não essenciais para cada tecido, todas as espécies apresentaram correlação significativamente positiva de [Cr] com [Cd] na corrente sistêmica apenas após o rompimento da barragem. Isso evidencia a contaminação por Cd em *P. arminjoniana* e *P. aethereus*, uma vez que as espécies apresentaram maiores concentrações sistêmicas de Cd aliada à diminuição do Cr após o rompimento da barragem. Além da interação com o Cr, o Cd compete por sítios de ligação com elementos essenciais, podendo ser excretados via ovos e penas (Koster *et al.* 1996, Spiro & Stigliani 2008, Malik & Zeb 2009, Baird & Cann 2011), corroborado pela correlação significativamente negativa observada no sangue de *S. leucogaster* após o rompimento da barragem. Já os demais elementos não essenciais tiveram, de forma geral, um aumento nas concentrações sistêmicas e uma diminuição nas concentrações das penas, exceto [Hg], que teve uma diminuição geral

em ambos os tecidos, e [As], que teve um aumento. Neste sentido, *P. aethereus*, espécie que, assim como *S. leucogaster*, reproduz-se no arquipélago dos Abrolhos, foi a espécie mais afetada, apresentando um aumento de aproximadamente 6 vezes em [Cd] na corrente sistêmica e de 1,4 vezes nas penas, e níveis de [As] aproximadamente 4 vezes maiores no sangue e 127 vezes nas penas. Isso evidencia que os animais estão absorvendo elementos não essenciais tóxicos e armazenando-os no organismo, ao invés de excretá-los via síntese de penas, especialmente o Hg. O Hg tende a acumular-se no organismo, em especial no tecido adiposo dos animais (Anderson *et al.* 2010), reagindo com enzimas e prejudicando o funcionamento cerebral (Rutkiewicz *et al.* 2010), além de ser estressor das estruturas produtoras de queratina, levando à má formação de penas e bicos (Jovani & Rohwer 2017). Com essa forte afinidade com a queratina, a tendência das aves é eliminar [Hg] via síntese de penas (Fournier *et al.* 2002), o que não pôde ser observado no período pós rompimento da barragem. Uma evidência desse desequilíbrio é a correlação significativamente positiva de [Hg] com [As], observada apenas antes do rompimento da barragem. Para as aves dos Abrolhos, baixa [As] mantinham os níveis de Hg baixos no sangue em condições naturais. Após o rompimento da barragem, essa relação não pôde ser observada, o que evidencia o acúmulo do Hg no organismo, uma vez que as concentrações de As na corrente sistêmica e nas penas aumentaram e as de Hg diminuíram. Além do Hg, o As é fortemente correlacionado ao Pb (Mateo *et al.* 2003), como observado no sangue de *P. arminjoniana* após o rompimento. Como os níveis de [As] e [Pb] aumentaram no sangue de *P. arminjoniana* e *P. aethereus* mas diminuíram nas penas, há evidências de que o Pb também está acumulando-se no organismo dos animais, corroborado pela forte correlação significativamente negativa de [Pb] no sangue e nas penas de *S. leucogaster* após o rompimento da barragem. O Pb, assim como o Cd, compete por sítios de ligação com o Zn e o cálcio (Ca), tendendo a acumular-se nos ossos, fígado e rins (Spiro & Stigliani 2008, Baird & Cann 2011). Portanto, a diminuição observada dos níveis de Zn nos organismos é mais uma evidência que esses elementos não essenciais podem estar competindo pelos sítios de ligação, acumulando-se, portanto, nos organismos. Além da preocupação direta com a conservação das aves, deve-se observar uma potencial contaminação dos ambientes terrestres, especialmente no arquipélago dos Abrolhos, uma vez que as aves podem carrear elementos traço do meio aquático para o terrestre (Shoji *et al.* 2019), podendo causar um desequilíbrio físico-químico nos sítios de reprodução. De modo geral, a redução na concentração dos elementos essenciais e a redução dos elementos não essenciais, está alinhado com a precária imunidade determinada pelos parâmetros hematológicos e sanitários, a uma mudança de área de alimentação, reduzido sucesso reprodutivo na temporada 2018/2019 de *P. aethereus*, e à redução na diversidade genética nas duas espécies de aves de Abrolhos.

As concentrações dos PCB e dos HPA no sangue e nas penas de contorno foram muito baixas para as três espécies, indicando que não há absorção para estes compostos. Quanto aos compostos policlorados, há indícios de absorção de baixas concentrações, ligados à ingestão de lipídeos das presas. Entretanto, as concentrações sistêmicas são menores que as concentrações nas penas, evidenciando uma possível detoxificação e não aparentando exercer efeitos tóxicos agudos nos animais analisados. Para a evidenciação de possíveis efeitos crônicos, um monitoramento a longo

prazo deve ser realizado, a fim de relacionar a mudança de áreas de forrageio e presas como possíveis fontes de contaminação por compostos orgânicos pelas aves marinhas.

4.6.6 Ecologia trófica

Os resultados da comparação entre os períodos pré e pós-rompimento mostraram que não houve alteração na composição da dieta de *P. arminjoniana*. Quando a análise restringiu-se ao período pré-incubatório, no qual a espécie ocupa a área entre a ilha da Trindade e a costa brasileira, a dieta também foi similar entre os períodos pré e pós-rompimento.

Para *P. aethereus*, não houve mudança nos itens predados, mas uma possível diminuição da diversidade de presas consumidas, indicado pela redução do nicho isotópico.

Em *S. leucogaster*, no entanto, a diminuição dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ e o achatamento da elipse isotópica no período pós-rompimento, estão relacionados com os valores de contribuição alimentar encontrados nos modelos de mistura, que mostram o aumento da contribuição de espécies pelágicas na dieta, em detrimento de espécies costeiras. Este resultado corrobora a interpretação quanto a variações na concentração de elementos essenciais e não essenciais pré e pós, e mudança de **habitat de alimentação**.

Os valores de isótopos estáveis em sangue de *Thalassarche chlororhynchos* obtidos no período pré-rompimento foram avaliados e os resultados obtidos se assemelham a outros já descritos na bibliografia (Weimerskirch *et al.* 1985, Cherel *et al.* 2002, Bugoni *et al.* 2010).

4.6.7 Encalhes de aves marinhas nas adjacências da Foz do Rio Doce

A composição da assembleia de aves reportadas para o período pelo PMP reflete a avifauna marinho-costeira que normalmente utiliza a costa brasileira para reprodução, alimentação e descanso, com espécies residentes e migratórias do sul e do norte. Entre elas, estão espécies residentes, como *F. magnificens*, *S. leucogaster* e *L. dominicanus*, e também migratórias transequatoriais, como *C. alba*, *A. interpres*, *P. puffinus*, e *S. hirundo*. Não foi possível realizar uma comparação entre antes e depois do rompimento, pois não há dados disponíveis no sistema do PMP referentes ao período pré rompimento.

4.6.8 Censos embarcados

A composição de espécies de aves marinhas ao longo da área amostrada por censos no mar é semelhante àquela já descrita na área ou em áreas próximas (Coelho *et al.* 1990, Pacheco & Bauer 2001, Efe 2004, Passamani & Mendes 2007). É importante ressaltar que 55% das espécies registradas na Foz do Rio Doce e áreas costeiras e pelágicas adjacentes possuem algum grau de ameaça ou suas populações estão em declínio, segundo a lista da União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (IUCN 2019) mais atualizada. Considerando a avaliação das espécies registradas até o momento, em nível regional, 41% constam em alguma categoria de ameaça (ICMBio/MMA 2018).

As primeiras análises, que incluem dados obtidos em três estações do ano (primavera, verão e outono), evidenciam que as aves marinhas mais comuns na região, são as espécies que reproduzem nas ilhas costeiras ou no Arquipélago de Abrolhos, ou espécies não residentes mas que utilizam a área de estudo para descanso ou alimentação, estão interagindo com o ambiente contaminado por resíduos oriundos do rompimento. As transecções com registros mais frequentes de aves e maior número de indivíduos são TFOZ e TN4. A transecção TFOZ está posicionada junto à Foz do Rio Doce, sendo, portanto, uma área diretamente afetada pela pluma do Rio Doce e pelos resíduos tóxicos oriundos do rompimento da Barragem do Fundão. Quanto à elevada concentração de aves em relação à transecção TN4, imediata ao limite sul do Parque Nacional Marinho de Abrolhos, há evidências que indicam que a pluma de resíduos, proveniente do rompimento da barragem atingiram a região (Sánchez *et al.* 2018). Além disso, os registros de aves mais elevados ocorrem no outono, quando é observada a dispersão da pluma do Rio Doce sobre o Banco de Abrolhos.

Os dados de rastreamento remoto de *P. aethereus* e *S. leucogaster* foram em parte congruentes com os dados de contagens no mar e de encalhes (em especial pelo alto número de óbitos de *S. leucogaster*), mas também pelos diversos registros destas duas espécies realizados a bordo. No conjunto estas metodologias confirmam que a área sob influência da pluma, tanto próximo à Foz do Rio Doce quanto em outras áreas, é ocupada pelas aves que reproduzem em Abrolhos, além de espécies migratórias oriundas de outras regiões.

4.6.9 Censos de aves de praia

A maior abundância e riqueza na assembleia de aves aquáticas ocorreu nos setores junto a foz do Rio Doce. As espécies mais abundantes são da Família Sternidae, conhecidos por trinta-réis, cuja área de forrageio principal são as águas costeiras e os estuários, englobando espécies migratórias mas também que reproduzem nas ilhas costeiras do Espírito Santo, em baixo número nos anos recentes. Essas aves alimentam-se predominantemente de peixes pequenos, geralmente capturados junto à superfície da água. As aves foram observadas utilizando a foz do Rio Doce como área de forrageio, bem como o infralitoral das praias, sempre em maiores concentrações junto à foz dos rios.

Na assembleia de aves aquáticas, tanto as espécies piscívoras quanto as limícolas (ou seja, aquelas que se alimentam predominantemente de macroinvertebrados bentônicos, muitos dos quais filtradores de sedimento arenoso e lamoso), todas são predadoras em teias tróficas dos ecossistemas dos rios, estuários e águas costeiras. Assim, essas aves são sujeitas aos efeitos da biomagnificação de componentes tóxicos presentes no meio aquático através da cadeia alimentar. O monitoramento da assembleia de aves aquáticas poderá ser uma ferramenta importante para inferência da qualidade ambiental, uma vez que esses animais são sentinelas da saúde dos ecossistemas. Assim, dada a escassez de dados pretéritos, principalmente quantitativos, no que se refere a aves dos ambientes costeiros e estuarinos do Espírito Santo, os dados obtidos até o momento são relevantes e servirão como base para comparações futuras.

4.7 TARTARUGAS MARINHAS

As variações nos níveis de metais no sangue podem ser explicadas pela exposição no local de alimentação revelando assinaturas de metais diferentes entre a área controle e a área afetada. Sendo assim, a área afetada pela pluma principal de rejeitos de mineração na APA Costa das Algas apresenta uma situação complexa quanto à saúde das tartarugas-verdes por estas apresentarem-se menos saudáveis e com maiores níveis de metais (As e Cu) que a área controle e do que outras áreas no Brasil menos sujeitas a poluição costeira, como Fernando de Noronha, mesmo considerando-se suas particularidades e a influência multifatorial sobre a saúde. Os dados de genética também seguem o mesmo padrão, sendo que, tanto para os marcadores microssatélites quanto para o DNAm, as tartarugas-verde apresentaram valores de diversidade mais baixos que o de duas áreas de alimentação (Vitória e Norte do Rio de Janeiro) e duas populações de desova da espécie no Brasil (Trindade e Atol das Rocas).

Esta situação necessita de monitoramento a longo prazo para se quantificar a influência direta ou indireta dos níveis de metais sobre a saúde e diversidade genética das tartarugas-verdes.

As concentrações de metais no plasma de *Caretta caretta* foram distintas entre as duas áreas de desova, mas na carapaça foram semelhantes, isso sugere diferenças de exposição ou mobilização de metais a curto prazo na temporada reprodutiva, assim, as comparações mais importantes a serem feitas são em anos diferentes, para se observar se há alguma tendência de bioacumulação das tartarugas ao longo do tempo influenciada pela área de desova. A ocorrência de lesões oculares, a maior quantidade de correlações entre os níveis de metais e parâmetros de saúde, as diferenças de assinaturas de metais, associadas a uma menor condição corporal nas tartarugas de Povoação denotam que há uma diferença nas condições de saúde das tartarugas que necessita de uma avaliação a longo prazo para se descartar a hipótese de interferência das condições ambientais locais decorrentes da presença de rejeitos de mineração no sedimento.

Os índices de diversidade genética para as tartarugas-cabeçudas mostraram valores médios, mas a comparação temporal (pré e pós-rompimento) ficou comprometida por conta da baixa qualidade do DNA das amostras pré-rompimento.

Dermochelys coriacea apresentou valores de diversidade genética muito baixos, mas a comparação temporal ficou comprometida por conta do baixo N amostral analisado. Essa população merece atenção especial por ser criticamente ameaçada e nosso estudo mostrou uma metodologia eficiente para identificação individual das amostras já que essa espécie tem altas taxas de perda de marcas. Um monitoramento a longo prazo, usando essa metodologia e mais amostras pré (disponibilizada por colaboradores) e pós-rompimento (coletadas com a continuidade do PMBA), irá ajudar a responder se houve ou não influência direta do rejeito sobre a diversidade já diminuta dessa população e sobre a diversidade genética de *Caretta caretta* na foz do rio Doce.

A caracterização da composição e diversidade genética das populações de tartarugas marinhas do ES foi realizada com sucesso pelo presente trabalho e servirá de base para a continuidade de todas as demais análises necessárias para o monitoramento do impacto do rompimento da barragem no ES.

Para garantir o sucesso do trabalho de monitoramento do impacto é importante que haja uma série histórica de dados genéticos para averiguar os possíveis efeitos do rompimento da barragem, e o PMBA permitiu o início da construção desse banco de dados.

O relatório relativo ao Monitoramento reprodutivo das tartarugas marinhas na planície costeira do Rio Doce, referente ao período de agosto de 2018 a julho de 2019 representa ao atendimento ao objetivo 10 do TR4 de Megafauna e embora tenha sido produzido por uma instituição não vinculada à Rede Rio Doce Mar, está vinculado ao PMBA/RENOVA e, portanto, suas principais conclusões são reproduzidas abaixo no presente documento para fins de integração.

Houve uma maior concentração de desovas nas proximidades da foz do Rio Doce. Este padrão de distribuição espacial das desovas merece atenção constante, por esta área estar sujeita a maior probabilidade de possíveis impactos causado pelo vazamento de rejeitos de mineração em 2015. Nas últimas quatro temporadas, conforme descrito no relatório anterior, observou-se a constante **redução da faixa de praia**, principalmente nas bases de Povoação e Comboios, o que resulta em elevadas perdas de ninhos causados pela ação da maré, e maior necessidade de interferência no manejo dos mesmos (transferências para locais seguros).

Na base de Comboios, durante a última temporada (2018/2019), para evitar estas perdas, 45% dos ninhos de *Caretta caretta*, 22.5% de *Dermochelys coriacea* e 36% dos ninhos sem espécie identificada (NI) foram removidos do local original de postura escolhido pelas fêmeas e transferidos para trechos seguros da praia. Apesar de garantir de forma efetiva a sobrevivência dos filhotes, a alta **taxa de transferências** também preocupa, pois pode resultar em diversos impactos aos filhotes, como redução da taxa de eclosão, alterações na proporção sexual e consequências genéticas a longo-prazo.

Com relação à **taxa de eclosão**, verificou-se uma queda significativa de cerca de 75 para 58% nas taxas de eclosão dos ninhos *in situ* ao sul da foz do Rio Doce (base de Comboios) em relação aos anos anteriores (2008-2018). Esta queda ocorreu especialmente na região central da praia de Comboios e suas causas ainda são desconhecidas. Entre as hipóteses levantadas estão as possíveis alterações físicas do ambiente praia relacionadas a mudanças na dinâmica de praia (eventos de erosão e diminuição da faixa de berma), ou a possíveis mudanças na composição química dos sedimentos. Análises mais detalhadas sobre estes resultados, bem como a continuidade do monitoramento durante as próximas temporadas serão extremamente importantes para investigar as possíveis causas e traçar estratégias de manejo e conservação para as espécies de tartarugas marinhas.

4.8 DISCUSSÃO INTEGRADA GERAL DO ANEXO 6

A grande riqueza de possíveis alterações reveladas pelo trabalho realizado pelo grupo Megafauna pode ser contrastada com algumas incertezas e limitações da interpretação dos resultados do projeto, as

quais aparecem de maneira quase unânime nos relatos dos pesquisadores nos documentos específicos. Grande parte da megafauna é composta de organismos de vida longa, não sendo incomum espécies que vivem várias décadas e até mais de um século. Além disso, são espécies que em geral percorrem grandes distâncias e ocupam grandes áreas ao longo de seu ciclo vital, estando sujeitos a diversas perturbações, sejam antrópicas ou naturais. Além disso, a posição de topo de cadeia alimentar desses organismos tem como consequência uma abundância numérica bastante baixa, dificultando a obtenção de amostras em número suficiente para tratamentos quantitativos mais sofisticados. Todos esses fatores isso implicam em processos fisiológicos mais lentos, baixas amostragens e manifestação de possíveis impactos ao longo de um grande período. Sendo assim, torna-se bastante prematura, em alguns casos, a obtenção de respostas conclusivas no primeiro ano de monitoramento. As alterações apontadas, no entanto, representam respostas importantes que podem ser obtidas ao longo de um monitoramento de longo prazo, definido pela maioria dos pesquisadores da rede como sendo de cinco a dez anos, no mínimo.

Dentre as diversas alterações apontadas vários se referem a alteração de habitat, sensibilidade ao habitat mais impactado devido ao uso muito intenso ou processos infecciosos incomuns derivados de uma provável imunossupressão. Os resultados mostraram uma impressionante convergência de informações de vários estudos apontando que a foz do Rio Doce e a porção sul é uma importante área de vida, refugio e alimentação de muitos representantes da megafauna marinha. No caso de aves e cetáceos, esse uso parece estar mais relacionado a áreas de descanso e alimentação. No caso de tartarugas marinhas, a área figura como o segundo maior sítio de desova de duas espécies. De fato, a região no entorno a foz de grandes rios é conhecida por ser um grande agregador de fauna, atraindo espécies em diversas fases da vida, incluindo nascimento, desenvolvimento e reprodução o que pode ser relacionado importantes processos de fornecimento e retenção de nutrientes minerais e matéria orgânica que acabam estruturando cadeias tróficas com grande quantidade de energia (BAKUN 1996, MANN & LAZIER 2006). Processos infecciosos derivados de imunossupressão tem sido descritos com cada vez mais frequência na literatura e relacionados a poluentes (JONES 2000, O'HARA & O'SHEA 2001, KOMOROSKE *et al.* 2011, SILVA *et al.* 2016).

5 RESUMO DO ANEXO

5.1 ROV E DRONEMONITORAMENTO, SOBREVOS E BIOACÚSTICA

Maior parte dos cetáceos próximos a foz do rio Doce exibindo comportamento alimentar (relatório dronemonitoramento).

As áreas de concentração de megafauna estão associadas a fundos lamosos (relatório ROV).

Identificados quatro *hotspots* de uso do habitat de megafauna em áreas potencialmente atingidas pelos rejeitos de minério (tipo C).

A foz do rio Doce e trecho de 30km ao sul desta possui intenso uso de habitat e para aves marinhas (incluindo maior riqueza nesse caso), cetáceos e tubarões (relatório aves, cetáceos, dronemonitoramento e sobrevoos tripulados).

Outros estudos apontam para um *baseline* importante para o monitoramento de longo prazo.

Aumento da turbidez da pluma da foz do Rio Doce foi um fator determinante na atenuação e degradação dos cliques de ecolocalização. O que pode implicar no aumento do custo energético para que os animais possam compensar as perdas resultantes do efeito da turbidez para suprir suas necessidades de sobrevivência, especialmente forrageamento, captura de presas e a comunicação intraespecífica. Essa alteração do balanço energético pode gerar consequências de longo prazo e comprometimento a nível populacional.

A sobreposição entre a área de maior densidade dessas três espécies e a área de maior aporte de metais pesados, indica que essas populações sofreram impacto agudo pelo contato direto com o material oriundo do rompimento da barragem de Fundão logo após a sua chegada no ambiente marinho.

Foi observada uma sobreposição espacial de diversas espécies de tartarugas-marinhas da família Cheloniidae (VU-CR), atobá-marrom e aves Sternidae com a região de descarga da pluma contendo dejetos do vazamento na fase de pulso, evidenciando o impacto agudo pelo contato direto com esses dejetos.

5.2 CETÁCEOS

O aumento no número de encalhes de toninhas no período imediatamente posterior ao acidente foi na ordem de 10%, no entanto, o aumento mais expressivo de encalhes de toninhas está sendo observado mais recentemente durante o PMBA com aumento de 2.5 vezes em relação com a fase pretérita ao desastre. Para botos-cinza este aumento foi de 1.9 e 1.5 vezes, respectivamente para a fase imediatamente posterior ao acidente e fase mais recente, relacionada ao PMBA. Ao considerar ambas as fases posteriores do desastre em conjunto (pré-monitoramento e monitoramento), o aumento da taxa de encalhes para toninhas foi na ordem de 40% e de botos-cinza de 80% em relação com o período anterior ao acidente.

Cerca de 85% dos encalhes de toninhas foram de filhotes e juvenis. Avaliando-se dados pretéritos verificou-se uma tendência de maior proporção de encalhes de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em período chuvoso, porém, após o acidente houve uma inversão deste padrão com evidente concentração de encalhes em época pouco usual, correspondente ao primeiro período seco pós desastre. A partir de 2017 em diante, para toninhas, os encalhes voltaram a ser mais frequentes em períodos de chuvas. Com relação aos botos-cinza (*Sotalia guianensis*), semelhante às toninhas,

também houve uma inversão no padrão de encalhes, menos acentuada, mas com maior ocorrência de encalhes na estação seca de 2016.

Foi encontrada estruturação genética para os botos-cinza (*Sotalia guianensis*), para o período pós-desastre demonstrando uma maior vulnerabilidade da população. Foram encontradas três unidades populacionais de botos-cinza no litoral do Espírito Santo. A diminuição da diversidade genética mitocondrial ocorreu para os três setores avaliados: que correspondem ao extremo norte do litoral capixaba (Conceição da Barra e São Mateus) com uma diminuição haplotípica de 28,44%; a região central (de Linhares a Guarapari) com uma diminuição de 31,44%; e, extremo sul (Anchieta a Marataízes) com uma diminuição de 39,09%.

Detectou-se baixa taxa de avistagem de botos-cinza filhotes e juvenis para as áreas próximas da foz do rio Doce (monitoramento por ponto fixo e embarque). Por ser uma espécie que não apresenta sazonalidade reprodutiva, de acordo com a literatura, o esperado era avistar filhotes em todos os meses de observação e foram vistos somente em quatro meses. De acordo com a literatura, ainda seria esperado um maior número de avistagens de grupos contendo filhotes ou juvenis do que o registrado (Ponto de rio: dois animais em Regência e cinco em Aracruz; Ponto de praia: nenhum em Regência e 11 em Aracruz).

Houve aumento da morbidade de cetáceos por agentes infecciosos. Os animais encalhados durante o período de monitoramento apresentaram 2,2 X mais casos de processos infecciosos. Dentre os diferentes agentes foram registrados morbilivírus, toxoplasmose e brucelose.

Foram encontrados botos-cinza com altas taxas de metais ao longo da costa capixaba, 17 animais com altas de metais para as diferentes regiões avaliadas, mas com uma maior ocorrência para a região norte do estado (N=10 para São Mateus). Além disso, foi encontrada alteração óssea em um boto-cinza (EAE_N36), crescimento incomum nos ossos que, também apresentou altas taxas de metais. Esse animal foi encontrado na região norte do estado, na praia de Pontal do Ipiranga, Linhares.

5.3 AVES

Muitas aves apresentaram um quadro de desidratação leve à moderada. No entanto, o aspecto mais preocupante foi a presença de patógenos com perfil de resistência a substâncias antimicrobianas

Valores descritivos da diversidade genética (média de alelos, riqueza alélica e diversidade gênica) encontrados para *S. leucogaster* e *P. aethereus*, amostradas após o rompimento, mostram-se mais baixos em relação às amostras coletadas antes do rompimento, indicando uma perda de diversidade genética nestas duas espécies.

De modo geral, a redução na concentração dos elementos essenciais e a redução dos elementos não essenciais, está alinhado com a precária imunidade determinada pelos parâmetros hematológicos e sanitários, a uma mudança de área de alimentação, reduzido sucesso reprodutivo na temporada

2018/2019 de *P. aethereus*, e à redução na diversidade genética nas duas espécies de aves de Abrolhos.

Em *S. leucogaster*, houve o aumento da contribuição de espécies pelágicas na dieta, em detrimento de espécies costeiras. Este resultado corrobora a interpretação quanto a variações na concentração de elementos essenciais e não essenciais pré e pós, e mudança de habitat de alimentação.

A área sob influência da pluma, tanto próximo à Foz do Rio Doce quanto em outras áreas, é ocupada pelas aves que reproduzem em Abrolhos, além de espécies migratórias oriundas de outras regiões. A maior abundância e riqueza na assembleia de aves aquáticas ocorreu nos setores junto a foz do Rio Doce

5.4 TARTARUGAS

Tartarugas-verdes na APA Costa das Algas apresentarem-se menos saudáveis e com maiores níveis de metais (As e Cu) que a área controle e do que outras áreas no Brasil menos sujeitas a poluição costeira

Os marcadores microssatélites quando para o DNAm, as tartarugas-verde apresentaram valores de diversidade mais baixos que o de duas áreas de alimentação (Vitória e Norte do Rio de Janeiro) e duas populações de desova da espécie no Brasil (Trindade e Atol das Rocas).

A ocorrência de lesões oculares denotam que há uma diferença nas condições de saúde das tartarugas que necessita de uma avaliação a longo prazo para se descartar a hipótese de interferência das condições ambientais locais decorrentes da presença de rejeitos de mineração no sedimento.

Observou-se a constante **redução da faixa de praia** com elevadas perdas de ninhos causados pela ação da maré

A alta **taxa de transferências** também preocupa, pois pode resultar em diversos impactos aos filhotes, como redução da taxa de eclosão, alterações na proporção sexual e consequências genéticas a longo-prazo.

Com relação à **taxa de eclosão**, verificou-se uma queda significativa de cerca de 75 para 58% nas taxas de eclosão dos ninhos *in situ* ao sul da foz do Rio Doce (base de Comboios) em relação aos anos anteriores (2008-2018).

6 REFERÊNCIAS

- ABD EL-AZIZ, G. S.; EL-FARK, M. M. O.; SALEH, H. A. M. The prenatal toxic effect of methylmercury on the development of the appendicular skeleton of rat fetuses and the protective role of vitamin E. **Anatomical Record**, v. 295, n. 6, p. 939–949, 2012.
- ABDALLAH, M. A. M. Accumulation of toxic metals in Loggerhead turtles from Mediterranean Sea coast, Egypt. (E. Ozhan, Ed.) In: 10th International Conference on the Mediterranean Coastal Environment, MEDCOAST 11, Rhodes. Anais... Rhodes: 2011.
- ABREU-GROBOIS, F. A.; HORROCKS, J. A.; FORMIA, A.; DUTTON, P.; LEROUX, R.; VÉLEZ-ZUAZO, X.; SOARES, L.; MEYLAN, P. New mtDNA Dloop primers which work for a variety of marine turtle species may increase the resolution of mixed stock analysis. FRICK, M.; PANAGOPOULOU, A.; REES, A. F. & WILLIAMS, K. (Comps.). Proceedings of the 26th Annual Symposium on Sea Turtle Biology Book of Abstracts. Island of Crete, Greece: ISTS 179, 2006.
- 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 of Cetacean Research Management** (Special Issue 1), p. 83-116, 1999.
- AGUSA, T.; TKAGI, K.; KUBOTA, R.; ANAN, Y.; IWATA, H.; TANABE S. Specific accumulation of arsenic compounds in green turtles (*Chelonia mydas*) and hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) from Ishigaki Island, Japan. *Environmental Pollution*, v. 153, p. 127-136, 2008.
- ALCOCK, J. Comportamento Animal: Uma Abordagem Evolutiva. 9. ed., Porto Alegre: Artmed, 2011.
- ALMOSNY, N. R. P.; SILVA, K. P.; MELO, D. L. S.; VASCONCELOS, T. C.; MONTEIRO, A. O. Hematologia de aves: valores normais em hemograma de mutum de Alagoas (*Mitu mitu*). **Revista Brasileira de Ciências Veterinárias**, v. 5, p. 119-122, 1998.
- ALONSO, M. B.; ELJARRAT, E.; GORGA, M.; SECCHI, E. R.; BASSOI, M.; BARBOSA, L.; BERTOZZI, C. P.; MARIGO, J.; CREMER, M.; DOMIT, C.; AZEVEDO A. F.; DORNELES, P. R.; TORRES, J. P.; LAILSON-BRITO, J.; MALM, O.; BARCELÓ, D. Natural and anthropogenically-produced brominated compounds in endemic dolphins from Western South Atlantic: Another risk to a vulnerable species. **Environmental Pollution**, v.170, p.152 -160, 2012.
- ALONSO, M. B.; MARIGO, J.; BERTOZZI, C. P.; SANOTS, M. C. O.; TANIGUCHI, S.; MONTONE, R. C. Occurrence of chlorinated pesticides and polychlorinated biphenyls (PCBs) in Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) from Ubatuba and Baixada Santista, São Paulo, Brazil. **Latin America Journal of Aquatic Mammals**, v. 8, p. 123-130, 2010.
- ALSTAD, T. I.; SHAMBLIN, B. M.; BAGLEY, D. A.; EHRHART, L. M.; NAIRN, C. J. Isolation and characterization of tetranucleotide microsatellites from the leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*). *Conservation Genetic Resources* v. 3, p. 457-460, 2011.

- ALVES, V.S.; SOARES, A.B.A.; COUTO, G.S.; RIBEIRO, A.B.B.; EFE, M.A. Aves do Arquipélago dos Arolhos, Bahia, Brasil. **Ararajuba** v.5, p. 209-218, 1997.
- AMARAL, A.R.; SILVA, M.C.; MOÈLLER, L.M.; BEHEREGARAY, L.B.; COELHO, M.M. Anonymous nuclear markers for cetacean species. **Conservation Genetics**, v 11, n 3, p. 1143±6, 2010.
- AMARAL, K. et al. Reassessment of the franciscana *Pontoporia blainvillei* (Gervais & d'Orbigny, 1844) distribution and niche characteristics in Brazil. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 508, p. 1-12, 2018.
- AMORIM, T. O. S.; ANDRIOLO, A.; REIS, S. S.; SANTOS, M. E. Vocalizations of Amazon river dolphins (*Inia geoffrensis*): Characterization, effect of physical environment and differences between populations. **Journal of the Acoustical Society of America**. v. 139, n. 3, p. 1285–1293, 2015.
- AMORIM, T. O. S.; CASTRO, F. R. ; MORON, J. R.; DUQUE, B. R.; DI TULLIO, J. C.; SECCHI, E. R.; ANDRIOLO, A. Integrative bioacoustics discrimination of eight delphinid species in the western South Atlantic Ocean. **PLoS ONE**. v. 14, n. 6, p. e0217977, 2019.
- ANCORA, S.; CASINI, S.; BIANCHI, N.; FANELLO, E.; FOSSI, M. C.; LEONZIO, C. Non lethal samples for trace elements and porphyrins investigation, Mediterranean C. caretta. In: Workshop of Biology and Ecotoxicology of Large Marine Vertebrates: Potential Sentinels of Good Environmental Status of Marine Environment, Implication on European Marine Strategy Framework Directive, Abstract Book, Italy, 2012.
- ANDRIOLO, A.; CASTRO, F.R.; AMORIM, T.; MIRANDA, G.; TULLIO, J. D.; MORON, J.; RIBEIRO, B.; RAMOS, G.; MENDES, R. R. Marine Mammal Bioacoustics Using Towed Array Systems in the Western South Atlantic Ocean. In.: Rossi-Santos, M. R.; Finkl, C. W. (Org.). **Advances in Marine Vertebrate Research in Latin America**. Springer International Publishing. 2018. p. 113-147.
- ANDRIOLO, A.; REIS, S.S.; AMORIM, T.O.S.; SUCUNZA, F.; MAIA, Y. G.; ZERBINI, A. N.; BORTOLOTTI, G. A.; DALLA ROSA, L. Killer whale (*Orcinus orca*) whistles from the western South Atlantic Ocean include high frequency signals. **Journal of the Acoustical Society of America**. v. 138, p. 1696–1701, 2015.
- ARAUJO, A. C. P. S. Dieta do boto-cinza (*Sotalia guianensis* Van Benédén, 1864) (Cetacea: Delphinidae) na Baía de Sepetiba (RJ). 2012. **Dissertação** (Mestrado em Oceanografia) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.
- 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**, p. 532, 2017.
- AU, W. W. L., POPPER, A. N., FAY, R. R. **Hearing by Whales and Dolphins**. New York: Springer, 2000. 485 p.
- AU, W. W. L.; HASTINGS, M. C. Principles of marine bioacoustics. New York: **Springer**, 2008. 679 p.

- AVISE, J. C. *Molecular Markers, Natural History and Evolution*, 2. ed. Massachusetts: Sinauer, 2004.
- AZEVEDO, A. F.; VAN SLUYS, M. Whistles of tucuxi dolphins *Sotalia fluviatilis* in Brazil: comparisons among populations. **Journal of the Acoustical Society of America**. v. 117, p. 1456–1464, 2005.
- AZEVEDO, A. F.; CARVALHO, R. R.; KAJIN, M.; VAN, M.; BISI, T. L.; CUNHA, H. A.; LAILSON-BRITO JR, J. 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.; LAILSON-BRITO, J. Jr.; CUNHA, H. A.; VAN SLUYS, M. A note on site fidelity of marine tucuxis (*Sotalia fluviatilis*) in Guanabara Bay, southeastern Brazil. **Journal of Cetacean Research and Management**, v. 6, n. 3, p. 265-268, 2004a.
- AZEVEDO, A. F.; VAN SLUYS, M. Whistles of tucuxi dolphins *Sotalia fluviatilis* in Brazil: comparisons among populations. **Journal of the Acoustical Society of America**. v. 117, p. 1456–1464, 2005.
- AZEVEDO, C. T.; LIMA, J. Y.; DE AZEVEDO, R. M.; SANTOS-NETO, E. B.; TAMY, W. P.; BARBOSA, L. A.; LAILSON-BRITO, J.; BOERE, V.; SILVEIRA, L. S. 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.
- BAEK, S. O.; FIELD, R. A.; GOLDSTONE, M. E.; KIRK, P. W.; LESTER, J. N.; PERRY, R. A Review of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: Sources, fate and behavior. *Water, Air, and Soil Pollution*, **Springer**, v.60, p.279-300, 1991.
- BAKUN, A. *Patterns in the Ocean. Ocean Processes and marine population dynamics*. California Sea Grant College System, 322p, 1996.
- BANDELT, HJ.; FOSTER, P.; ROHL, A. Median joining networks for inferring intraspecific phylogenies. **Molecular Biology and Evolution**, v. 16, p 37-48, 1999.
- BARLOW, J.; TAYLOR, B. L. Estimates of sperm whale abundance in the northeastern temperate Pacific from a combined acoustic and visual survey. **Marine Mammal Science**. v. 21, p. 429-445, 2005.
- BARNES, E. *Developmental Defects of the Axial Skeleton in Paleopathology*. University Press of Colorado, **Niwot**, 360, 1994.
- BARRAZA, A. D.; KOMOROSKE, L. M.; ALLEN, C.; EGUCHI, T. GOSSET, R.; HOLLAND, E.; LAWSON, D. D.; LEROUX, R. A.; LONG, A.; SEMINOFF, J. A.; LOWE, C .G. Trace metals in green sea turtles (*Chelonia mydas*) inhabiting two southern California coastal estuaries. *Chemosphere*, v. 223, p. 342-350, 2019.
- BARROS, I. P. *Caracterização da contaminação do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) da baía de Guanabara por hidrocarbonetos policíclicos aromáticos*. 68 f. (Graduação em Oceanografia). Faculdade de Oceanografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

BASTOS, W. R.; MALM, O.; PFEIFFER, W. C.; CLEARY, D. Establishment and analytical quality control of laboratories for Hg determination in biological and geological samples in the Amazon, Brasil. **Ciência e Cultura**, v. 50, n. 4, p. 255-260, 1998.

BEARHOP, S.; WALDRON, S.; VOTIER, S.C.; FURNESS, R.W. Factors that influence assimilation rates and fractionation of nitrogen and carbon stable isotopes in avian blood and feathers. **Physiological and Biochemical Zoology**. v. 75, p. 451–458, 2002.

BENNETT, P.M.; JEPSON, P.D.; LAW, R.J.; JONES, B.R.; KUIKEN, T.; BAKER, J.R.; ROGAN, E.; KIRKWOOD, J.K. Exposure to heavy metals and infectious disease mortality in harbour porpoises from England and Wales. **Environmental Pollution**, v. 112, 33–40, 2001.

BÉRUBÉ, M.; PALSBOU, P. Identification of sex in cetaceans by multiplexing with three ZFX and ZFY specific primers. **Molecular Ecology**, v. 5, p. 283-287, 1996.

BILGMANN, K.; MOËLLER, L.M.; HARCOURT, R.G.; GIBBS, S.E.; BEHEREGARAY, L.B. Genetic differentiation in bottlenose dolphins from South Australia: Association with local oceanography and coastal geography. **Marine Ecology Progress Series**, v. 2, p. 341:265±76, 2007.

BISI, T L, DORNELES, P R, LAILSON-BRITO, J, LEPOINT, G, AZEVEDO, A F, FLACH, L, MALM, O, DAS, K. Trophic Relationships and Habitat Preferences of Delphinids from the Southeastern Brazilian Coast Determined by Carbon and Nitrogen Stable Isotope Composition. **Plos One**, 2013.

BISI, T. L.; LAILSON-BRITO, J.; MALM, O. Ecologia Alimentar em Mamíferos Marinhos: Técnicas de Estudo. **Oecologia Australis**, v. 16, p. 210-234, 2012a.

BISI, T. L.; LEPOINT, G.; AZEVEDO, A. F.; DORNELES, P. R.; FLACH, L.; DAS, K.; MALM, O.; LAILSON-BRITO, J. Trophic relationships and mercury biomagnification in Brazilian tropical coastal food webs. **Ecological Indicators**, v. 18, p. 291-302, 2012b.

BISI, T.; LEPOINT, G.; AZEVEDO, A.; DORNELES, P.; FLACH, L.; DAS, K.; MALM, O.; LAILSON-BRITO, J. Trophic relationships and mercury biomagnification in Brazilian tropical coastal food webs. **Ecological Indicators**, v.18, p 291–302, 2012.

BISINOTI, M.; JARDIM, W.; O comportamento do metilmercúrio (MetilHg) no ambiente. **Química Nova**, v. 27, n. 4, p. 593-600, 2004.

BORDINO, P., THOMPSON, G. AND INIGUEZ, M. Ecology and behaviour of the Franciscana dolphin *Pontoporia blainvillei* in Bahía Anegada, Argentina. **Journal of Cetacean Research and Management** 1(2): 213-222. 1999.

BOROBIA, M.; BARROS, N. B. Notes on the diet of marine *Sotalia fluviatilis*. **Marine Mammal Science**, v. 5, p. 395-399, 1989.

BOSSART, G. D. Marine Mammals as Sentinel Species for Oceans and Human Health. **Veterinary Pathology**, v. 48, n. 3, p. 676-690. 2011.

BRADLEY, D. L.; STERN, R. Underwater sound and the marine mammal acoustic environment: A guide to fundamental principles. **Report U.S. Marine Mammal Commission**. 2008. 79 p.

BROOKS, G. F.; CARROLL, K. C.; BUTEL, J. S.; MORSE, S. A. Jawetz, Melnick e Adelberg: Microbiologia Médica. 22. ed. Rio de Janeiro: **McGraw-Hill Interamericana do Brasil Ltda**, 651 p, 2005.

BRUFORD, M.W.; HANOTTE, O.; BROOKFIELD, J.F.Y; BURKE, T. Single-locus and multilocus DNA fingerprinting. In: Hoelzel, A. R. (Ed.). Molecular genetics analyses of populations: A practical Approach. **Oxford**, p. 225-269, 1992.

BRUNSTROM B, BROMAN D, NAF C. Toxicity and EROD-inducing potency of 24 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in chick embryos. **Archives of Toxicology**, v. 65, p. 485–91, 1991.

BUCKLAND, S.T. et al. Introduction to Distance Sampling. Oxford University Press, New York. 2001.

CABANA, G.; RASMUSSEN, J. B. Comparison of aquatic food chains using nitrogen isotopes. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 93, p. 10844-10847, 1996.

CAMACHO, M. et al. Monitoring organic and inorganic pollutants in juvenile live sea turtles: Results from a study of *Chelonia mydas* and *Eretmochelys imbricata* in Cape Verde. *Science of The Total Environment*, v. 481, p. 303-310, 2014.

CAMACHO, M.; BOADA, L. D.; ORÓS, J.; CALABUIG, P.; ZUMBADO, M.; LUZARDO, O. P. Comparative study of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in plasma of Eastern Atlantic juvenile and adult nesting loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*). *Marine Pollution Bulletin*, v. 64, p. 1974-1980, 2012.

CAMACHO, M.; ORÓS, J.; BOADA, L. D.; ZACCARONI, A.; SILVI, M.; FORMIGARO, C.; LÓPEZ, P.; ZUMBADO, M.; LUZARDO, O. P. Potential adverse effects of inorganic pollutants on clinical parameters of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*): Results from a nesting colony from Cape Verde, West Africa. *Marine Environmental Research*, v. 92, p. 15-22, 2013.

CASTRO, F. R. Monitoramento acústico passivo através de matriz de arrasto: detecção, localização, perfil de mergulho e estimativa da densidade de baleias cachalote (*Physeter macrocephalus*) na plataforma continental externa e talude sul Brasileiro. 2018.134p. (**Ecologia**) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Juiz de Fora, 2018.

CBH-DOCE, 2019. Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Doce. <http://www.cbhdoce.org.br/institucional/a-bacia>. Acessado em 22.08.2019.

CEPILE, A. R. Estimativa populacional por marcação-recaptura e padrão de atividade do boto cinza, *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) em Regência, ES. **Dissertação** (Mestrado em Ciências Biológicas- Comportamento e Biologia Animal). Universidade Federal de Juiz de Fora, p. 91, 2008.

- COELHO, E. P., ALVES, V. S., SONEGHET, M. L. L., & de SOUZA CARVALHO, F. Levantamento das aves marinhas no percurso Rio de Janeiro: Bahia (Brasil). **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 38, n. 2, p. 161-167, 1990.
- COLMAN, L. P.; THOMÉ, J. C. A.; ALMEIDA, A. P.; BAPTISTOTTE, C.; BARATA, P. C. R.; BRODERICK, A. C.; RIBEIRO, F. A.; VILA-VERDE, L.; GODLEY, B. J. Thirty years of leatherback turtle *Dermochelys coriacea* nesting in Espírito Santo, Brazil, 1988-2017: reproductive biology and conservation. *Endangered Species Research*, v. 39, p. 147-158, 2019.
- CORTÉS-GÓMEZ, A. A.; ROMERO, D.; GIRONDOT, M. The current situation of inorganic elements in marine turtles: A general review and meta-analysis. *Environmental Pollution*, v. 229, p. 567-585, 2017.
- CREMER, M.J. & SIMÕES-LOPES, P.C. The occurrence of *Pontoporia blainvillei* (Gervais & d'Orbigny) (Cetacea, Pontoporiidae) in an estuarine area in southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia** 22 (3): 717–723. 2005.
- CRESPO, E. A., HARRIS, G. AND GONZALEZ, R. Group size and distributional range of the franciscana, *Pontoporia blainvillei*. *Marine Mammal Science* 14(4): 845-848. 1998.
- CRESPO, E. A.; PEDRAZA, S. N.; GRANDI, M. F.; DANS, S. L.; GARAFFO, G. V. Abundance and distribution of endangered franciscana dolphins in argentine waters and conservation implications. **Marine Mammal Science**, v. 26, n. 1, p. 17-35, 2010.
- CRISCI, J. V.; KATINAS, L.; POSADAS, P. Historical biogeography: An Introduction. Cambridge: Havard University, 2003.
- CUNHA, H. A.; WATTS, P. C. Twelve microsatellite loci for marine and riverine tucuxi dolphins (*Sotalia guianensis* and *Sotalia fluviatilis*). **Molecular Ecology Notes**, v. 7, p. 1229–1231, 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.
- DA SILVA, C. C.; KLEIN, R. D.; BARCAROLLI, I. F.; BIANCHINI, A. Metal contamination as a possible etiology of fibropapillomatosis in juvenile female green sea turtles *Chelonia mydas* from the southern Atlantic Ocean. *Aquatic Toxicology*, v. 170, p. 42-51, 2016.
- DAJOZ, R. 1983. **Ecologia geral**. Petrópolis: Ed. Vozes, 472 p.
- Danilewicz, D. et al. 2010. Abundance estimate for a threatened population of franciscana dolphins in southern coastal Brazil: Uncertainties and management implications. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 90:1659-1666.
- DANILEWICZ, D. et al. 2012. Abundance and distribution of an isolated population of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) in southeastern Brazil: Red alert for FMA I?. *International Whaling Commission, Scientific Committee Paper SC/64/SM17*.

DANILEWICZ, D. et al. Abundance and distribution of an isolated population of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) in southeastern Brazil: red alert for FMA I? Document SC/64/SM17 presented to the 64th Meeting of the IWC Scientific Committee, Panamá, junho. 2012.

DANILEWICZ, D. et al. Abundance estimate for a threatened population of franciscana dolphins in southern coastal Brazil: Uncertainties and management implications. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom** 90:1659-1666. 2010.

DANILEWICZ, D., SECCHI, E. R., OTT, P. H., MORENO, I. B., BASSOI, M. AND BORGES-MARTINS, M. Habitat use patterns of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) off southern Brazil in relation to water depth. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 89(5), 943–949, 2009.

DANILEWICZ, D.; ROSAS, F.; BASTIDA, R.; MARIGO, J.; MUELBERT, M.; RODRÍGUEZ, D.; LAILSON BRITO JR, J.; RUOPPOLO, V.; RAMOS, R.; BASSOI, M.; OTT, P. H.; CAON, G.; DA ROCHA, A. M.; CATÃO-DIAS, J. L. & SECCHI, E. R. Report on the working group on biology and ecology. **Latin American Journal of Aquatic Mammals** 1(1): 25-42, 2002.

DAS, K.; LEPOINT, G.; LEROY, Y.; BOUQUEGNEAU, J. M. Marine mammals from the southern North Sea: feeding ecology data from $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ measurements. **Marine Ecology Progress Series**, v. 263, p. 287-298, 2003.

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

DAY, R. D.; CHRISTOPHER, S. J.; BECKER, P. R.; WHITAKER, D. W. Monitoring mercury in the loggerhead sea turtle, *Caretta caretta*. **Environmental Science & Technology**, v. 39, p. 437-346, 2015.

DEAN, J. H.; LUSTER, M. I.; BOORMAN, G. A.; LAUER, L. D.; LEUBKET, R. W.; LAWSON, L. Selective immunosuppression resulting from exposure to the carcinogenic congener of benzopyrene in B6C3F1 mice. **Clinical & Experimental Immunology**, v. 52, p.199-206, 1983.

DEEM, S. L.; NORTON, T. M.; MITCHELL, M.; AL SEGARS, A.; ALLEMAN, R. A comparison of blood values in foraging, nesting, and stranded loggerhead turtles (*Caretta caretta*) along the coast of Georgia, USA. **Journal of Wildlife Diseases**, v. 45, p. 41-56, 2009.

DEHN, L. A.; FOLLMANN, E. H.; THOMAS, D. L.; SHEFFIELD, G. G.; ROSA, C.; DUFFY, L. K.; O'HARA, T. M. Trophic relationships in an Arctic food web and implications for trace metal transfer. **Science of the Total Environment**, v. 362, p. 103-123, 2006.

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

- DI BENEDITTO, A.P. M; MONTEIRO, L. R. Isotopic niche of two coastal dolphins in a tropical marine area: specific and age class comparisons. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**. v. 94, n. 6, p. 853–858, 2016.
- DI BENEDITTO, A.P.M; SICILIANO, S. Stomach contents of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia guianensis*) from Rio de Janeiro, south-eastern Brasil. **Journal of Marine Biology Association of the United Kingdom**. v.87, p.253-254, 2007.
- DIETZ, R.; NIELSEN, C.O.; HANSEN, M.M.; HANSEN, C.T. Organic mercury in Greenland birds and mammals. **Science of the Total Environment**, v.95, p.41-51, 1990.
- DIETZ, R.; RIGET, F.; Y BORN, E. An assessment of selenium to mercury in Greenland marine animals. **Science Total Environment**, v. 245, p. 15-24, 2000.
- DÍEZ, S.; MONTUORI, P.; PAGANO, A.; SARNACCHIARO, P.; BAYONA, J.M.; TRIASSI, M. Hair mercury levels in an urban population from southern Italy: Fish consumption as a determinant of exposure, **Environment International**, v.34, p.162-167, 2008.
- DOMICIANO, I. G. Achados Anátomo-Patológicos em Cetáceos Encontrados no Litoral do Estado do Paraná, Sul do Brasil, 2012. 103 p. **Dissertação** de Mestrado da Universidade Estadual de Londrina, 2012.
- DORNELES, P. R.; LAILSON-BRITO, J.; SECCHI, E. R.; BASSOI, M.; LOZINSKY, C. P. C.; TORRES, J. P. M.; MALM, O. Cadmium concentration in Franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) from South Brazilian coast. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 55, n. 3, p. 179–186, 2007.
- DORNELES, P. R.; SANZ, P.; EPPE, G.; AZEVEDO, A. F.; BERTOZZI, C. P.; MARTÍNEZ, M. A.; SECCHI, E. R.; BARBOSA, L. A.; CREMER, M.; ALONSO, M. B.; TORRES, J. P.; LAILSON-BRITO, J.; MALM, O.; ELJARRAT, E.; BARCELÓ, D.; DAS, K. High accumulation of PCDD, PCDF, and PCB congeners in marine mammals from Brazil: a serious PCB problem. **Science of the Total Environment**, v. 463, p. 309-318, 2013.
- DOS SANTOS, A. S.; SOARES E SOARES, L.; MARCOVALDI, M. A.; MONTEIRO, D. S.; GIFFONI, B.; ALMEIDA, A. P. Avaliação do estado de conservação da tartaruga marinha *Caretta caretta* Linnaeus, 1758 no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 1, 3-11, 2011.
- DOYLE J. J., DOYLE J. L. A rapid DNA isolation procedure for small quantities of fresh leaf tissue. **Phytochemical Bulletin**, v. 19, p. 11-15, 1987.
- DUNN, D. G.; BARCO, S. G.; PABST, D. A.; Y MCLELLAN, W. A. Evidence for infanticide in bottlenose dolphins of the western North Atlantic. **Journal of Wildlife Diseases**, v. 38, n. 3, p. 505-510, 2002.
- DUNN, J.L.; BUCK, J.D.; SPOTTE, S. Candidiasis in captive cetaceans. **JAVMA**, v. 181, p. 1316, 1982.
- DUTTON, P. H.; FREY, A. Characterization of polymorphic microsatellite markers for the green turtle (*Chelonia mydas*). **Molecular Ecology Resources**, v. 9, p. 354-356, 2009.

DUTTON, P. H.; RODEN, S. E.; STEWART, K. R.; LACASELLA, E.; TIWARI, M.; FORMIA, A.; THOMÉ, J. C.; LIVINGSTONE, S. R.; ECKERT, S.; CHACON-CHAVERRI, D.; RIVALAN, P.; ALLMAN, P. Population stock structure of leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) in the Atlantic revealed using mtDNA and microsatellite markers. *Conservation Genetics*, v. 14, p. 625-636, 2013.

EFE, M. A. Aves marinhas das ilhas do Espírito Santo. In: BRANCO, J. O. (Org.) **Aves marinhas e insulares brasileiras: bioecologia e conservação**. Itajaí, SC: Editora da UNIVALI, 2004. p.101-118.

ENDO, T.; HISAMICHI, Y.; KIMURA, O.; HARAGUCHI, K.; Y BAKER, C. S. Contamination levels of mercury and cadmium in melon-headed whales (*Peponocephala electra*) from a mass stranding on the Japanese coast. **Science Total Environment**, v. 401, p. 73-80, 2008.

ENGEL, M. Comportamento Reprodutivo da Baleia Jubarte (*Megaptera novaeangliae*) em Abrolhos. **Anais de Etologia** 14: 275-284, 1996.

Engel, M. 1996. Comportamento Reprodutivo da Baleia Jubarte (*Megaptera novaeangliae*) em Abrolhos. *Anais de Etologia* 14: 275-284.

EPA (Environmental Protection Agency). Technical Fact Sheet – Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) and Polybrominated Biphenyls (PBBs). **Environmental Protection Agency**. 2014.

EVANNO, G.; REGNAUT, S; GOUDET, J. Detecting the number of clusters of individuals using the software STRUCTURE: a simulation study. *Molecular Ecology*, v. 14, p. 2611-2620, 2005.

EXCOFFIER, L.; LISCHER, H. Arlequin 3.5: An integrated software package for population genetics data analysis. Switzerland: Swiss Institute of Bioinformatics, 2015.

EXCOFFIER, L.; LISCHER, H. E. Arlequin suite ver 3.5: a new series of programs to perform population genetics analyses under Linux and Windows. **Molecular Ecology Resources**, v. 10, p. 564-567, 2010.

FAIR, P. A.; ADAMS, J.; MITCHUM, G.; HULSEY, T. C.; REIF, J. S.; HOUDE, M.; MCFEE, W. Contaminant blubber burdens in Atlantic bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from two southeastern US estuarine areas: Concentrations and patterns of PCBs, pesticides, PBDEs, PFCs, and PAHs. **Science of the Total Environment**, v. 408, p. 1577-1597, 2010.

FAIS, A.; LEWIS, T. P.; ZITTERBART, D. P.; ÁLVAREZ, O.; TEJEDOR, A.; AGUILAR SOTO, N. Abundance and distribution of sperm whales in the Canary islands: can sperm whales in the archipelago sustain the current level of ship-strike mortalities? **PLoS ONE**. v. 11, n. 3, p. e0150660, 2016.

FETTUCCIA, D.C.; DA SILVA, V.M.F.; SIMÕES-LOPES, P.C. Nonmetric characters in two species of *Sotalia* (Gray, 1866) (Cetacea, Delphinidae). **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 3, p. 907-917, 2009.

FINLAYSON, K. A.; LEUSCH, F. D. L.; VAN DE MERWE, J. P. The current state and future directions of marine turtle toxicology research. *Environment International*, v. 94, p. 113-123, 2016.

FITZSIMMONS N. N.; MORITZ, C.; MOORE, S. S. Conservation and dynamics of microsatellite loci over 300 million years of marine turtle evolution. *Molecular Biology and Evolution*, v. 12: p. 432-440, 1995.

FLACH, L.; ALONSO, M.B.; MARINHO, T.; WAEREBEEK, K.V.; BRESSEM, M.F.V. Clinical signs in free-ranging quiana dolphins *Sotalia guianensis* during a morbillivirus epidemic: Case study in Sepetiba Bay, Brasil. **Dis Aquat Org.** v 133, p. 175-180, 2019.

FLACH, L.; VAN BRESSEM, M.F.; REYES, J. C.; ECHEGARAY, M.; SICILIANO, S.; SANTOS, M.; VIDDI, F.; CRESPO, E.; KLAICH, J.; MORENO, I.; TAVARES, M.; FELIX, F.; Y VAN WAEREBEEK, K. Miscellaneous skin lesions of unknown a etiology in small cetaceans from South America. **Paper SC/60/DW4 presented to the IWC Scientific Committee**, 2008.

FLINT, M; EDEN, P. A.; LIMPUS, C. J.; OWEN, H.; GAUS, C.; MILLS, P. C. Clinical and Pathological Findings in Green Turtles (*Chelonia mydas*) from Gladstone, Queensland: Investigations of a Stranding Epidemic. *EcoHealth*, v. 12, p. 298-309, 2014.

FLORES, P. A. C. Espécies-alvo do PAN pequenos cetáceos. In: ROCHA-CAMPOS, C. C.; CÂMARA, I. G.; PRETTO, D. J. (Org.) Plano de ação nacional para a conservação dos mamíferos aquáticos – pequenos cetáceos. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, **ICMBIO**, 2010.

FORCADA, J. Distribution. In: PERRIN, W.F., WÜRSIG, B. & THEWISSEN, J.G.M. (Ed.). *Encyclopedia of Marine Mammals*. California: **Academic Press**. p.327-333, 2002.

FORMIGARO, C.; HENRÍQUEZ-HERNANDEZ, L. A.; ZACCARONI, A.; GARCIA-HARTMANN, M.; CAMACHO, M.; BOADA, L. D.; ZUMBADO, M.; LUZARDO, O. P. Assessment of current dietary intake of organochlorine contaminants and polycyclic aromatic hydrocarbons in killer whales (*Orcinus orca*) through direct determination in a group of whales in captivity. **Science of the Total Environment**, v. 472, p. 1044-1051, 2014.

FOSSI, M.C. & MARSILI, L. Effects of endocrine disruptors in aquatic mammals. **Pure Applied Chemistry**, v.75, p.2235–2247, 2003.

FRAGOSO A.B.L. Alterações morfológicas e patológicas em esqueletos de Boto-cinza *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) do Litoral do Estado do Rio de Janeiro. 2001. 136p. **Dissertação** de Mestrado em Ciências Biológicas, Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, 2001.

FRAGOSO, A. B. L. Alterações Morfológicas e Patológicas em Esqueletos e Nadadeiras Peitorais de Boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Van Beneden, 1864) do litoral brasileiro. 2006. **Tese** de Doutorado, Faculdade de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, 2006.

FRANKHAM, R.; BRISCOE, D.A.; BALLOU, J.D. Introduction to conservation genetics. **Cambridge University Press**, 2002.

- GANNIER, A.; DROUOT, V.; GOOLD, J. Distribution and relative abundance of sperm whales in the Mediterranean Sea. **Marine Ecology Progress Series**. v. 243, p. 281–293, 2002.
- GARCÍA-ÁLVAREZ, N.; BOADA, L. D.; FERNÁNDEZ, A.; ZUMBADO, M.; ARBELO, M.; SIERRA, E.; XURIACH, A.; ALMUNIA, J.; CAMACHO, M.; LUZARDO, O. P. Assessment of the levels of polycyclic aromatic hydrocarbons and organochlorine contaminants in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from the Eastern Atlantic Ocean. **Marine Environmental Research**, v.100, p.48-56. 2014b.
- GARCÍA-ÁLVAREZ, N.; MARTÍN, V.; FERNÁNDEZ, A.; ALMUNIA, J.; XURIACH, A.; ARBELO, M.; TEJEDOR, M.; BOADA, L. D.; ZUMBADO, M.; LUZARDO, O. P. Levels and profiles of POPs (organochlorine pesticides, PCBs, and PAHs) in free-ranging common bottlenose dolphins of the Canary Islands, Spain. **Science of the Total Environment**, v.493, p. 22-31, 2014a.
- GARRIGUE, C.; DODEMONT, R.; STEEL, D.; BAKER, C.S. Organismal and 'genetic' capture-recapture using microsatellite genotyping confirm low abundance and reproductive autonomy of humpback whales on the wintering grounds of New Caledonia. **Marine Ecology-progress Series**, v. 274, p. 251–262, 2004.
- GBIF. Occurrence Download <https://doi.org/10.15468/dl.km4tqh>. Acessado em 13 de Agosto de 2019.
- GERACI, J. R., AND V. J. LOUNSBURY. Marine mammals ashore: A field guide for strandings. Texas A&M Sea Grant Publication, **Galveston**, TX. 2005.
- GERACI, J. R.; LOUNSBURY, V. J. Marine Mammals Ashore: A Field Guide for Strandings. 2 ed. Baltimore, MD, USA: **National Aquarium in Baltimore**, 371 p. 2005.
- Gerpe et al. 2002. Accumulation of heavy metals in the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) from Buenos Aires Province, Argentina. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*.
- GERPE et al. Accumulation of heavy metals in the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) from Buenos Aires Province, Argentina. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**. 2002.
- GILLESPIE, D. M.; GORDON, J.; MCHUGH, R.; MCLAREN, D.; MELLINGER, D.; REDMOND, P.; THODE, A.; TRINDER, P.; DENG, X. Y. PAMGuard: Semiautomated, open source software for realtime acoustic detection and localization of cetaceans. In: **Proceedings of the Institute of Acoustics**. UK, 2008.
- GILLESPIE, D. M.; GORDON, J.; MCHUGH, R.; MCLAREN, D.; MELLINGER, D.; REDMOND, P.; THODE, A.; TRINDER, P.; DENG, X. Y. PAMGuard: Semiautomated, open source software for realtime acoustic detection and localization of cetaceans. In: **Proceedings of the Institute of Acoustics**. UK, 2008.
- GILLESPIE, D.; LEAPER, R. An acoustic survey for sperm whales in the Southern Ocean Sanctuary conducted from the RSV Aurora Australis. **Report of the International Whaling Commission**. v. 47, p. 897–907, 1997.

GOLDBERG, D. W.; LEITÃO, S. A. T.; GODFREY, M. H.; LOPEZ, G. G.; SANTOS, A. J. B.; NEVES, F. A.; SOUZA, E. P. G.; MOURA, A. S.; BASTOS, J. C.; BASTOS, V. L. F. C. Ghrelin and leptin modulate the feeding behaviour of the hawksbill turtle *Eretmochelys imbricata* during nesting season. *Conservation Physiology*, v. 1, 10.1093/conphys/cot016, 2013.

GOUDET, J. FSTAT, A program to estimate and test gene diversities and fixation indices (version 2.9.3). Disponível em: <http://www.unil.ch/izea/software/fstat.html>. Acesso em: 20 out. 2012.

GRAY, John S. Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. *Marine Pollution Bulletin*, v. 45, n. 1-12, p. 46-52, 2002.

GROCH, K. R., SANTOS-NETO, E.B; DÍAZ-DELGADO, J.; IKEDA, J.; CARVALHO, R.R.; OLIVEIRA, R.B. Guiana dolphin unusual mortality event and link to cetacean morbillivirus, Brazil. *Emerging Infectious Diseases*. v.24, n. 7, p.1349-1354, 2018.

GROCH, K. R.; COLOSIO, A. C.; MARCONDES, M. C.C.; ZUCCA D.,DÍAZ-DELGADO, J. , NIEMEYER, C.; MARIGO, J.; BRANDÃO, P. E.; FERNÁNDEZ, A.; CATÃO-DIAS, J. Novel cetacean morbillivirus in guiana dolphin, Brazil. *Emerging Infectious Diseases* •www.cdc.gov/eid• v. 20, n. 3, 2014.

GUIRLET, E.; DAS, K.; GIRONDOT, M. Maternal transfer of trace elements in leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) of French Guiana. *Aquatic Toxicology* (Amsterdam, Netherlands), v. 88, p. 267-276, 2008.

GULLAND, F. M. D.; LOWENSTINE, L. J.; Y SPRAKER, T. R. Noninfectious Diseases. In Referencias 709 CRC Handbook of Marine Mammal Medicine. Gutierrez, J., Issacson, R. S., y Koppel, B. S. 2010. Subacute sclerosing panencephalitis: an update. *Developmental Medicine & Child Neurology*, v. 52, n. 10, p. 901-7, 2010.

HARADA, M. Sublethal Effects of Mercury. In EISLER, R. Mercury Hazards to Living Organisms.CRC Press: Boca Raton, p 173-211, 2006.

HARDT, F. A. S; CREMER, M. J. TONELLO, A. J. JR; BELLANTE, A; BUFFA, G; BUSCAINO, G; MAZZOLA, S; BARRETO, A. S; MARTINELLI, L. A; ZUPPI, G. M. Use of carbon and nitrogen stable isotopes to study the feeding ecology of small coastal cetacean populations in southern Brazil. *Biota Neotropica*,v. 13, n. 4. p. 90-97, 2013.

HASTIE, G. D.; SWIFT, R.J.; GORDON, J. C. D.; SLESSER, G.; TURRELL, W.R. Sperm whale distribution and seasonal density in the Faroe Shetland Channel. *Journal of Cetacean Research and Management*. v. 5, n. 3, p. 247-252, 2003.

HELLOU, J.; STENSON, G.; NI, I. H.; PAYNE, J. F. Polycyclic aromatic hydrocarbons in muscle tissue of marine mammals from the Northwest Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, v.21, n.10, p.469-473. 1990.

HOBSON, K. A.; FISK, A.; KARNOVSKY, N.; HOLST, M.; GAGNON, J. -M.; FORTIER, M. A stable isotope ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$) model for the North Water food web: implications for evaluating trophodynamics and the flow of energy and contaminants. **Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography**, v. 49, p. 5131-5150, 2002.

HOBSON, K.A.; CLARK, R.G. Turnover of ^{13}C in cellular and plasma fractions of blood: implications for nondestructive sampling in avian dietary studies. **The Auk**, v. 110, p. 638–641, 1993.

HOHN, A.; SCOTT, M. D.; WELLS, R. S.; SWEENEY, J. C.; IRVINE, A. B. et al. Growth layers in teeth from known-age, free-ranging bottlenose dolphins. **Marine Mammal Science**, v. 5, n. 4, p. 315-342, 1989.

HOLSBECK, L.; JOIRIS, C. R.; DEBACKER, V.; ALI, B. A.; ROOSE, P.; NELLISSEN, J-P.; GOBERT, S.; BOUQUEGNEAU, J-M.; BOSSICART, M. Heavy Metals, Organochlorines and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in sperm whales stranded in the southern North Sea during the 1994/1995 winter. **Marine Pollution Bulletin**, v. 38, n. 4, p. 304-313. 1999.

HONDA, K.; TATSUKAMA, R.; ITANO, K.; MIYAZAKI, N.; FUJIYAMA, T. Heavy metals concentration in muscle, liver and kidney tissue of striped dolphin, *Stenella coeruleoalba*, and their variations with body length, weight, age and sex. **Agricultural and Biological Chemistry**, Bunkyo-ku, Tokyo, v. 47, n. 6, p. 1219-1228, 1983.

HONH, A.A.; CHIVERS, S.J.; BARLOW, J. Reproductive maturity and seasonality of male spotted dolphins, *Stenella attenuata*, in the eastern tropical Pacific. **Marine Mammal Science**, v. 1 n. 4, p. 273-293, 1985.

HOWARD, E. B. Miscellaneous diseases. Edited by Howard, E. B. Vol. 2, **Pathology of Marine Mammals Disease**. Boca Raton, FL: CRC Press, 1983. 244p.

IŞLER, C. T.; ALTUG, M.; CANTEKIN, Z.; OZSOY, Y.; YURTAL, Z.; DEVECÍ, M. Z. Y. Evaluation of the eye diseases seen in Loggerhead Sea turtle (*Caretta caretta*). *Revue de Médecine Vétérinaire*, v. 165, p. 258-262, 2014.

IBGE, 2019. Instituto Brasileiro de Geografia e estatística. <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/es/linhares/panorama>. Acessado em 22.08.2019.

ICMBio **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. 1ª ed., v. I, Brasília, DF, 2018.

IKONOMOPOULOU, M.P., OLSZOWY, H, FRANCIS, R. I, KAMARRUDDIN. WHITTIE, J. Accumulation of trace metals in the embryos and hatchlings of *Chelonia mydas* from Peninsular Malaysia incubated at different temperatures. *Science of the Total Environment*, p. 450–451, 2013.

INSTITUTO BALEIA JUBARTE (IBJ). Relatório do Programa de Monitoramento de Cetáceos em Áreas de Tráfego de Barças de Celulose. Caravelas-BA, p.126, 2016.

INSTITUTO BALEIA JUBARTE (IBJ). Relatório do Programa de Monitoramento de Cetáceos em Áreas de Tráfego de Barcaças de Celulose. Caravelas-BA, p.193, 2017.

INSTITUTO BALEIA JUBARTE (IBJ). Relatório do Programa de Monitoramento de Cetáceos em Áreas de Tráfego de Barcaças de Celulose. Caravelas-BA, p.149, 2018.

JABER, J. R.; PEREZ, J.; ARBELO, M.; ANDRADA, M.; HIDALGO, M.; GOMEZ-VILLAMANDOS, J. C.; VAN DEN INGH, T.; FERNANDEZ, A. Hepatic lesions in cetaceans stranded in the Canary Islands. **Veterinary Pathology**, v.41, n. 2, p.147-53, 2004.

JACKSON, A.L.; INGER, R.; PARNELL, A.C.; BEARHOP, S. Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER, Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. **Journal of Ecology**, v. 80, p. 595–602, 2011.

JEFFERSON, T. A.; WEBER, M. A.; PITMAN, R. L. Rough-toothed dolphin - *Steno bredanensis*. In: Marine Mammals of the World: A Comprehensive Guide to their Identification. 2. ed. [s.l.] **Academic Press**. p. 220–223, 2015.

JEPSON, P. D.; BENNETT, P.M.; DEAVILLE, R.; ALLCHIN, C. R.; BAKER, J. R.; LAW, R. J. Relationships between polychlorinated biphenyls and health status in harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) stranded in the United Kingdom. **Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal**, v. 24, n. 1, p. 238-248, 2005.

JEPSON, P. D.; DEAVILLE, R.; BARBER, J. L.; AGUILAR, A.; BORRELL, A.; MURPHY, S.; BARRY, J.; BROWNLOW, A.; BARNETT, J.; BERROW, S.; CUNNINGHAM, A. A.; DAVISON, N. J.; DOESCHATE, M.; ESTEBAN, R.; FERREIRA, M.; FOOTE, A. D.; GENOV, T.; GIMÉNEZ, J.; LOVERIDGE, J.; LLAVONA, A.; MARTIN, V.; MAXWELL, D. L.; PAPACHLIMITZOU, A.; PENROSE, R.; PERKINS, M. W.; SMITH, B.; STEPHANIS, R.; TREGENZA, N.; VERBORGH, P.; FERNANDEZ, A.; LAW, R. J. PCB pollution continues to impact populations of orcas and other dolphins in European waters. Scientific reports, **Nature**, v. 6, p. 18573, 2016.

JEREZ, S.; MOTAS, M.; CÁNOVAS, R. A.; TALAVERA, J.; AMELA, R. M.; DEL RIO, A. B. Accumulation and tissue distribution of heavy metals and essential elements in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from Spanish Mediterranean coastline of Murcia. *Chemosphere*, v. 78, p. 256-64, 2010.

JONES, B.; NICOLL, K.A.; RAISIN, M.A.; DAWSON, C.; HIPPERSON, D.A.; HORSBURGH, H.; GROOMBRIDGE, J.J.; ISMAR, S.M.H.; SWEET, P.; JONES, C.G.; TATAYAH, V.; RUHOMAUN, K.; NORRIS, K. Widespread gene flow between oceans in a pelagic seabird species complex. **Molecular Ecology**, v. 26, n. 20, p. 5716-5728, 2017.

JONES, M.P. Avian Hematology. **Veterinary Clinics of North America: Exotic Animal Practice**, v. 18, n. 1, p. 51-61, 2015.

JONES, O.; WANG, J. COLONY: A program for parantage and sibship inference from multilocus genotype data. *Molecular Ecology*, v. 10, p. 551-555, 2010.

JONES, T. C.; HUNT, R. D.; KING, N. W. **Patologia Veterinária**. 6ed. São Paulo, Manole, 2000. 1415p.

JORDÃO, J. C. Estrutura populacional e história demográfica da tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) no Atlântico Oeste. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 112 p., 2013.

JORDÃO, J. C.; BONDIOLI, A. C. V.; ALMEIDA-TOEDO, L. F.; BILO, K.; BERZINS, R.; MAHO, Y. L.; CHEVALLIER, D.; THOISY, B. Mixed-stock analysis in green turtles *Chelonia mydas*: mtDNA decipher current connections among west Atlantic populations. *Mitochondrial DNA*, DOI:10.3109/19401736.2015.1115843, 2015.

KAJIWARA, N.; MATSUOKA, S.; IWATA, H.; TANABE, S.; ROSAS, F. C. W.; FILLMANN, G.; READMAN, J. W. Contamination by persistent organochlorines in cetaceans incidentally caught along Brazilian coastal waters. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 46, p.124–134, 2004.

KALINOWSKI, S. T. Hp-Rare 1.0: a computer program for performing rarefaction on measures of allelic richness. *Molecular Ecology Notes*, v. 5, p. 187-189, 2005.

KALINOWSKI, S. T.; TAPER, M. L.; MARSHALL, T. C. Revising how the computer program CERVUS accommodates genotyping error increases success in paternity assignment. **Molecular Ecology**, v. 16, p. 1099-1106. 2007.

KANNAN, K.; BLAKENSHIP, A.L.; JONES, P.D.; GIESY, J.P. Toxicity Reference Values for the Toxic Effects of Polychlorinated Biphenyls to Aquatic Mammals. **Human and Ecological Risk Assessment**, v.6, p.181- 201, 2000.

KANNAN, K.; PERROTTA, E. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in livers of California sea otters. **Chemosphere**, v.71, p.649-655. 2008.

KEHRIG, H.A.; SEIXAS, T.G.; MALM, O.; DI BENEDITTO, A.P.M.; REZENDE, C.E. Mercury and selenium biomagnification in a Brazilian coastal food web using nitrogen stable isotope analysis: A case study in an area under the influence of the Paraíba do Sul River plume. *Marine Pollution Bulletin*, v. 75, p. 283–290, 2013.

KEHRIG, H.A.; SEIXAS, T.G.; PALERMO, E.A.; DI BENEDITTO, A.P.M.; SOUZA, C.M.M.; MALM, O. Different species of mercury in the livers of tropical dolphins. **Analytical Letters, Monticello**, v.41, p.1691-1699, 2008.

KELLER, J. M.; MCCLELLAN-GREEN, P. D.; KUCKLICK, J. R.; KEIL, D. E.; PEDEN-ADAMS, M. M. Effects of Organochlorine Contaminants on Loggerhead Sea Turtle Immunity: Comparison of a Correlative Field Study and In Vitro Exposure Experiments. *Environmental Health Perspectives*, v. 114, p. 70-76, 2006.

- KIBBLEWHITE, A. C. Attenuation of sound in marine sediments: A review with emphasis on the new low frequency data. **Journal of the Acoustical Society of America**. v. 86, n. 2, p. 716-738, 1989.
- KICHLER, K.; HOLDER, M. T.; DAVIS, S. K.; MÁRQUEZ-M., R.; OWENS, D. W. Detection of multiple paternity in the Kemp's ridley sea turtle with limited sampling. *Molecular Ecology*, v. 8, p. 819-830, 1999.
- KLAASSEN, C. D., LIU, J., DIWAN, B. A. Metallothionein protection of cadmium toxicity. **Toxicology and Applied Pharmacology**, v. 238, p. 215–220, 2009.
- KOMOROSKE, L. M.; LEWISON, R. L.; SEMINOFF, J. A.; DEHEYN, D. D.; DUTTON, P. H. Pollutants and the health of green sea turtles resident to an urbanized estuary in San Diego, CA. *Chemosphere*, v. 84, p. 544-552, 2011.
- KRAUSE, J.; RUXTON, G.D. Living in groups. Oxford University Press, 2002.
- Krishna, D. et al. 2003. Heavy metals in marine mammals. In: Toxicology of Marine Mammals (eds.: Vos, J.V., Bossart, G.D., Fournier, M., O'Shea, T.). Washington D.C (2003) pp. 135-167.
- KRISHNA, D. et al. Heavy metals in marine mammals. In: Toxicology of Marine Mammals (eds.: Vos, J.V., Bossart, G.D., Fournier, M., O'Shea, T.). Washington D.C. pp. 135-167, 2003.
- KRUTZEN, M.; VALSECCHI, E.; CONNOR, R. C.; SHERWIN, W. B. Characterization of microsatellite loci in *Tursiops aduncus*. **Molecular Ecology Notes**, v. 1, p. 170–172, 2001.
- KUMAR, S.; STECHER, G.; LI, M.; KNYAZ, C.; TAMURA, K. Mega X: Molecular evolutionary genetics analysis across computing platforms. *Molecular Biology Evolutionary*, v. 35, p. 1547-1549, 2018.
- KUNITO, T.; NAKAMURA, S.; IKEMOTO, T.; ANAN, Y.; KUBOTA, R.; TANABE, S.; ROSAS, F. C.; FILLMANN, G.; READMAN, J. W. Concentration and subcellular distribution of trace elements in liver of small cetaceans incidentally caught along the Brazilian coast. **Marine Pollution Bulletin, Kidlington, Oxon**, v.49, p. 574-587, 2004.
- Laake, J. et al. 2018. Mrds: Mark-Recapture Distance Sampling R.
- LAAKE, J. et al. Mrds: Mark-Recapture Distance Sampling R. 2018.
- LAETA, M.; SOUZA, S.M.F.M.; SALVATORE, S. Anomalias ósseas congênitas em *Sotalia guianensis* (Mammalia, Cetacea, Delphinidae) da costa centro-norte do estado do Rio de Janeiro. **Pesquisa Veterinária Brasileira**, v. 30, n. 6, p. 484-490, 2010.
- LAILSON-BRITO Jr. J., AZEREDO, M. A. A., MALM, O., RAMOS, R. A., DI BENEDITTO, A. P. M., SALDANHA, M. F. C. Trace Metals in Liver and Kidney of the Franciscana (*Pontoporia blainvillei*) from the northern coast of Rio de Janeiro State, Brazil. **LAJAM**, v. 1, p. 107-114, 2002b.
- LAILSON-BRITO, J. Jr.; KEHRIG, H.A. & MALM, O. Mercúrio Total e Metilmercúrio nos Tecidos do Boto-Cinza, *Sotalia fluviatilis* (Cetacea, Delphinidae), da Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brasil. Pp.

291-300. In: R. Prego, A. Duarte, A. Panteleitchouk & T.R. Santos (eds.). Estudos sobre contaminação ambiental na Península Ibérica. **Instituto Piaget, Viseu**, p. 302, 2002a.

LAILSON-BRITO, J.; CRUZ, R.; DORNELES, P. R.; ANDRADE, L.; AZEVEDO, A. F.; FRAGOSO, A. B.; VIDAL, L. G.; COSTA, M. B.; BISI, T. L.; ALMEIDA, R.; CARVALHO, D. P.; BASTOS, W. R.; MALM, O. Mercury-Selenium relationships in liver of Guiana Dolphin: The possible role of Kupffer cells in the detoxification process by Tiemannite formation. **PLoS ONE**, v. 7, n. 7, p. 1–10, 2012a.

LAILSON-BRITO, J.; DORNELES, P. R.; AZEVEDO-SILVA, C. E.; AZEVEDO, A. F.; VIDAL, L. G.; ZANELATTO, R. C.; LOZINSKI, C. P.; AZEREDO, A.; FRAGOSO, A. B.; CUNHA, H. A.; TORRES, J.P.; MALM, O. High organochlorine accumulation in blubber of Guiana dolphin, *Sotalia guianensis*, from Brazilian coast and its use to establish geographical differences among populations. **Environmental Pollution**, v.158, p.1800–1808, 2010.

LAILSON-BRITO, J.; DORNELES, P. R.; AZEVEDO-SILVA, C. E.; BISI, T. L.; VIDAL, L. G.; LEGAT, L. N.; AZEVEDO, A. F.; TORRES, J. P.; MALM, O. Organochlorine compound accumulation in delphinids from Rio de Janeiro State, Southeastern Brazilian coast. **Science of the Total Environment**, v. 433, p. 123-131, 2012b.

LAIR, S.; MEASURES, L.N.; MARTINEAU, D. Pathologic findings and trends in mortality in the beluga (*Delphinapterus leucas*) population of the St. Lawrence Estuary, Quebec, Canada, from 1983 to 2012. **Veterinary Pathology**, v. 53, p. 22–36, 2016.

LAW, R.; HANKE, G.; ANGELIDIS, M.; BATTY, J.; BIGNERT, A.; DACHS, J.; DAVIES, I.; DENG, Y.; DUFFEK, A.; HERUT, B.; HYLLAND, K.; LEPOM, P.; LEONARDS, P.; MEHTONEN, J.; PIHA, H.; ROOSE, P.; TRONCZYNSKI, J.; VELIKOVA, V.; VETHAAK, D. Marine strategy framework directive. Task Group 8 Report: contaminants and pollution effects. [S.l.] : ICES - **International Council for the Exploration of the Sea**, 2010.

LAW, R.J.; FILEMAN, C. S.; HOPKINS, A. D.; BAKER, J. R.; HARWOOD, J.; JACKSON, D. B.; KENNEDY, S.; MARTIN, A. R.; MORRIS, R. J. Concentrations of trace metals in the livers of marine mammals (seals, porpoises and dolphins) from waters around the British Isles. **Marine Pollution Bulletin**, v. 22, p.183-191, 1991.

LEAL, G. R.; FURNESS, R. W.; MCGILL, R. A.; SANTOS, R. A.; BUGONI, L. Feeding and foraging ecology of Trindade petrels *Pterodroma arminjoniana* during the breeding period in the South Atlantic Ocean. **Marine biology**, n.164, v. 11, p. 211, 2017.

LEÃO, Z.M.A.N.; ARAÚJO, T.M.F.; NOLASCO, M.C. The coral reefs off the coast of Eastern Brazil. Proc. 6th Int. **Coral Reef Symp**, v. 3, p. 339-347, 1988.

LEAPER, R.; GILLESPIE, D.; PAPASTAVROU, V. Results of passive acoustic surveys for Odontocetes in the Southern Ocean. **Journal of Cetacean Research and Management**. v. 2, n. 3, p. 187-196, 2000.

- LEAPER, R.; GILLESPIE, D.; PAPASTAVROU, V. Results of passive acoustic surveys for Odontocetes in the Southern Ocean. **Journal of Cetacean Research and Management**. v. 2, n. 3, p. 187-196, 2000.
- LEIGH, J. W.; BRYANT, D. PopART: Full-feature software for haplotype network construction. *Methods in Ecology and Evolution*, v. 6, p. 1110-1116, 2015.
- LEMKE, D.; FRAZIER, J. G.; DOUGLAS, D. C.; THOMÉ, J. C. A.; ALMEIDA, A. P.; SCALFONI, J. T. Satellite telemetry of loggerheads in Brazil, 230-233. In: Proceedings of the 23rd Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA. 536 p., 2003.
- LEMONS, L. S., de MOURA, J. F., HAUSER-DAVIS, R. A., de CAMPOS, R. C., SICILIANO, S. Small cetaceans found stranded or accidentally captured in southeastern Brazil: Bioindicators of essential and non-essential trace elements in the environment. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 97, p. 166-175, 2013.
- LEWIS, T.; GILLESPIE, D.; LACEY, C.; MATTHEWS, J.; DANBOLT, M.; LEAPER, R.; MCLANAGHAN, M.; MOSCROP, A. Sperm whale abundance estimates from acoustic surveys of the Ionian Sea and Straits of Sicily in 2003. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**. v. 87, p. 353–357, 2007.
- LEWISON R. L.; FREEMAN, S. A.; CROWDER, L. B. Quantifying the effects of fisheries and threatened species: the impact of pelagic longlines on loggerhead and leatherback sea turtles. *Ecology Letters*, v. 7, p. 221-231, 2004.
- LEY-QUIÑÓNEZ, C.; ZAVALA-NORZAGARAY, A. A. ESPINOSA-CARREÓN, T. L.; PECKHAM, H.; MARQUEZ-HERRERA, C.; CAMPOS-VILLEGAS, L.; AGUIRRE, A. A. Baseline heavy metals and metalloid values in blood of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from Baja California Sur, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, v. 62, p.1979-1983, 2011.
- LIMA, I.M.S.; ANDRADE, L.G.; CARVALHO, R.R.; LAILSON-BRITO, J.; AZEVEDO, A.F. Characteristics of whistles from rough-toothed dolphins (*Steno bredanensis*) in Rio de Janeiro coast, southeastern Brazil. **Journal of the Acoustical Society of America** ,131: p.4173–4181, 2012.
- LIMA, J. Y.; CARVALHO, A. P. M.; AZEVEDO, C. T.; BARBOSA, L. A.; SILVEIRA, L. S. Variation of age and total length in *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae), on the coast of Espírito Santo state, Brazil. **Braz. Journal of Biol.**, v. 77, n. 3, p. 437-443, 2017.
- LODI, L. Selection and habitat use of the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis* (VAN BÉNÉDEN, 1864) (Cetacea, Delphinidae), in paraty bay, Rio de Janeiro State. *Bioikos*, PUC-Campinas, 17 (1/2): 5-20. 2003.
- LODI, L. Tamanho e composição de grupo dos botos-cinza, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864) (Cetácea, Delphinidae), na Baía de Paraty, Rio de Janeiro, Brasil. *Atlântica*, v. 25, p.135-146, 2003.

LODI, L.; BOROBIA, M.; FOLKENS, P. Baleias, botos, golfinhos do Brasil: Guia de Identificação. 1 ed, Rio de Janeiro: **Technical Books Editora**, 2013.

LOUGHEED, S. C.; AUSTIN, J. D.; BOGART, J. P.; BOAG, P. T.; CHECK, A. Multi-character perspectives on the evolution of intraspecific differentiation in a neotropical hyliid frog. *BMC Evolutionary Biology*, v. 6, p.1-16, 2006

LUIKART, G.; SHERWIN, W.B.; STEELE, B.M.; ALLENDORF, F.W. Usefulness of molecular markers for detecting population bottlenecks via monitoring genetic change. *Molecular Ecology*, v. 7, p. 963-974, 1998.

Lutz, P. L. et al. 2002. *The Biology of Sea Turtles, Volume II*. CRC press.

LUTZ, P. L. et al. *The Biology of Sea Turtles, Volume II*. **CRC press**. 2002.

MACKEY, E. A., DEMIRALP, R., BECKER, P. R., GREENBERG, R. R., KOSTER, B. J., & WISE, S. A. Trace element concentrations in cetacean liver tissues archived in the National Marine Mammal Tissue Bank. **Science of the Total Environment**, 175, 25-41, 1995.

MACNIE, S. V.; GOODALL, R.N.P. Anomalías óseas en ejemplares de delfín austral (*Lagenorhynchus australis*) de Tierra dei Fuego. Resúmenes de la Reunión de Trabajo de Especialistas en mamíferos acuáticos de América dei Sur, Buenos Aires, p. 79-80, 2000.

MAFRA, D. Revisão: Minerais e doença renal crônica. *Jornal Brasileiro de Nefrologia*, v. 25, p. 17-24, 2003.

MAGRIS, R.A. et al. A modelling approach to assess the impact of land mining on marine biodiversity: Assessment in coastal catchments experiencing catastrophic events (SW Brazil). **Science of the Total Environment**, v. 659, p. 828-840, 2019.

MALM, O. Utilização do acessório de vapor frio para investigação de mercúrio em amostras ambientais por espectrofotometria de absorção atômica. **Ciência e Cultura**, São Paulo, v. 41, p. 88-92, 1989.

MANCINI, P.L.; SERAFINI, P.P.; BUGONI, L. Breeding seabird populations in Brazilian oceanic islands: historical review, update and a call for census standardization. **Revista Brasileira de Ornitologia (Online)**, v. 24, p. 94-115, 2016.

MANHÃES, B.M.R.; SANTOS-NETO, E. VIDAL, L. G.; BISI, T. L.; AZEVEDO, A. F.; LAILSON-BRITO, J. High organochlorine concentrations in a threatened Guiana dolphin population. **Organohalogen Compounds**, v. 80, p. 505-508, 2018.

MANNOCCHI, L. et al. Predicting cetacean and seabird habitats across a productivity gradient in the South Pacific gyre. **Progress in Oceanography**, v.120, p. 383-398, 2014.

MANN K.H., LAZIER J.R.N. Dynamics of marine ecosystems : biological-physical interactions in the oceans. Balckwell Publishing3rd ed., 493p, 2006.

MARCOVALDI, M. A. G., LÓPEZ-MENDILAHARU, M.; SANTOS, A. S., LOPEZ, G. G.; GODFREY, M. H.; TOGNIN, F.; BAPTISTOTTE, C.; THOMÉ, J. C.; DIAS, A. C. C.; CASTILHOS, J. C.; FUENTES, M. M. P. B. Identification of loggerhead male producing beaches in the south Atlantic: Implications for conservation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* v. 477, p. 14-22, 2016.

MARCOVALDI, M. A.; MARCOVALDI, G. G. Marine turtles of Brazil: The history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. *Biological Conservation*, v. 91, p. 35-41, 1999.

MARCOVALDI, M. A.; VIEITAS, C. F.; GODFREY, M. H. Nesting and conservation management of hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in Northern Bahia, Brazil. *Chelonian Conservation and Biology*, v. 3, p. 301-307, 1999.

MARCOVALDI, M.; LOPEZ, G. G.; SOARES, L. S.; LIMA, E. H. S. M.; THOMÉ, J. C. A.; ALMEIDA, A. P. Satellite-tracking of female loggerhead turtles highlights fidelity behavior in northeastern Brazil. *Endangered Species Research*, v. 12, p. 263-272, 2010.

MARCOVALDI, M.A. & MARCOVALDI, G.G. de, 1999. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR/IBAMA. *Biological Conservation*, 91, 35-41.

MARCOVALDI, M.A. & MARCOVALDI, G.G. DE, Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR/IBAMA. **Biological Conservation**, 91, 35-41. 1999.

MÁRQUEZ M., R. FAO species catalogue. Vol.11. Sea turtles of the world. An annotated and illustrated catalogue of sea turtle species known to date. **FAO Fish. Synop.**, (125)11:81 p. 1990.

MARSH, H. & SINCLAIR, D.F. An experimental evaluation of dugong and sea turtle aerial survey techniques. **Wildlife Research**, v.16, p. 639-650, 1989.

MARSILI, L.; CASINI, S.; BUCALOSSI, D.; PORCELLONI, S.; MALTESE, S.; FOSSI, M. C. 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.

MARSILI, L.; MALTESE, S.; COPPOLA, D.; CARLETTI, L.; MAZZARIOL, S.; FOSSI, M. C. Ecotoxicological status of seven sperm whales (*Physeter macrocephalus*) stranded along the Adriatic coast of Southern Italy. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, v.24, p.103-118. 2014.

MARTH, E.; JELOVCAN, S.; KLEINHAPPL, B.; GUTSCHI, A.; BARTH, S. The effect of heavy metals on the immune system at low concentrations. *International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health*, v. 14, p. 375-386, 2001.

MASON, R.; BAKKA, A.; SAMARAWICKRAMA, G. P.; WEBB, M. Metabolism of zinc and copper in the neonate: accumulation and function of (Zn, Cu)-metallothionein in the liver of the newborn rat. **British Journal of Nutrition**, v. 45, p.375-389, 1980.

MATTEI, D.; VESCHETTI, E.; D'LIIO, S.; BLASI, M. F. Mapping elements distribution in carapace of *Caretta caretta*: A strategy for biomonitoring contamination in sea turtles? *Marine Pollution Bulletin*, v. 98, p. 341-348, 2015.

MCCALLUM, H.I.; KURIS, A.; HARVELL, C.D.; LAFFERTY, K.D.; SMITH, G.W.; PORTER, J. Does terrestrial epidemiology apply to marine systems?. *Trends in Ecology and Evolution*, 19:585–591, 2004.

MEADOR, J. P.; STEIN, J. E.; REICHERT, W. L.; VARANASI, U. Bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons by marine organisms. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, v.143, p.79-165. 1995.

MEDEIROS, P. I. A. P. Encalhes de Cetáceos ocorridos no período de 1984 a 2005 no litoral do Rio Grande do Norte, Brasil. 2006. 67 f. **Dissertação** de Mestrado - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2006.

MEIRE, R. O.; AZEREDO, A.; TORRES, J. P. M. Aspectos ecotoxicológicos de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos. **O ecologia Brasiliensis**, v.11, n.2, p.188-201. 2007.

MENDES, F.R. Estruturação genética entre os boto-cinza (*Sotalia Guianensis*, Van Bénédén 1864) do litoral sul da Bahia e Espírito Santo. **Dissertação** de mestrado, Universidade Federal do Espírito Santo, São Mateus, 2019.

MENDEZ, M.; ROSENBAUM, H.C.; SUBRAMANIAM, A.; YACKULIC, C.; BORDINO, P. Isolation by environmental distance in mobile marine species: molecular ecology of franciscana dolphins at their southern range. **Molecular Ecology**, v .9, n. 11, p. 2212±28, 2010.

MESTRE, L.A.M. **Relatório de monitoramento da reprodução das andorinhas-do-mar no espírito santo: atividades de campo realizadas em 2006 e descrição de dados históricos entre 1988 e 2004**. CEMAVE/IBAMA. João Pessoa – PB, 2006

MICHENER, R. H.; KAUFMAN, L. Stable isotope ratios as tracers in marine food webs: an update. In: MICHENER, R. H.; LAJTHA, K. (eds.). *Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science*. **Oxford: Blackwell Scientific Publications**, 2007. p. 238-282.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA): Portaria MMA nº 444 de 17 de dezembro de 2014. (http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-plano-de-acao/00-saiba-mais/04_-_PORTARIA_MMA_N%C2%BA_444_DE_17_DE_DEZ_DE_2014.pdf).

MINISTÉRIO PÚBLICO FEDERAL: Ação Civil Pública n. 0002571-13.2016.4.02.5004 (2016.50.04.002571-0). Vara Federal de Linhares-ES, 2016.

MIRLEAN, N.; GARCIA, F.; BAISCH, P.; QUINTANA, G. C.; AGNES, F. Sandy beaches contamination by arsenic, a result of nearshore sediment diagenesis and transport (Brazilian coastline). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 135, p. 241-247, 2013.

MIYAZAKI, N., 1980. Preliminary note on age determination and growth of the rough-toothed dolphin, *Steno bredanensis*, off the Pacific Coast of Japan. **Reports of the International Whaling Commission, special issue**, 3, 171–179.

MMA – Ministério de Meio Ambiente. Portaria n. 444 de 17 de dezembro de 2014. Dispõe sobre a Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção. **Publicada no D.O.U.** n. 245 de 18 de dezembro de 2014, Seção 1, p.121, 2014.

MOALEM, S. A sobrevivência dos mais doentes: um estudo radical das doenças como fator de sobrevivência. **Elsevier Academic Press**, Rio de Janeiro, 2007. 242p.

MOELLER Jr., R.B. Pathology of marine mammals with special reference to infectious diseases. In: VOS, J.G. et al. (Ed). **Toxicology of marine mammals**. London: Taylor & Francis, p.595-613, 2003.

MOLECULAR ECOLOGY RESOURCES PRIMER DEVELOPMENT CONSORTIUM. Permanent genetic resources added to molecular ecology resources database 1 October 2010–30 November 2010. **Molecular Ecology Resources**, v. 11, p. 418–421, 2011.

MONTEIRO-NETO, C.; ITAVO, R. V.; MORAES, L.E.S. Concentrations of heavy metals in *Sotalia fluviatilis* (Cetacea: Delphinidae) off the coast of Ceará, northeast Brazil. **Environmental Pollution, Kidlington, Oxon**, v.123, p. 319–324, 2003.

MONZÓN-ARGUELLO, C.; MUÑOZ, J.; MARCO, A.; LÓPEZ-JURADO, L. F.; RICO, C. Twelve new polymorphic microsatellite markers from the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) and cross-species amplification on other marine turtle species. *Conservation Genetics*, v. 9, p. 1045-1049, 2008.

MOON, H. B.; AN, Y. R.; PARK, K. J.; CHOI, S. C.; MOON, D. Y.; CHOI, M.; CHOI, H. G. Occurrence and accumulation features of polycyclic aromatic hydrocarbons and synthetic musk compounds in finless porpoises (*Neophocaena phocaenoides*) from Korean coastal water. **Marine Pollution Bulletin**, v.62, p.1963-1968. 2011.

MOON, H. B.; NA, Y. R.; CHOI, S. G.; CHOI, M.; CHOI, H. G. Accumulation of PAHs and synthetic musk compound in Minke whales (*Balaenoptera acutorostrata*) and long-beaked common dolphins (*Delphinus capensis*) from Korean coastal waters. **Environmental Chemistry**, v.31, n.3, p.477-485. 2012.

MOORE, M. J.; KNOWLTON, A. R.; KRAUS, S. D.; MCLELLAN, W. A.; BONDE, R. K. Morphometry, gross morphology and available histopathology in north Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*) mortalities (1970 to 2002). **Journal of Cetacean Research and Management**, v. 6, n. 3, p. 199-214, 2005.

MORITZ, C.; FAITH., D. Comparative phylogeography and the identification of genetically divergent areas for conservation. *Molecular Ecology*, v. 7, p. 419-29, 1998.

MOTTA, M.R.A.; MARCONDES, M.C.C.; VERGARA-PARENTE, J.E. Resgate, reabilitação e soltura: Saúde pública. In: REMANE (Ed.). Protocolo de conduta para encalhes de mamíferos aquáticos. Recife: **IBAMA**, p. 112-132, 2005.

MOURA ET AL. Guiana Dolphins (*Sotalia guianensis*, Van Benédén, 1864) as Indicators of the Bioaccumulation of Total Mercury along the Coast of Rio de Janeiro State, Southeastern Brazil. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology** 88(1) pp 54-59, 2012.

MOURA, J. F. O boto-cinza (*Sotalia guianensis*) como sentinela da saúde dos ambientes costeiros: estudo das concentrações de mercúrio no estuário Amazônico e costa Norte do Rio de Janeiro. 124 f. Dissertação de mestrado. **Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca**, Rio de Janeiro, 2009.

NARO-MACIEL, E.; BECKER, J. H.; LIMA, E.; MARCOVALDI, M. A.; DESALLE, R. Testing dispersal hypotheses in foraging green sea turtles (*Chelonia mydas*) of Brazil. *Journal of Heredity*, v. 98, p. 29-39, 2006.

NARO-MACIEL, E.; BONDIOLI, A. C. V.; MARTIN, M.; ALMEIDA, A. P. A.; BAPTISTOTTE, C.; BELLINI, C.; MARCOVALDI, M. A.; SANTOS, A. J. B.; AMATO, G. The interplay of homing and dispersal in green turtles: a focus on the southwestern atlantic. *Journal of Heredity*, v. 103, p. 792-805, 2012.

NARO-MACIEL, E.; REID, B. N.; ALTER, S. E.; AMATO, G.; BJORNDAL, K. A.; BOLTEN, A. B.; MARTIN, M.; NAIRN, C. J.; SHAMBLIN, B.; PINEDA-CATALAN, O. From refugia to rookeries: Phylogeography of Atlantic green turtles. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 461, p. 306-316, 2014.

NASA Goddard Space Flight Center, Ocean Biology Processing Group; Sea-viewing Wide Field-of-view Sensor (SeaWiFS) Ocean Color Data, NASA OB.DAAC, Greenbelt, MD, USA. http://doi.org/10.5067/ORBVIEW-2/SEAWIFS_OC.2014.0. Accessed YYYY/MM/DD. Maintained by NASA Ocean Biology Distributed Active Archive Center (OB.DAAC), Goddard Space Flight Center, Greenbelt MD, 2014.

NASA Goddard Space Flight Center, Ocean Biology Processing Group; (2014): Sea-viewing Wide Field-of-view Sensor (SeaWiFS) Ocean Color Data, NASA OB.DAAC, Greenbelt, MD, USA. http://doi.org/10.5067/ORBVIEW-2/SEAWIFS_OC.2014.0. Accessed YYYY/MM/DD. Maintained by NASA Ocean Biology Distributed Active Archive Center (OB.DAAC), Goddard Space Flight Center, Greenbelt MD.

NEI, M.; LI, W. H. Mathematical model for studying genetic variation in terms of restriction endonucleases. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, v. 76, p. 5269-5273, 1979.

NEY, M. Analysis of gene diversity in subdivided populations. **Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.**, v. 70, n. 12, p. 3321–3323, 1973.

- NFON, E.; COUSINS, I. T.; BROMAN, D. Biomagnification of organic pollutants in benthic and pelagic marine food chains from the Baltic Sea. **Science of the Total Environment**, v.397, p.190-204. 2008.
- O'HARA, T.M.; O'SHEA, T.J. Toxicology. In: Dierauf, L.A., Gulland, F.M.D. (Eds.), CRC Handbook of Marine Mammal Medicine, 2nd Edition. **CRC Press, Boca Raton**, pp. 471–520, 2001.
- OOST, R. V. D.; BEYER, J.; VERMEULEN, N. P. E. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v.13, p.57-149, 2003.
- ORTEGA-ORTIZ, J. G.; VILLA-RAMÍREZ, B.; GERSENOWIS, J. R. Polydactyly and other features on the manus of the vaquita, *Phocoena sinus*. **Marine Mammal Science**, 16, 277-286, 2000.
- PACHECO, J. F.; BAUER, C. **A lista de aves do Espírito Santo de Augusto Ruschi (1953): uma análise crítica. Ornitologia e Conservação da Ciências às estratégias**. Tubarão: Unisul, 2001. p. 261-278.
- PALOCZY, A.; BRINK, K. H.; DA SILVEIRA, I. C. A.; ARRUDA, W. Z.; MARTINS, R. P. Pathways and mechanisms of offshore water intrusions on the Espírito Santo Basin shelf (18 degrees S-22 degrees S, Brazil). **Journal of Geophysical Research: Oceans**. v. 121, n. 7, p. 5134-5163, 2016.
- PALUMBI, S.; MARTIN, A.; ROMANO, S.; MCMILLAN, W.O.; STICE, L.; GRARABOWSKI, G. The simple fool's guide to PCR, Version 2.0. **Dept. of Zoology, University of Hawaii, Honolulu**. 1991.
- PARNELL A.C., INGER R., BEARHOP S., JACKSON A.L. Source partitioning using stable isotopes: coping with too much variation. **PLoS ONE**, v. 5, e9672, 2010.
- PASSAMANI, M.; MENDES, S. L. (Org.) **Espécies da fauna ameaçadas de extinção no estado do Espírito Santo**. Vitória, ES, IPEMA – Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica, 140 p., 2007.
- PEAKALL, R.; SMOUSE, P. E. GenAIEx 6.5: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research - an update. **Bioinformatics**, v. 28, p. 2537-2539, 2012.
- PEERY, M.Z.; KIRBY, R; REID, B. N.; STOELTING, R.; DOUCE-BEER, E.; ROBINSON, S.; VÁSQUEZ-CARRILLO, C.; PAULI, J. N.; PALSBOU, P. J. Reliability of genetic bottleneck tests for detecting recent population declines. **Molecular Ecology**, v. 21, p. 3403-3418, 2012.
- PELLISSO, S.C.; MUNOZ, M.J.; CARBALLO, M.; SANCHEZ-VIZCAINO, J.M. Determination of the immunotoxic potential of heavy metals on the functional activity of bottlenose dolphin leukocytes in vitro. **Veterinary Immunology and Immunopathology**, v. 121, n. 3-4, p. 189-98, 2008.
- PEREIRA, C. S.; AMORIM, S. D.; SANTOS, A. F. M.; SICILIANO, S.; MORENO, I. M. B.; OTT, P. H.; RODRIGUES, D. P. *Vibrio* spp. isolados de mamíferos marinhos capturados na região litorânea do sudeste ao sul do Brasil. **Pesquisa Veterinária Brasileira**, 27,81- 83. 2007.

PERES, M. B.; MAGRIS, R. A.; RIBEIRO, K. T. Avaliação do Estado de Conservação das Tartarugas Marinhas. *Biodiversidade Brasileira*, v. 1, p. 1-2, 2011.

PEREZ-ALVAREZ, M.J.; OLAVARRIA, C.; MORAGA, R.; BAKER, C.S.; HAMNER, R.M.; POULIN, E. Microsatellite markers reveal strong genetic structure in the endemic Chilean dolphin. **PLoS One**.10(4):e0123956, 2015.

PERRAULT, J. R.; STACY, N. I.; LEHNER, A. F.; POOR, S. K.; BUCHWEITZ, J. P.; WALSH, C. J. Toxic elements and associations with hematology, plasma biochemistry, and protein electrophoresis in nesting loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) from Casey Key, Florida. *Environmental Pollution*, v. 231, p. 398-1411, 2017.

PERRIN, W. F., A. C. MYRICK. Age determination of toothed whales and sirenians. **Reports of the International Whaling Commission Special Issue 3**, 1980.

PIACENTINI, V.Q.; ALEIXO, A.; AGNE, C.E.; MAURÍCIO, G.N.; PACHECO, J.F.; BRAVO, G.A.; BRITO, G.R.R.; NAKA, L.N.; OLMOS, F.; POSSO, S.; SILVEIRA, L.F.; BETINI, G.S.; CARRANO, E.; FRANZ, I.; LEES, A.C.; LIMA, L.M.; PIOLI, D.; SCHUNCK, F.; AMARAL, F.R.; BENCKE, G.A.; COHN-HAFT, M.; FIGUEIREDO, L.F.A.; STRAUBE, F.C., CESARI, E., Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 23, n. 2, p. 91–298, 2015.

PINHEIRO, F. C. F. Padrões de uso de habitat do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) na região da foz do rio Doce, costa norte do Espírito Santo, Sudeste do Brasil. 2014. Dissertação de Mestrado.

PIRY, S.; LUIKART, G.; CORNUET, J-M. BOTTLENECK: a computer program for detecting recent reductions in the effective size using allele frequency data. *Journal of Heredity*, v. 90, p. 502-503, 1999.

POST, D. M.; LAYMAN, C. A.; ARRINGTON, D. A.; TAKIMOTO, G.; QUATTROCHI, J.; MONTAÑA, C. G. Getting to the fat of the matter: models, methods and assumptions for dealing with lipids in stable isotope analyses. **Oecologia**, v. 152, n. 1, p. 179 - 189, 2007.

PRIOSTE, F. E. S. Detecção e quantificação de alguns elementos químicos inorgânicos em sangue e tecidos de tartarugas-verdes – *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) – da costa brasileira: possível correlação com a fibropapilomatose. Tese de Doutorado, Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia, Universidade de São Paulo, 2016.

PRIOSTE, F. E. S.; SOUZA, V. C. O.; QUEIROZ, M. R.; CHIACCHIO, R. G-D.; BARBOSA JR., F.; MATUSHIMA, E. R. Chemical element concentrations in the blood of green turtles (*Chelonia mydas*) captured at Fernando de Noronha Marine National Park, Brazil. *Journal of Environmental & Analytical Toxicology*, DOI: 10.4172/2161-0525.1000325, 2015.

PRITCHARD, J. K.; STEPHENS, M.; DONNELLY, P. Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics*, v. 155, p. 945-959, 2000.

PRITCHARD, P.C.H. & TREBBAU, P. The turtles of Venezuela. Contributions to Herpetology no. 2. Ohio, USA: **Society for the Study of Amphibians and Reptiles**, 1984.

Pritchard, P.C.H. & Trebbau, P., 1984. The turtles of Venezuela. Contributions to Herpetology no. 2. Ohio, USA: Society for the Study of Amphibians and Reptiles.

QGIS Development Team,. Versão 3.8.1. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation. Disponível em: <http://qgis.org>. 2009.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, 2019.

R Development Core Team. Versão 3.4.3. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <http://www.R-project.org/>. 2017.

RAMÍREZ, I., PAIVA, V. H., MENEZES, D., SILVA, I., PHILLIPS, R. A., RAMOS, J. A., & GARTHE, S. Year-round distribution and habitat preferences of the Bugio petrel. **Marine Ecology Progress Series**, v. 476, p. 269-284, 2013.

RAMOS, A. B. A.; FARIAS, C. O.; HAMACHER, C.; ARAÚJO, M. Assessment of PAHs occurrence and distribution in brown mussels (*Perna perna* Linnaeus 1758) subject to different levels of contamination in Brazil. **Regional Studies in Marine Science**, v. 14, p.145-151. 2017.

RAMOS, R.,M.A.; DI BENEDITO, A. P. M. AND LIMA, N.R.W. Relationship between dental morphology, sex, body length and age in *Pontoporia blainvillei* and *Sotalia fluviatilis* (Cetacea) in northern Rio de Janeiro, Brazil. **Rev. Bras. Biol**,v. 60, n. 2, p. 283-290, 2000.

RAMOS, R. M. A. Determinação de idade e biologia reprodutiva de *Pontoporia blainvillei* e da forma marinha de *Sotalia fluviatilis* (Cetacea: Potoporiidae e Delphinidae) no norte do Rio de Janeiro. **Tese de mestrado**. Universidade estadual do Norte Fluminense (UENF). Rio de Janeiro. 1997.

RAMOS, R. M. A.; DI BENEDITO, 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, n.1, p. 65-75, 2000.

RAVEN PRO. Bioacoustics Research Program. Versão 1.5. Raven Pro: Interactive Sound Analysis Software Ithaca, NY: The Cornell Lab of Ornithology. Disponível em: <http://www.birds.cornell.edu/raven>, 2014.

RAWSON, A.J.; PATTON, G.W.; HOFMANN, S.; PIETRA, G.G.; JOHNS, L. Liver abnormalities associated with chronic mercury accumulation in stranded Atlantic bottlenose dolphins. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 25, p. 41-47, 1993.

REBLIN, R.D. Diversidade e estruturação genética do boto-cinza (*Sotalia Guianensis*, Van Bénédén 1864) no litoral do Espírito Santo. **Monografia de Conclusão de Curso**, Universidade Federal do Espírito Santo, São Mateus, 2016.

REEVES, R. R.; SMITH, B. D.; CRESPO, E. A.; NOTARBARTOLO DI SCIARA, G. Dolphins, whales and porpoises: 2002-2010 conservation action plan for the world's cetaceans. **International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources, Gland, Switzerland, 2003.**

REGISTER, A. L. Effects of heavy metal pollution on the loggerhead sea turtle. Dissertation, Loma Linda University, 116p. 2011.

REID, B. N.; NARO-MACIEL, E.; HAHN, A. T.; FITZSIMMONS, N. N.; GEHARA, M. Geography best explains global patterns of genetic diversity na postglacial co-expansion in marine turtles. *Molecular Ecology*, v. 00, p. 1-13, 2019.

REIS E. C; SOARES, L. S; VARGAS, S. M.; SANTOS, F. R., YOUNG, R. J., BJORNDAL, K. A., BOLTEN, A. B.; LÔBO-HAJDU, G. Genetic composition, population structure and phylogeography of the loggerhead sea turtle: colonization hypothesis for the Brazilian rookeries. *Conservation Genetics*, v. 11, p. 1467-1477, 2010.

REIS, E. C.; SOARES, L. S.; VARGAS, S. M.; SANTOS, F. R.; YOUNG, R. J.; BJORNDAL, K. A.; BOLTEN, A. B.; LÔBO-HAJDU, G. Genetic composition, population structure and phylogeography of the loggerhead sea turtle: colonization hypothesis for the Brazilian rookeries. *Conservation Genetics*, v. 11, p. 1467-1477, 2009.

REYNOLDS, J.; WEIR, B. S.; COCKERHAM, C. C. Estimation for the coancestry coefficient: basis for a short-term genetic distance. *Genetics*, v. 105, p. 767-779, 1983.

RICHARD, K.R.; MCCARREY, S.W.; WRIGHT, J.M. DNA sequence from the SRY gene of the sperm whale (*Physeter macrocephalus*) for use in molecular sexing. **Canadian Journal of Zoology**, v. 72, p. 873-877, 1994.

RODEN, S. E.; DUTTON, P. H. Isolation and characterization of 14 polymorphic microsatellite loci in the leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*) and crossspecies amplification. *Conservation Genetics Resources*, v. 3, p. 49-52, 2011.

RODEN, S. E.; MORIN, P. A.; FREY, A.; BALAZS, G. H.; ZARATE, P.; CHENG, I-J.; DUTTON, P. H. Green turtle population structure in the Pacific: new insights from single nucleotide polymorphisms and microsatellites. *Endangered Species Research*, v. 20, p. 227-234, 2013.

RODRIGUES, V. L. **A Dieta e ecologia alimentar do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Cetartiodactyla: Delphinidae) na região do banco dos Abrolhos, Costa Central do Brasil.** 2014. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Espírito Santo.

RODRÍGUEZ-ZÁRATE, C. J.; ROCHA-OLIVARES, A.; BEHEREGARAY, L. B. Genetic signature of a recent metapopulation bottleneck in the olive ridley turtle (*Lepidochelys olivacea*) after intensive commercial exploitation in Mexico. *Biological Conservation*, v. 168, p. 10-18, 2013.

- RODRÍGUEZ, J.; MANDALUNIS, P. M. A Review of Metal Exposure and Its Effects on Bone Health. **Journal of toxicology**, 2018.
- ROSEL, P. F.; HAYGOOD, M. G.; PERRIN, W. F. Phylogenetic relationships among the true porpoises (Cetacea:Phocoenidae). **Molecular Phylogenetics and Evolutions**, v. 4, p. 463–474, 1995.
- ROSEL, P.E. PCR-based sex determination in Odontocete cetaceans. **Conservation Genetics**, v. 4, p. 647 – 649, 2003.
- ROSEL, P.E.; DIZON, A.E.; HEYNING, J.E. Genetic analysis of sympatric morphotypes of common dolphins (genus *Delphinus*). **Marine Biology**, p. 119:159–167, 1994.
- ROSEL, P.E.; ROJAS-BRACHO, L. Mitochondrial DNA variation in the critically endangered vaquita *Phocoena sinus* Norris and Macfarland, 1958. **Marine Mammal Science**, v. 15, p. 990-1003, 1999.
- ROSSI-SANTOS, M. R.; WEDEKIN, L. L.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. Residence and site fidelity of *Sotalia guianensis* in the Caravelas River Estuary, Eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 87, p. 207-21, 2007.
- ROUSSET, F. Genepop'007: a complete reimplementation of the Genepop software for Windows and Linux. **Molecular Ecology Resources** 8: 103-106, 2008.
- ROZAS, J.; SÁNCHEZ-DELBARRIO, J.C.; MESSEGUER, X.; ROZAS, R. DnaSP, DNA polymorphism analyses by the coalescent and other methods. *Bioinformatics*, v. 19, p. 2496-2497, 2003.
- RSTUDIO TEAM. **RStudio: integrated development for R**. RStudio Inc., Boston, 2015. <https://www.rstudio.com>. Acesso em 19 Ago 2019.
- RUIZ, G.; ROSENMAN, M.; NOVOA, F.; SABAT, P. Hematological Parameters and Stress Index in Rufous-Collared Sparrows Dwelling in Urban Environments. **The Condor**, v. 104, n. 1, p. 162-166, 2002.
- RUOPPOLO, V. Patologia comparada de cetáceos e pinípedes. 2003. 131p. Dissertação (**Mestrado em Patologia**) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.
- RUPIL, G. M.; BOGONI, J. A.; BARBOSA, L. MARCONDES, M. C.; FARRO, A. P. C. Climate influences on Guiana dolphin diet along the Brazilian coast. **Scientia Marina**, v. 82, p. 159-168, 2018.
- SÁNCHEZ-SARMIENTO, A. M.; CARVALHO, V. L. , DÍAZ-DELGADO, J; RESSIO, R. A.; FERNANDES, N C. C. A; GUERRA, J.M; SACRISTÁN, C.; GROCH, K. R; SILVESTRE-PEREZ, N; FERREIRA-MACHADO, E.; COSTA-MACHADO, E.; COSTA-SILVA, S.; NAVAS-SUÁREZ, P; MEIRELLES, A. C. O.; FAVERO, C.; BERTOZZI, C. P.; COLOSIO, A. C.; MARCONDES, M. C. C.; CREMER, M.; DOS SANTOS SILVA, N.; FERREIRA-NETO, E.; KEID, L.; SOARES, R.; SERRA, E.; FERNANDEZ, A.; CATÃO-DIAS, J. L. Investigação molecular, sorológica, imuno-histoquímica e microbiológica de *Brucella* spp. em mamíferos marinhos do Brasil revela novos hospedeiros cetáceos. **Transbound Emerg Dis**, v. 66, n. 4, p. 1674-1692. 2019

SANTOS-NETO, E. B.; AZEVEDO-SILVA, C. E.; BISI, T. L.; SANTOS, J.; MEIRELLES, A.C.; CARVALHO, V. L.; AZEVEDO, A. F.; GUIMARÃES, J. E.; LAILSON-BRITO, J. 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 de Doutorado**. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 112 p. 2017.

SANTOS-NETO, E. B.; AZEVEDO-SILVA, C. E.; BISI, T. L.; SANTOS, J.; MEIRELLES, A. C.; CARVALHO, V. L.; AZEVEDO, A. F.; GUIMARÃES, J. E.; LAILSON-BRITO, J. Organochlorine concentrations (PCBs, DDTs, HCHs, HCB and Mirex) in delphinids stranded at the northeastern Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 472, p. 194-203, 2014.

SANTOS, F.C. Estruturação populacional e diversidade genética de *Sotalia guianensis* (Van Benéden, 1864) (Cetartiodactyla: Delphinidade) no litoral centro-sul do Estado do Rio de Janeiro. Dissertação (**Mestrado em Oceanografia**) - Faculdade de Oceanografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 105 p. 2015.

SANTOS, M. R. D.; FERREIRA, L. S.; BATISTOTE, C.; GROSSMAN, A.; BELLINI, C. Valores hematológicos de tartarugas marinhas *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) juvenis selvagens do Arquipélago de Fernando de Noronha, Pernambuco, Brasil. *Brazilian Journal of Veterinary Research and Animal Science*, v. 46, p. 491-499, 2009.

SANTOS, M. R. D.; MARTINS, A. S.; BAPTISTOTTE, C.; WORK, T. M. Health condition of juvenile *Chelonia mydas* related to fibropapillomatosis in southeast Brazil. *Diseases of Aquatic Organisms*, v. 115, p. 193-201, 2015.

SANTOS, M.; LAILSON-BRITO, J.; FLACH, L.; OSHIMA, J. E. F.; FIGUEIREDO, G. C.; CARVALHO, R. R.; VENTURA, E. S.; MOLINA, J. M. B., AZEVEDO, A. F. Cetacean movements in coastal waters of the southwestern Atlantic ocean. **Biota Neotropica**, v.19, n.2., 2019.

SCHUELKE, M. An economic method for the fluorescent labeling of PCR fragments. *Nature Biotechnology*, v. 18, p. 233-234, 2000.

SECCHI, E.R. Modelling the population dynamics and viability analysis of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) and Hector's dolphins (*Cephalorhynchus hectori*) under the effects of bycatch in fisheries, parameter uncertainty and stochasticity. Unpublished thesis, University of Otago. 2006.

SECCO, H. K. C. Diversidade e distribuição dos cetáceos na costa Centro-Norte do Estado do Rio de Janeiro-Brasil. 2011. 116 f. **Monografia** de Ciências Biológicas. Universidade Estadual Norte Fluminense, Campos dos Goyatacazes-Rio de Janeiro.2011.

SEGUEL, M.; PAVÉS, H.; PAREDES, E.; SCHLATTER, R. Causes of mortality in South American fur seal (*Arctocephalus australis*) pups at Guafo Island, southern Chile (2004-2008). **Marine Mammal Science**, v. 29, p. 36-47, 2013.

SEIXAS T. G.; KEHRIG, H.A.; DI BENEDITTO, A.P.M.; SOUZA, C.M.M.; MALM, O.; MOREIRA, I. Essential (Se,Cu) and non-essential (Ag,Hg,Cd) elements: what are their relationships in liver of *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae)? **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, p. 601–634, 2009a.

SEIXAS, T. G. KEHRING, H. A., DI BENEDITTO, A. P. M., SOUZA, C. M. M., MALM, O., MOREIRA, I. Trace Elements in Different Species of Cetacean from Rio de Janeiro Coast. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 20, p. 601–634, 2009b.

SHAMBLIN, B. M.; BAGLEY, D. A.; EHRHART, L. M.; DESJARDIN, N. A.; MARTIN, R. E.; HART, K. M.; NARO-MACIEL, E.; RUSENKO, K.; STINER, J. C.; SOBEL, D.; JOHNSON, C.; WILMERS, T. J.; WRIGHT, . J. NAIRN, C. J. Genetic structure of Florida green turtle rookeries as indicated by mitochondrial DNA control region sequences. *Conservation Genetics*, DOI: 10.1007/s10592-014-0692-y, 2014.

SHAMBLIN, B. M.; BOLTEN, A. B.; ABREU-GROBOIS, F. A.; BJORNDAL, K. A.; CARDONA, L.; CARRERAS, C.; CLUSA, M.; MONZÓN-ARGUELLO, C.; NAIRN, C. J.; NIESEN, J. T.; NEL, R.; SOARES, L. S.; STEWART, K. R.; VILAÇA, S. T.; TURKOZAN, O.; YILMAZ, C.; DUTTON, P. H. Geographic patterns of genetic variation in a broadly distributed marine vertebrate: new insights into loggerhead turtle stock structure from expanded mitochondrial DNA sequences. *PLoS ONE*, 9: e85956, 2014.

SHAMBLIN, B. M.; FAIRCLOTH, B. C.; DODD, M. G.; BAGLEY, D. A.; EHRHART, L. M.; DUTTON, P. H.; FREY, A.; NAIRN, C. J. Tetranucleotide markers from the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) and their cross-amplification in other marine turtle species. *Conservation Genetics*, v. 10, p. 577-580, 2009.

SHAMBLIN, B. M.; FAIRCLOTH, B. C.; DODD, M.; WOOD-JONES, A. L.; CASTLEBERRY, S. B.; CARROLL, J. P.; NAIRN, C. J. Tetranucleotide microsatellites from the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*). *Molecular Ecology Resources*, v. 7, p. 784-787, 2007.

SHEPHERD, G. J. FITOPAC. 2.1.2.85. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2010.

SICILIANO S, MORENO IB, SILVA ED, ALVES VC. Baleias, botos e golfinhos na Baía de Campos, ENSP/FIOCRUZ, Rio de Janeiro, BR, 2006.

SICILIANO, S. et al. A toninha, *Pontoporia blainvillei* (Gervais & d'Orbigny, 1844)(Mammalia, Cetacea, Pontoporiidae), nos Estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo, Costa Sudeste do Brasil: caracterização dos habitats e fatores de isolamento das populações. 2002.

SICILIANO, S. Review of small cetaceans and fishery interactions in coastal waters of Brazil. **Report International Whaling Commission** 15:241-250, 1994.

SILICIANO, S.; RAMOS, R. M. A.; DI BENEDITTO, A. P. M.; SANTOS, M. C.; FRAGOSO, A. B.; LAILSON-BRITO, J.; AZEVEDO, A. F.; VICENTE, A. F.; ZAMPIROLI, E.; ALVARENGA, F. S.;

- BARBOSA, L.; LIMA, N. R. Age and growth of some delphinids in south-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 87, p. 293-303, 2007.
- SILVA, C. C.; KLEIN, R. D.; BARCAROLLI, I. F.; BIANCHINI, A. Metal contamination as a possible etiology of fibropapillomatosis in juvenile female green turtles *Chelonia mydas* from the southern Atlantic Ocean. *Aquatic Toxicology*, Amsterdam, v. 170, n. 1, p. 42-51, 2016.
- SILVA, L. M. Estrutura genética e análises de gargalo populacional em tartaruga-cabeçuda (*Caretta caretta*) no Atlântico sul ocidental. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Rio Grande, 139p., 2019.
- SILVA, R. Z.; COUSIN, J.C.B. Anormalidade intestinal parasitária em *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Platanistoidea, Pontoporiidae) da região litorânea de Rio Grande, RS, **Brasil. Biociências**, v. 14, n.1, p. 37-46, 2006.
- SIMÕES-LOPES, P. C. Ocorrência de uma população de *Sotalia fluviatilis*, Gervais 1853, (Cetacea, Delphinidae) no limite sul de sua distribuição, Santa Catarina, Brasil. **Biotemas** 1:57-62, 1988.
- SIMÕES-LOPES, P. C.; MENEZES, M. E.; FERIGOLO, J. Alterações senil-degenerativas, patológicas, traumáticas e malformações ósseas. Edited by Filho Elam y Kdka, M., Biologia, ecologia e conservação do boto-cinza. São Paulo: **Páginas & Letras Editora e Gráfica**, 2008.
- SLATKIN, M. A measure of population subdivision based on microsatellite allele frequencies. *Genetics*, v. 139, p. 457-462, 1995.
- SOUZA, S. C. P. Estimativa de parâmetros populacionais do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Van Béneden, 1864) (Cetacea, Delphinidae) na Baía de Paraty (RJ). Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, v. 63, 2013.
- STAPLETON, HEATHER M.; LETCHER, ROBERT J.; BAKER, JOEL 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.
- STOGIANNIDIS, E.; LAANE, R. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology. In: Whitacre, D.M. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology. Switzerland: **Springer International**, v. 234, 2015.
- STOLL, R. D. Marine sediment acoustics. **Journal of the Acoustical Society of America**. v. 77, n. 5, p. 1789-1799, 1985.
- STORELLI, M. M., CUTTONE, G., MARCOTRIGIANO, G. O. Distribution of trace elements in the tissues of smooth hound *Mustelus mustelus* (Linnaeus, 1758) from the southern-eastern waters of Mediterranean Sea (Italy). **Environmental monitoring and assessment**, v. 174, p. 271-281, 2011.
- STORZ, J.F. DigitalCommons@University of Nebraska-Lincoln Genetic Consequences of Mammalian Social Structure. **Journal of Mammalogy**, v. 80, n. 2, p. 553±69, 1999.

Sucunza, F., et al. 2019. Distribution, habitat use, and abundance of the endangered franciscana in southeastern and southern Brazil. *Marine Mammal Science* pp 1-15.

SUCUNZA, F., et al. Distribution, habitat use, and abundance of the endangered franciscana in southeastern and southern Brazil. **Marine Mammal Science** pp 1-15, 2019.

SUGIURA, S. H.; RABOY, V.; YOUNG, K. A.; DONG, F. M.; HARDY, R. W. Availability of phosphorus and trace elements in low-phytate varieties of barley and corn for rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). **Aquaculture**. v. 170, p. 285-296, 1999.

SUJITHA, S.B.; JONATHAN, M. P.; AURIOLES-GAMBOA, D.; CAMPOS VILLEGAS, L. E.; BOHÓRQUEZ-HERRERA, J.; HERNÁNDEZ-CAMACHO, C. J. Trace elements in marine organisms of Magdalena Bay, Pacific Coast of Mexico: Bioaccumulation in a pristine environment. **Environmental geochemistry and health**, p. 1-15, 2018.

SWEENEY, J. Marine mammals: infectious diseases. In: FOWLER, M. E. *Zoo & Wild Animal Medicine*. 2. ed. Philadelphia: W.B. **Saunders Company**, p. 777-781, 1986.

SWEENEY, M. M.; PRICE, J. M.; JONES, G. S.; FRENCH, T. W.; EARLY, G. A.; MOORE, M. J. Spondylitic changes in long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) stranded on Cape Cod, Massachusetts, *Patología y Causas de Muerte de los Cetáceos Varados en las Islas Canarias (2006-2012)* 728 USA, between 1982 and 2000. **Journal of Wildlife Diseases**, v. 41, n. 4, p. 717-27, 2005.

SWIFT, R. J.; GILLESPIE, D.; VÁZQUEZ, J. A.; MACLEOD, K.; HAMMOND, P. S. Abundance of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) estimated from acoustic data for Blocks 2, 3 and 4 (French and Spanish sectors). **IWC**, Appendix IV, 2009.

TALAVERA-SAENZ, A.; GARDNER, S. C.; RODRIGUEZ, R. R.; VARGAS, B. A. Metal profiles used as environmental markers of Green Turtle (*Chelonia mydas*) foraging resources. *Science of the Total Environment*, v. 373, p. 94-102, 2007.

TAMURA, K.; STECHER, L.; PETERSON, D.; FILIPSKI, U.M; KUMAR, S. MEGA6: Molecular Evolutionary Genetics Analysis version 6.0. **Molecular Biology and Evolution**, v. 30, p. 2725-2729, 2013.

TAYLOR, S.A.; MORRIS-POCOCK, J.A.; SUN, Z.; FRIESEN, V.L. Isolation and characterization of ten microsatellite loci in blue-footed (*Sula nebouxi*) and Peruvian boobies (*Sula variegata*). **Journal of Ornithology**, v. 151, p. 525–528, 2010.

THOMÉ, J. C. A.; BAPTISTOTTE, C.; MOREIRA, L. M. P.; SCALFONI, J. T.; ALMEIDA, A. P.; RIETH, D. B.; BARATA, P. C. R. Nesting biology and conservation of the Leatherback Sea Turtle (*Dermochelys coriacea*) in the State of Espírito Santo, Brazil, 1988-1989 to 2003-2004. *Chelonian Conservation and Biology*, v. 6, p. 15-27, 2007

- THOMPSON, W.L. Towards reliable bird surveys: accounting for individuals present but not detected. **Auk**, v.119, p. 18-25, 2002.
- THRALL, M. A.; WEISER, G.; ALLISON, R.; CAMPBELL, T. Veterinary Hematology and Clinical Chemistry. 2 Ed., Baltimore: Lippincott Williams and Wilkins, 2004.
- TOREZANI, E.; BAPTISTOTTE, C.; MENDES, S. L.; BARATA, C. R. Juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) in the effluent discharge channel of a steel plant, Espírito Santo, Brazil, 2000-2006. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, v. 90, p. 233-246, 2010.
- TRAVIS, E.; VARGAS, F. H.; MERKEL, J.; GOTTDENKER, N.; MILLER, R.E.; PARKER, P.G. Hematology, Plasma Chemistry, and Serology of the Flightless Cormorant (*Phalacrocorax harrisi*) in the Galapagos Islands, Ecuador. **Journal of Wildlife Diseases**, v. 42, p. 133–141, 2006.
- TROCINI, S. Health assessment and hatching success of two Western Australian loggerhead turtle (*Caretta caretta*) populations. Thesis, Murdoch University, 388p., 2013.
- UFES - Universidade Federal do Espírito Santo – Centro de Ciências Humanas e Naturais, Departamento de Oceanografia. Monitoramento da Influência da Pluma do Rio Doce após o rompimento da Barragem de Rejeitos em Mariana/MG – novembro de 2015: Processamento, Interpretação e Consolidação de Dados. 2017.
- UFES - Universidade Federal do Espírito Santo. Boletim Estatístico de Pesca do Espírito Santo ano 2011. Programa de estatística pesqueira do Espírito Santo. São Mateus, 2013.
- VAN BRESSEM, M.-F.; VAN WAEREBEEK, K.; REYES, J. C.; FÉLIX, F.; ECHEGARAY, M.; SICILIANO, S.; FRAGOSO, A. B. A preliminary overview of skin and skeletal diseases and traumata in small cetaceans from South American waters. **LAJAM**, v. 6, n. 1, p. 7- 42, 2007.
- VAN DE MERWE, J. P.; HODGE, M.; OLSZOWY, H. A.; WHITTIER, J. M.; LEE, S. Y. Using blood samples to estimate persistent organic pollutants and metals in green sea turtles (*Chelonia mydas*). *Marine Pollution Bulletin*, v. 60, p. 579-588, 2010.
- VAN OOSTERHOUT, C.; HUTCHINSON, W.F.; WILLS, D.P.M.; SHIPLEY, P. MICRO-CHECKER: software for identifying and correcting genotyping errors in microsatellite data. **Molecular Ecology Notes**, v. 4, p. 535–538, 2004.
- VAN WAEREBEEK, K.; LEAPER, R. Report from the IWC vessel strike data standardization group. Anchorage: International Whaling Commission, **Scientific Committee** Document SC/59/BC12, 2007.
- VARGAS, S. M; LINS, L. S. F.; MOLFETTI, E.; HO, S. Y. W.; MONTEIRO, D.; BARRETO, J.; COLMAN, L.; VILA-VERDE, L.; BAPTISTOTTE, C.; THOMÉ, J. C. A.; SANTOS, F. R. Revisiting the genetic diversity and population structure of the critically endangered leatherback turtles in the South-west Atlantic Ocean: insights for species conservation. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, v. 99, p. 31-41, 2019.

VENN-WATSON, S.; SMITH, C. R.; JENSEN, E. D. Primary bacterial pathogens in bottlenose dolphins *Tursiops truncatus*: needles in haystacks of commensal and environmental microbes. **Diseases of Aquatic Organisms**, v. 79 p. 87-93, 2008.

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

VIANA, M. N. S.; OLIVEIRA, J. A.; AGOSTINI, M. A. P.; ERICKSON, J.; MORCAIS, G. M.; MONJELÓ, L. A. S.; ANDRADE, P. C. M.; FÉLIX-SILVA, D.; OLIVEIRA JÚNIOR, W. P.; SITES, J. W.; VOGT, R. C.; HERBK, T.; FARIAS, I.P. Population genetic structure of the threatened amazon river turtle, *Podocnemis sextuberculata* (Testudines, Podocnemididae). *Chelonian Conservation and Biology*, v. 16, p. 128-138, 2017.

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, p. 160, 2015.

VIEIRA, F.V.; BASTOS, A.C.; QUARESMA, V.S.; LEITE, M.D.; COSTA, A.; OLIVEIRA, K.S.S.; DALVI, C.F.; BAHIA, R.G.; HOLZ, V.L.; MOURA, R.L.; AMADO FILHO, G.M. Along-shelf changes in mixed carbonate-siliciclastic sedimentation patterns. **Continental Shelf Research**. v. 187, 2019.

VILLA, C. A.; FINT, M.; BEL, I.; HOF, C.; LIMPUS, C. J.; GAUS, C. Trace element reference intervals in the blood of healthy green sea turtles to evaluate exposure of coastal populations. *Environmental Pollution*, v. 220, p. 1465-1476, 2017.

VITELLO, D. J.; RIPPER, R. M.; FETTIPLACE, M. R.; WEINBERG, G. L.; VITELLO, J. M. Blood density is nearly equal to water density: a validation study of the gravimetric method of measuring intraoperative blood loss. *Journal of Veterinary Medicine*, v. 2015, p. 1-4, 2015.

VOS, J. G.; BOSSART, G. D.; FOURNIER, M.; O'SHEA, T. J. **Toxicology of Marine Mammals**. Taylor & Francis Inc, New York, v. 3, p 643, 2003.

WADE, T.L.; CANTILLO, A.Y. 1994. Use of standards and reference materials in the measurement of chlorinated hydrocarbon residues. Chemistry Workbook. **NOAA Technical Memorandum NOS ORCA 77, Silver Spring, Maryland**, p 59.

WAGEMANN, R; MUIR, D.C.G. Concentrations of heavy metals and organochlorines in marine mammals of northern waters: overview and evaluation. **Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 1279, p. 97, 1984.

WANG, D.; YU, Y.; ZHANG, X.; ZHANG, S.; PANG, Y.; ZHANG, X.; YU, Z.; WU, M.; FU, J. Polycyclic aromatic hydrocarbons and organochlorine pesticides in fish from Taihu Lake: Their levels, sources, and biomagnification. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.82, p. 63-70, 2012.

- WARD, J. A.; THOMAS, L.; JARVIS, S.; DIMARZIO, N.; MORETTI, D.; MARQUES, T. A.; DUNN, C.; CLARIDGE, D.; HARTVIG, E.; TYACK, P. Passive acoustic density estimation of sperm whales in the Tongue of the Ocean, Bahamas. **Marine Mammal Science**. v. 28, n. 4, p. 444-455, 2012.
- WEIJS, L.; VIJAYASARATHY, S.; VILLA, C. A.; NEUGEBAUER, F.; MEAGER, J. J.; GAUS, C. Screening of organic and metal contaminants in Australian humpback dolphins (*Sousa sahulensis*) inhabiting an urbanized embayment. **Chemosphere**, v. 151, p. 253-262, 2016.
- WEST, K. L.; MEAD, J. G.; WHITE, W. *Steno bredanensis* (Cetacea: Delphinidae). **Mammalian Species**, v. 43, n. 886, p. 177-189, 2011.
- Wickham, H. 2016. ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York.
- WICKHAM, H. ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York. 2006.
- WILEY, R. H.; RICHARDS, D. G. Physical constraints on acoustic communication in atmosphere – implications for evolution of animal vocalizations. **Behavioural Ecology and Sociobiology**. v. 3, p. 69–94, 1978.
- WORK, T. M.; RAMEYER, R. A.; BALAZS, G. H.; CRAY, C.; CHANG, S. P. Immune status of free-ranging green turtles with fibropapillomatosis from Hawaii. *Journal of Wildlife Diseases*, v. 37, p. 574-581, 2001.
- YANG, J.; MIYAZAKI, N. Moisture content in Dall's porpoise (*Phocoenoides dalli*) tissues: a reference base for conversion factors between dry and wet weight trace element concentrations in cetaceans. **Environmental Pollution**, v. 121, p. 345–347, 2003.
- YOGUI G.T.; SANTOS M. C. O.; BERTOZZI C. P.; MONTONE, R. C. Levels of persistent organic pollutants and residual pattern of DDTs in small cetaceans from the coast of São Paulo, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, p. 1862–7, 2010.
- YOGUI, G. T.; SANTOS, M. C. O.; MONTONE, R. C. Chlorinated pesticides and polychlorinated biphenyls in marine tucuxi dolphins (*Sotalia fluviatilis*) from the Cananéia estuary, southeastern Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 312, p. 67-78, 2003.
- YOGUI, G.T.; SANTOS, M.C.O.; BERTOZZI, C.P.; SERICANO, J.L.; MONTONE, R.C. PBDEs in the blubber of marine mammals from coastal areas of São Paulo, Brazil, southwestern Atlantic. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, p. 2666–70; 2011.
- YOSHIMINE, R. V.; CARREIRA, R. S. PAHs in cultured mussels *Perna perna* from a Southeastern Brazilian Bay. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v.23, n.8, p.1429-1436, 2012.
- ZANDEN, M. J.; RASMUSSEN, J. B. Primary consumer $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ and the trophic position of aquatic consumers. **Ecology**, v. 80, p. 1395-14, 1999.
- ZAR, J.H. **Biostatistical analysis**. Prentice Hall, New Jersey, 5th ed., 2010. 944 p.

ZERBINI, A.N. E. SECCHI, E. CRESPO, D. DANILEWICZ and R. REEVES. *Pontoporia blainvillei*. In: IUCN 2017. **The IUCN Red List of Threatened Species**. 2017. Available: www.iucnredlist.org. Accessed 30 January 2018. 2017.

7 APÊNDICE

Concentração de mercúrio total (HgT) no fígado, músculo e rim de cetáceos coletados na costa do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, peso úmido

Espécie	Nº de Registro	Estação Amostral	Sexo	CT*	Etária	Idade	Tecido	HgT
<i>Sotalia guianensis</i>	05C1422/411	EAE_PPN1	Fêmea	1,82	Adulto	ND	Fígado	55,52
							Músculo	SA
							Rim	2,38
<i>Sotalia guianensis</i>	05C1421/408	EAE_PPN2	Macho	1,22	Filhote	ND	Fígado	2,9
							Músculo	SA
							Rim	SA
<i>Sotalia guianensis</i>	05C1421/439	EAE_PPN3	Macho	1,66	Juvenil	ND	Fígado	99,84
							Músculo	0,86
							Rim	4,22
<i>Sotalia guianensis</i>	05C1421/429	EAE_PPN4	Macho	1,9	Adulto	ND	Fígado	189,63
							Músculo	0,74
							Rim	6,25
<i>Sotalia guianensis</i>	05C1421/422	EAE_PPN5	Macho	1,87	Adulto	ND	Fígado	54,21
							Músculo	0,57
							Rim	4,31
<i>Sotalia guianensis</i>	05C1422/400	EAE_PPN6	Fêmea	1,79	Adulto	ND	Fígado	4,81
							Músculo	1,78
							Rim	6,03
<i>Sotalia guianensis</i>	05C1420/460	EAE_PPN7	-	-	Juvenil	ND	Fígado	SA
							Músculo	0,57
							Rim	SA
<i>Sotalia guianensis</i>	05C1421/576	EAE_N5	Macho	1,22	Filhote	3	Fígado	1,36

Espécie	Nº de Registro	Estação Amostral	Sexo	CT*	Etária	Idade	Tecido	HgT
							Músculo	0,44
							Rim	0,6
<i>Sotalia guianensis</i>	05C1421/577	EAE_N4	Macho	1,96	Adulto	11	Fígado	SA
							Músculo	1,18
							Rim	SA
<i>Sotalia guianensis</i>	05C1422/586	EAE_N9	Fêmea	1,63	Juvenil	3	Fígado	7,18
							Músculo	1,31
							Rim	1,17
<i>Sotalia guianensis</i>	05C1421/591	EAE_N13	Macho	1,43	Juvenil	4	Fígado	SA
							Músculo	0,35
							Rim	SA
<i>Sotalia guianensis</i>	05C1421/592	EAE_N14	Macho	1,79	Adulto	17	Fígado	40,88
							Músculo	1,15
							Rim	SA
<i>Sotalia guianensis</i>	05C1421/594	EAE_N16	Macho	1,46	Juvenil	4	Fígado	10,73
							Músculo	1,24
							Rim	2,31
<i>Sotalia guianensis</i>	05C1421/597	EAE_N19	Macho	1,61	Juvenil	6	Fígado	14,68
							Músculo	1,02
							Rim	2,8
<i>Sotalia guianensis</i>	05C1421/601	EAE_N21	Macho	1,45	Juvenil	3	Fígado	66,19
							Músculo	0,87
							Rim	1,02
<i>Sotalia guianensis</i>	05C1421/602	EAE_N22	Macho	1,65	Adulto	5	Fígado	11,5
							Músculo	1,11
							Rim	0,15

Espécie	Nº de Registro	Estação Amostral	Sexo	CT*	Etária	Idade	Tecido	HgT
<i>Sotalia guianensis</i>	05C1422/612	EAE_N27	Fêmea	1,83	Adulto	16	Fígado	242
							Músculo	5,05
							Rim	23,11
<i>Sotalia guianensis</i>	05C1422/614	EAE_N28	Fêmea	1,72	Adulto	6	Fígado	15,17
							Músculo	2,59
							Rim	4,5
<i>Sotalia guianensis</i>	05C1421/620	EAE_N31	Macho	1,84	Adulto	26	Fígado	346,19
							Músculo	5,8
							Rim	214,91
<i>Sotalia guianensis</i>	05C1421/622	EAE_N33	Macho	1,91	Adulto	23	Fígado	80,57
							Músculo	0,71
							Rim	SA
<i>Sotalia guianensis</i>	05C1422/623	EAE_N34	Fêmea	1,56	Juvenil	3	Fígado	9,14
							Músculo	2,08
							Rim	3,81
<i>Sotalia guianensis</i>	05C1422/625	EAE_N36	Fêmea	1,86	Adulto	21	Fígado	426,23
							Músculo	10,98
							Rim	21,94
<i>Sotalia guianensis</i>	05C1421/627	EAE_N37	Macho	Indeterminado	Adulto	19	Fígado	22,18
							Músculo	1,04
							Rim	SA
<i>Sotalia guianensis</i>	05C1422/633	EAE_N39	Fêmea	1,75	Adulto	31	Fígado	43,01
							Músculo	1,53
							Rim	3,81
<i>Sotalia guianensis</i>	05C1421/634	EAE_N40	Macho	1,8	Adulto	18	Fígado	41,9
							Músculo	0,76

Espécie	Nº de Registro	Estação Amostral	Sexo	CT*	Etária	Idade	Tecido	HgT
							Rim	7,25
<i>Sotalia guianensis</i>	05C1421/636	EAE_N41	Macho	1,71	Adulto	24	Fígado	91,24
							Músculo	2,63
							Rim	2,18
<i>Sotalia guianensis</i>	05C1421/637	EAE_N42	Macho	1,83	Adulto	ND	Fígado	5,43
							Músculo	0,77
							Rim	SA
<i>Sotalia guianensis</i>	SOT 342	EAE_S1	Macho	1,96	Adulto	20	Fígado	93,48
							Músculo	1,2
							Rim	SA
<i>Sotalia guianensis</i>	SOT 343	EAE_S5	Macho	1,38	Filhote	0	Fígado	4,12
							Músculo	1,16
							Rim	1,72
<i>Sotalia guianensis</i>	SOT 344	EAE_S6	Macho	1,3	Filhote	2	Fígado	0,64
							Músculo	0,25
							Rim	0,25
<i>Sotalia guianensis</i>	SOT 345	EAE_S7	Macho	1,59	Juvenil	3	Fígado	3,54
							Músculo	1,08
							Rim	1,37
<i>Sotalia guianensis</i>	SOT 346	EAE_S8	Macho	2	Adulto	20	Fígado	102,8
							Músculo	0,87
							Rim	SA
<i>Sotalia guianensis</i>	SOT 347	EAE_S9	Fêmea	1,9	Adulto	5	Fígado	37,29
							Músculo	1,54
							Rim	3,08
<i>Sotalia guianensis</i>	SOT 349	EAE_S11	Macho	1,82	Adulto	4	Fígado	4,83

Espécie	Nº de Registro	Estação Amostral	Sexo	CT*	Etária	Idade	Tecido	HgT
							Músculo	0,45
							Rim	1,67
<i>Sotalia guianensis</i>	SOT 350	EAE_S12	Fêmea	1,86	Adulto	ND	Fígado	10,46
							Músculo	1,08
							Rim	1
<i>Sotalia guianensis</i>	SOT 351	EAE_S13	Macho	1,88	Adulto	9	Fígado	16,32
							Músculo	0,89
							Rim	1,95
<i>Sotalia guianensis</i>	SOT 352	EAE_S14	Fêmea	1,15	Filhote	0	Fígado	1,24
							Músculo	0,19
							Rim	0,32
<i>Sotalia guianensis</i>	SOT 353	EAE_S15	Macho	1,1	Filhote	0	Fígado	SA
							Músculo	0,15
							Rim	SA
<i>Sotalia guianensis</i>	SOT 355	EAE_S17	Macho	1,81	Adulto	3	Fígado	15,47
							Músculo	0,82
							Rim	2,13
<i>Sotalia guianensis</i>	SOT 356	EAE_S18	Macho	1,45	Juvenil	2	Fígado	0,88
							Músculo	0,28
							Rim	SA
<i>Sotalia guianensis</i>	SOT 357	EAE_S22	Fêmea	1,53	Juvenil	1	Fígado	1,12
							Músculo	0,42
							Rim	0,53
<i>Sotalia guianensis</i>	SOT 358	EAE_S23	Fêmea	1,85	Adulto	24	Fígado	161,02
							Músculo	1,06
							Rim	3,5

Espécie	Nº de Registro	Estação Amostral	Sexo	CT*	Etária	Idade	Tecido	HgT
<i>Sotalia guianensis</i>	SOT 359	EAE_S24	Indeterminado	1,56	Juvenil	ND	Fígado	SA
							Músculo	0,26
							Rim	SA
<i>Sotalia guianensis</i>	SOT 360	EAE_S25	Fêmea	1,75	Adulto	ND	Fígado	12,00
							Músculo	1,34
							Rim	2,48
<i>Sotalia guianensis</i>	SOT 361	EAE_S27	Fêmea	1,89	Adulto	ND	Fígado	11,80
							Músculo	0,73
							Rim	1,33
<i>Sotalia guianensis</i>	SOT 362	EAE_S28	Macho	1,51	Juvenil	ND	Fígado	1,60
							Músculo	0,63
							Rim	0,82
<i>Sotalia guianensis</i>	SOT 363	EAE_S29	Indeterminado	1,70	Adulto	ND	Fígado	94,05
							Músculo	1,81
							Rim	5,22
<i>Steno bredanensis</i>	STEBRE 27	EAE_S4	Macho	2,45	Adulto	31	Fígado	548,3
							Músculo	30,99
							Rim	56,12
<i>Steno bredanensis</i>	STEBRE 28	EAE_S19	Fêmea	2,38	Adulto	16	Fígado	198,08
							Músculo	4,35
							Rim	4,03

*CT= comprimento total. SA= Sem amostra/tecido disponível para análise. ND=não determinado.

Concentrações de mercúrio total em músculo, fígado e rim de *Sotalia guianensis* expressas em $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ (peso úmido) encontradas na literatura

Tecido	N	Média \pm DP	Localidade	Referência
Fígado	-	17,4	Rio de Janeiro	Lailson-Brito et al. (2002)
Fígado	29	0,25-26,4*	Rio de Janeiro	Kehrig et al. (2008)
Fígado	6	9,98	Rio de Janeiro	Carvalho et al. (2008)
Músculo	6	0,73	Rio de Janeiro	Carvalho et al. (2008)
Fígado	19	8,33	Rio de Janeiro	Seixas et al. (2009)
Músculo	12	0,92 \pm 0,65	Baía de Guanabara- RJ	Bisi et al. (2012)
Músculo	42	0,26 \pm 0,33	Baía de Sepetiba- RJ	Bisi et al. (2012)
Músculo	9	0,68 \pm 0,22	Baía de Ilha Grande- RJ	Bisi et al. (2012)
Fígado	19	20,0 \pm 32,3	Rio de Janeiro	Lailson-Brito et al. (2012)
Músculo	20	1,07 \pm 0,35	Rio de Janeiro	De Moura et al. (2012)
Fígado	11	15,5 \pm 20,1	Rio de Janeiro	Lemos et al. (2013)
Músculo	21	0,98 \pm 0,50	Costa norte do Rio de Janeiro	Kehrig et al. (2013)
Músculo	28	1,17 \pm 0,64	Rio de Janeiro	Baptista et al. (2016)
Músculo	22	1,98 \pm 2,45	Região 1 - Espírito Santo	Presente estudo
Rim	17	18,15 \pm 51,13		
Fígado	22	80,83 \pm 116,60		
Músculo	4	0,98 \pm 0,39	Região 2 - Espírito Santo	Presente estudo
Rim	3	1,50 \pm 1,16		
Fígado	3	7,66 \pm 6,78		
Músculo	3	0,42 \pm 0,26	Região 3 - Espírito Santo	Presente estudo
Rim	2	0,79 \pm 0,77		
Fígado	3	4,44 \pm 6,37		
Músculo	9	0,65 \pm 0,40	Região 4 - Espírito Santo	Presente estudo
Rim	6	1,50 \pm 1,11		

Tecido	N	Média ± DP	Localidade	Referência
Fígado	7	40,86 ± 64,49	Região 5 - Espírito Santo	Presente estudo
Músculo	7	1,24 ± 0,35		
Rim	6	2,70 ± 1,35		
Fígado	7	38,88 ± 38,84		

Legenda: *Concentrações mínimas e máximas.

Concentrações de mercúrio total em fígado e músculo de *Steno bredanensis* expressas em ug.g⁻¹ (peso úmido) encontradas na literatura

Tecido	N	Média ± DP	Localidade	Referência
Fígado	3	298 ± 171	Rio de Janeiro	Lemos et al. (2013)
Músculo	9	3,04 ± 1,86	Rio de Janeiro	Baptista et al. (2016)
Fígado	1	548,3	Espírito Santo	Presente estudo
Músculo	1	30,99		
Fígado	1	198,08		
Músculo	1	4,35		

Concentração de arsênio (As), cádmio (Cd), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn) no fígado, músculo e rim de cetáceos coletados na costa do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g.g}^{-1}$, peso úmido (CT=comprimento total em metros)

Espécie	Nº de Registro	Estação Amostral	Reg.	Sexo	CT*	Etária	Idade	Tecido	As	Cd	Cu	Fe	Mn	Zn
<i>S. guianensis</i>	05C1422/411	EAE_PPN1	1	Fêmea	1,82	Adulto	ND	Fígado	0,33	0,83	6,69	515,6	2,63	51,2
								Músculo	SA	SA	SA	SA	SA	SA
								Rim	0,30	2,02	4,01	232,1	0,68	21,4
<i>S. guianensis</i>	05C1421/408	EAE_PPN2	1	Macho	1,22	Filhote	ND	Fígado	0,20	<0,01	87,05	293,3	3,61	52,5
								Músculo	SA	SA	SA	SA	SA	SA
								Rim	SA	SA	SA	SA	SA	SA
<i>S. guianensis</i>	05C1421/439	EAE_PPN3	1	Macho	1,66	Juvenil	ND	Fígado	0,48	0,90	10,52	138,9	4,46	44,3
								Músculo	0,21	<0,01	0,96	80,7	<0,02	19,1
								Rim	0,38	1,37	4,57	74,3	0,52	24,0
<i>S. guianensis</i>	05C1421/429	EAE_PPN4	1	Macho	1,90	Adulto	ND	Fígado	0,41	1,24	18,01	577,9	4,26	59,1
								Músculo	0,20	<0,01	1,21	92,3	0,04	13,9
								Rim	0,26	2,01	6,30	172,2	0,91	31,8
<i>S. guianensis</i>	05C1421/422	EAE_PPN5	1	Macho	1,87	Adulto	ND	Fígado	0,52	1,04	14,24	433,3	3,95	69,8
								Músculo	0,18	<0,01	1,05	85,0	<0,02	13,6
								Rim	0,34	1,70	7,33	169,0	0,83	35,0
<i>S. guianensis</i>	05C1422/400	EAE_PPN6	1	Fêmea	1,79	Adulto	ND	Fígado	0,27	0,17	7,52	389,8	3,31	39,0
								Músculo	0,19	<0,01	0,83	99,3	<0,02	16,9
								Rim	0,17	0,43	2,92	265,7	0,99	22,5
<i>S. guianensis</i>	05C1420/460	EAE_PPN7	1	ND		Juvenil	ND	Fígado	SA	SA	SA	SA	SA	SA
								Músculo	0,22	<0,01	0,46	80,3	0,20	20,1
								Rim	SA	SA	SA	SA	SA	SA
<i>S. guianensis</i>	05C1421/576	EAE_N5	1	Macho	1,22	Filhote	3	Fígado	0,25	0,07	9,16	86,3	7,99	41,9
								Músculo	0,16	<0,01	2,08	127,1	0,12	19,9

Espécie	Nº de Registro	Estação Amostral	Reg.	Sexo	CT*	Etária	Idade	Tecido	As	Cd	Cu	Fe	Mn	Zn
								Rim	0,11	0,89	3,35	59,9	0,56	26,1
<i>S. guianensis</i>	05C1421/577	EAE_N4	2	Macho	1,96	Adulto	11	Fígado	SA	SA	SA	SA	SA	SA
								Músculo	0,33	<0,01	0,99	85,4	<0,10	16,2
								Rim	SA	SA	SA	SA	SA	SA
<i>S. guianensis</i>	05C1422/586	EAE_N9	2	Fêmea	1,63	Juvenil	3	Fígado	0,39	<0,01	6,54	144,4	4,53	35,0
								Músculo	0,21	<0,01	0,79	64,2	<0,10	27,9
								Rim	0,28	0,12	2,53	89,1	0,19	22,9
<i>S. guianensis</i>	05C1421/591	EAE_N13	1	Macho	1,43	Juvenil	4	Fígado	SA	SA	SA	SA	SA	SA
								Músculo	< 0,11	<0,01	1,53	92,7	0,11	27,1
								Rim	SA	SA	SA	SA	SA	SA
<i>S. guianensis</i>	05C1421/592	EAE_N14	1	Macho	1,79	Adulto	17	Fígado	0,53	0,80	12,42	279,6	4,94	46,1
								Músculo	0,14	<0,01	1,10	82,6	<0,10	22,0
								Rim	SA	SA	SA	SA	SA	SA
<i>S. guianensis</i>	05C1421/594	EAE_N16	1	Macho	1,46	Juvenil	4	Fígado	0,38	0,22	8,40	184,5	4,36	34,5
								Músculo	0,26	<0,01	1,23	80,7	<0,10	21,3
								Rim	0,36	0,91	3,55	104,0	0,68	28,6
<i>S. guianensis</i>	05C1421/597	EAE_N19	2	Macho	1,61	Juvenil	6	Fígado	0,33	0,27	11,07	224,9	5,09	46,3
								Músculo	0,26	<0,01	1,66	106,7	<0,10	23,5
								Rim	0,29	1,00	4,68	117,1	0,60	32,8
<i>S. guianensis</i>	05C1421/601	EAE_N21	1	Macho	1,45	Juvenil	3	Fígado	0,26	0,01	7,86	170,3	2,51	53,5
								Músculo	0,29	<0,01	1,62	83,1	0,11	31,9
								Rim	0,15	0,15	4,43	93,1	0,47	31,3
<i>S. guianensis</i>	05C1421/602	EAE_N22	1	Macho	1,65	Adulto	5	Fígado	0,30	<0,01	14,88	108,0	4,31	50,0
								Músculo	< 0,11	<0,01	0,77	64,6	<0,10	22,7
								Rim	< 0,11	0,45	6,49	56,3	0,68	39,6

Espécie	Nº de Registro	Estação Amostral	Reg.	Sexo	CT*	Etária	Idade	Tecido	As	Cd	Cu	Fe	Mn	Zn
<i>S. guianensis</i>	05C1422/612	EAE_N27	1	Fêmea	1,83	Adulto	16	Fígado	0,42	1,53	17,89	359,9	4,28	62,7
								Músculo	0,23	<0,01	1,01	106,9	<0,10	17,2
								Rim	0,23	2,17	8,19	156,2	0,99	48,5
<i>S. guianensis</i>	05C1422/614	EAE_N28	1	Fêmea	1,72	Adulto	6	Fígado	0,11	<0,01	3,83	121,5	3,35	43,9
								Músculo	< 0,11	<0,01	0,99	94,4	0,49	28,7
								Rim	0,13	<0,01	2,81	95,8	0,66	29,0
<i>S. guianensis</i>	05C1421/620	EAE_N31	1	Macho	1,84	Adulto	26	Fígado	0,41	0,23	10,10	333,0	4,18	37,8
								Músculo	0,19	<0,01	0,91	92,9	0,50	22,5
								Rim	0,28	0,28	3,70	303,4	0,64	24,7
<i>S. guianensis</i>	05C1421/622	EAE_N33	1	Macho	1,91	Adulto	23	Fígado	0,53	0,90	8,95	218,1	3,64	42,9
								Músculo	0,17	<0,01	0,64	70,3	<0,03	19,8
								Rim	SA	SA	SA	SA	SA	SA
<i>S. guianensis</i>	05C1422/623	EAE_N34	1	Fêmea	1,56	juvenil	3	Fígado	0,31	0,05	8,13	187,7	6,60	43,0
								Músculo	0,16	<0,01	0,69	56,3	<0,03	36,2
								Rim	0,20	0,44	4,16	63,1	0,71	29,7
<i>S. guianensis</i>	05C1422/625	EAE_N36	1	Fêmea	1,86	Adulto	21	Fígado	0,32	0,21	6,12	309,8	3,69	29,8
								Músculo	0,18	<0,01	1,14	198,5	0,19	26,4
								Rim	0,18	0,46	3,35	161,6	0,45	25,9
<i>S. guianensis</i>	05C1421/627	EAE_N37	1	Macho	NA	Adulto	19	Fígado	0,47	0,67	6,88	266,4	4,46	43,5
								Músculo	0,26	<0,01	0,87	81,4	0,06	15,6
								Rim	0,30	1,51	4,37	77,8	0,48	29,0
<i>S. guianensis</i>	05C1422/633	EAE_N39	1	Fêmea	1,75	Adulto	31	Fígado	0,37	0,81	5,57	285,4	3,93	47,1
								Músculo	0,26	<0,01	0,86	203,0	0,08	23,3
								Rim	0,16	1,55	2,53	90,6	0,35	26,7
<i>S. guianensis</i>	05C1421/634	EAE_N40	1	Macho	1,80	Adulto	18	Fígado	0,66	0,75	10,12	286,6	3,69	66,2

Espécie	Nº de Registro	Estação Amostral	Reg.	Sexo	CT*	Etária	Idade	Tecido	As	Cd	Cu	Fe	Mn	Zn
								Músculo	0,29	<0,01	1,42	113,6	0,28	15,9
								Rim	SA	SA	SA	SA	SA	SA
<i>S. guianensis</i>	05C1421/636	EAE_N41	1	Macho	1,71	Adulto	24	Fígado	0,28	0,15	5,41	216,4	4,35	27,6
								Músculo	0,18	<0,01	0,51	65,2	0,33	19,9
								Rim	0,24	0,57	3,61	48,0	0,83	18,8
<i>S. guianensis</i>	05C1421/637	EAE_N42	1	Macho	1,83	Adulto	ND	Fígado	0,31	0,58	13,66	329,8	6,05	57,2
								Músculo	0,22	<0,01	0,83	63,5	0,16	15,1
								Rim	SA	SA	SA	SA	SA	SA
<i>S. guianensis</i>	SOT 342	EAE_S1	5	Macho	1,96		20	Fígado	0,12	0,37	9,07	404,1	4,29	178,9
								Músculo	0,16	<0,01	1,78	202,2	0,17	18,6
								Rim	SA	SA	SA	SA	SA	SA
<i>S. guianensis</i>	SOT 343	EAE_S5	4	Macho	1,38	Filhote	0	Fígado	0,23	0,08	8,93	94,9	7,29	54,0
								Músculo	<0,01	<0,01	0,71	40,2	<0,10	20,0
								Rim	0,18	0,68	3,06	72,6	0,36	26,8
<i>S. guianensis</i>	SOT 344	EAE_S6	3	Macho	1,30	Filhote	2	Fígado	0,22	<0,01	57,93	63,1	7,19	288,2
								Músculo	0,17	<0,01	3,37	94,2	0,28	45,5
								Rim	0,15	0,17	5,65	26,8	0,38	33,5
<i>S. guianensis</i>	SOT 345	EAE_S7	5	Macho	1,59	Juvenil	3	Fígado	0,30	<0,01	5,50	175,0	4,26	39,4
								Músculo	0,19	<0,01	1,26	85,0	<0,10	21,3
								Rim	0,30	<0,01	2,94	111,9	0,52	25,0
<i>S. guianensis</i>	SOT 346	EAE_S8	4	Macho	2,00	Adulto	20	Fígado	0,49	0,57	14,01	327,0	2,34	43,7
								Músculo	0,27	<0,01	1,40	101,0	<0,10	26,5
								Rim	SA	SA	SA	SA	SA	SA
<i>S. guianensis</i>	SOT 347	EAE_S9	5	Fêmea	1,90	Adulto	5	Fígado	0,26	0,43	4,26	224,9	3,59	57,7
								Músculo	0,22	<0,01	1,36	105,2	<0,10	36,6

Espécie	Nº de Registro	Estação Amostral	Reg.	Sexo	CT*	Etária	Idade	Tecido	As	Cd	Cu	Fe	Mn	Zn
								Rim	0,13	1,02	2,52	100,8	0,34	28,8
<i>S. guianensis</i>	SOT 349	EAE_S11	4	Macho	1,82	Adulto	4	Fígado	0,25	0,14	11,71	179,7	2,29	40,1
								Músculo	< 0,11	<0,01	1,04	64,9	<0,10	24,5
								Rim	0,25	1,25	4,43	109,2	1,05	47,4
<i>S. guianensis</i>	SOT 350	EAE_S12	4	Fêmea	1,86	Adulto	9	Fígado	0,42	0,29	6,06	306,4	2,55	30,0
								Músculo	< 0,11	<0,01	0,73	71,5	<0,10	22,7
								Rim	0,35	1,20	4,50	135,9	0,61	31,0
<i>S. guianensis</i>	SOT 351	EAE_S13	5	Macho	1,88	Adulto	9	Fígado	0,42	0,22	9,08	210,0	3,41	35,6
								Músculo	0,15	<0,01	0,96	85,3	0,16	22,9
								Rim	0,21	0,33	4,78	140,4	0,48	25,1
<i>S. guianensis</i>	SOT 352	EAE_S14	4	Fêmea	1,15	Filhote	0	Fígado	0,19	<0,01	231,23	119,6	5,85	102,8
								Músculo	0,11	<0,01	1,62	37,6	0,19	20,5
								Rim	0,20	<0,01	12,39	52,1	0,72	32,3
<i>S. guianensis</i>	SOT 353	EAE_S15	4	Macho	1,10	Filhote	0	Fígado	SA	SA	SA	SA	SA	SA
								Músculo	0,16	<0,01	1,21	25,5	0,18	20,1
								Rim	SA	SA	SA	SA	SA	SA
<i>S. guianensis</i>	SOT 355	EAE_S17	5	Macho	1,81	Adulto	3	Fígado	0,31	0,06	6,39	344,6	2,74	44,0
								Músculo	0,15	<0,01	0,82	59,1	0,05	19,4
								Rim	0,10	0,19	4,17	106,6	0,54	31,8
<i>S. guianensis</i>	SOT 356	EAE_S18	3	Macho	1,45	Juvenil	2	Fígado	0,70	0,03	9,22	261,2	4,26	52,9
								Músculo	0,16	<0,01	1,21	72,7	0,11	24,5
								Rim	SA	SA	SA	SA	SA	SA
<i>S. guianensis</i>	SOT 357	EAE_S22	2	Fêmea	1,53	Juvenil	1	Fígado	0,15	0,06	12,85	125,8	3,15	62,5
								Músculo	0,14	<0,01	0,74	50,7	<0,02	18,3
								Rim	0,14	0,21	4,22	99,5	0,40	20,3

Espécie	Nº de Registro	Estação Amostral	Reg.	Sexo	CT*	Etária	Idade	Tecido	As	Cd	Cu	Fe	Mn	Zn
<i>S. guianensis</i>	SOT 358	EAE_S23	4	Fêmea	1,85	Adulto	24	Fígado	0,24	0,52	7,33	267,1	2,68	48,0
								Músculo	0,20	<0,01	0,85	104,6	0,21	26,3
								Rim	0,22	1,30	3,19	147,0	0,28	21,0
<i>S. guianensis</i>	SOT 359	EAE_S24	4	ND	1,56	Juvenil	ND	Fígado	SA	SA	SA	SA	SA	SA
								Músculo	0,18	<0,01	0,72	54,4	<0,02	14,4
								Rim	SA	SA	SA	SA	SA	SA
<i>S. guianensis</i>	SOT 360	EAE_S25	5	Fêmea	1,75	Adulto	ND	Fígado	0,13	0,15	5,33	157,6	2,60	33,9
								Músculo	0,22	<0,01	1,40	86,0	0,18	16,3
								Rim	0,33	0,36	2,23	79,9	0,48	20,0
<i>S. guianensis</i>	SOT 361	EAE_S27	3	Fêmea	1,89	Adulto	ND	Fígado	0,31	0,50	6,73	196,3	2,43	46,7
								Músculo	0,28	<0,01	0,66	74,1	0,06	22,7
								Rim	0,38	1,32	3,60	123,8	0,59	18,6
<i>S. guianensis</i>	SOT 362	EAE_S28	4	Macho	1,51	Juvenil	ND	Fígado	0,21	0,08	3,69	60,1	2,71	34,1
								Músculo	0,29	<0,01	0,94	67,8	0,13	18,6
								Rim	0,24	0,58	2,80	71,5	0,84	19,3
<i>S. guianensis</i>	SOT 363	EAE_S29	5	ND	1,70	Adulto	ND	Fígado	0,17	0,15	4,30	369,7	2,59	42,1
								Músculo	0,21	<0,01	0,92	135,9	0,14	28,3
								Rim	0,13	0,65	3,76	104,7	0,48	27,1
<i>S. bredanensis</i>	STEBRE 27	EAE_S4	4	Macho	2,45	Adulto	31	Fígado	0,21	<0,01	5,97	151,4	4,41	63,2
								Músculo	0,26	<0,01	2,73	247,0	<0,10	40,5
								Rim	0,28	0,84	2,94	83,1	<0,10	43,5
<i>S. bredanensis</i>	STEBRE 28	EAE_S19	2	Fêmea	2,38	Adulto	16	Fígado	0,23	0,23	9,35	130,3	2,84	84,6
								Músculo	0,19	<0,01	1,35	114,4	<0,02	20,4
								Rim	0,82	0,24	1,39	386,2	27,93	49,9

*CT= comprimento total. SA= Sem amostra/tecido disponível para análise. ND=não determinado.

Medianas das concentrações de elementos-traço ($\mu\text{g.g}^{-1}$) no fígado de cetáceos da costa do Brasil

Espécie (n)	Localidade	Referência	Seco/úmido	As	Cd	Cu	Fe	Mn	Zn
<i>P. blainvillei</i> (17)	Norte do Rio de Janeiro	Lailson-Brito et al., 2002	úmido		0,36	8,1	176	3	34
<i>P. blainvillei</i> (18)	Norte do Rio de Janeiro	Seixas et al., 2009 ^b	seco	1,10 [#]	0,55 [#]	25,6 [#]	-	-	-
<i>P. blainvillei</i> (1)	Norte do Rio de Janeiro	Lemos et al., 2013	úmido	-	0,16	1,74	-	0,5	30
<i>P. blainvillei</i> (23)	São Paulo e Paraná	Kunito et al., 2004	seco	1,2	0,19	19,3	756	14,5	132
<i>P. blainvillei</i> (44)	Rio Grande do Sul	Dornelles et al., 2007	úmido	-	0,36	-	-	-	-
<i>S. guianensis</i> (19)	Norte do Rio de Janeiro	Seixas et al., 2009 ^a	seco	-	0,32	18,4	-	-	-
<i>S. guianensis</i> (21)	Norte do Rio de Janeiro	Seixas et al., 2009 ^b	seco	1,11 [#]	0,39 [#]	26,5 [#]	-	-	-
<i>S. guianensis</i> (11)	Norte do Rio de Janeiro	Lemos et al., 2013	úmido	-	<0,05	7,5	-	2,5	47
<i>S. guianensis</i> (10)	Ceará	Monteiro-Neto et al., 2003	seco		0,13 [#]				
<i>S. guianensis</i> (20)	São Paulo e Paraná	Kunito et al., 2004	seco	0,85	0,27	33,9	821	9,6	159
<i>S. bredanensis</i> (3)	Norte do Rio de Janeiro	Lemos et al., 2013	úmido	-	0,27	13	-	3,4	98
<i>S. guianensis</i> (22)	Região 1 - ES	Presente estudo	úmido	0,35	0,67	9	283	4,2	45
<i>S. guianensis</i> (3)	Região 2 - ES			0,33	0,16	11,1	144	4,5	46
<i>S. guianensis</i> (3)	Região 3 - ES			0,31	0,27	8,0	196	4,3	50
<i>S. guianensis</i> (7)	Região 4 - ES			0,24	0,21	8,1	180	2,7	42
<i>S. guianensis</i> (7)	Região 5 - ES			0,26	0,18	5,5	225	3,4	41
<i>S. bredanensis</i> (1) (EAE_S4)	Região 4 - ES			0,21	<0,01	5,97	151	4,4	63
<i>S. bredanensis</i> (1) (EAE_S19)	Região 2 - ES			0,23	0,23	9,35	130	2,8	85

Legenda: [#]Média, valores de mediana não foram reportados no estudo.

Medianas das concentrações de elementos-traço ($\mu\text{g.g}^{-1}$) no rim de cetáceos da costa do Brasil

Espécie (n)	Localidade	Referência	Seco/úmido	As	Cd	Cu	Fe	Mn	Zn
<i>P. blainvillei</i> (15)	Norte do Rio de Janeiro	Lailson-Brito et al., 2002	úmido	-	0,23	3,7	157	0,86	20
<i>S. guianensis</i> (10)	Ceará	Monteiro-Neto et al., 2003	seco	-	0,33 [#]	-	-	-	-

Espécie (n)	Localidade	Referência	Seco/úmido	As	Cd	Cu	Fe	Mn	Zn
<i>S. guianensis</i> (17)	Região 1 - ES	Presente estudo	úmido	0,23	0,9	4	96	0,7	29
<i>S. guianensis</i> (3)	Região 2 - ES			0,28	0,21	4,2	100	0,4	23
<i>S. guianensis</i> (2)	Região 3 - ES			0,27	0,74	4,6	75	0,5	26
<i>S. guianensis</i> (6)	Região 4 - ES			0,23	1,20	3,8	91	0,7	29
<i>S. guianensis</i> (6)	Região 5 - ES			0,17	0,36	3,4	106	0,5	26
<i>S. bredanensis</i> (1) (EAE_S4)	Região 4 - ES			0,28	0,84	2,9	83	<0,10	44
<i>S. bredanensis</i> (1) (EAE_S19)	Região 2 - ES			0,82	0,24	1,4	386	27,9	50

Legenda: #Média, valores de mediana não foram reportados no estudo.

Concentrações dos congêneres de PCBs em cada delfínideo coletado no estado do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip

Região	Nome Estação Amostral	PCB 8	PCB 31	PCB 28	PCB 52	PCB 49	PCB 44	PCB 74	PCB 70	PCB 101	PCB 99
	<i>Steno bredanensis</i>										
	EAE_S4	<0,0007	0,11	0,23	2,02	0,54	0,12	0,21	0,10	14,37	6,64
	EAE_S19	<0,0007	<0,0049	<0,0030	0,06	<0,0010	<0,0012	<0,0031	<0,0014	0,23	0,18
	<i>Sotalia guianensis</i>										
Região 1	EAE_N5	<0,0007	<0,0049	<0,0030	0,77	5,31	1,05	0,66	0,71	2,35	2,91
	EAE_N13	<0,0007	<0,0049	1,03	3,32	1,36	0,91	1,45	<0,0014	8,13	5,51
	EAE_N14	<0,0007	<0,0049	<0,0030	<0,0012	<0,0010	<0,0012	0,04	<0,0014	0,08	0,12
	EAE_N16	<0,0007	<0,0049	0,03	0,08	0,03	0,02	0,05	<0,0014	0,28	0,22
	EAE_N21	<0,0007	0,05	0,10	0,13	<0,0010	0,11	0,15	0,14	0,28	0,27
	EAE_N22	<0,0007	<0,0049	<0,0030	0,10	0,10	0,08	0,11	<0,0014	0,26	0,21
	EAE_N27	<0,0007	<0,0049	<0,0030	0,08	0,09	<0,0012	<0,0031	<0,0014	0,13	0,13

Região	Nome Estação Amostral	PCB 8	PCB 31	PCB 28	PCB 52	PCB 49	PCB 44	PCB 74	PCB 70	PCB 101	PCB 99
	EAE_N28	<0,0007	<0,0049	0,07	0,11	0,03	0,02	0,10	<0,0014	0,30	0,39
	EAE_N31	<0,0007	<0,0049	<0,0030	0,21	<0,0010	<0,0012	0,08	<0,0014	0,35	0,60
	EAE_N33	<0,0007	<0,0049	<0,0030	<0,0012	<0,0010	<0,0012	<0,0031	<0,0014	0,18	0,31
	EAE_N34	<0,0007	<0,0049	<0,0030	<0,0012	<0,0010	<0,0012	<0,0031	<0,0014	0,26	0,20
	EAE_N36	<0,0007	<0,0049	<0,0030	<0,0012	<0,0010	<0,0012	<0,0031	<0,0014	0,88	0,66
	EAE_N37	<0,0007	<0,0049	<0,0030	<0,0012	<0,0010	<0,0012	<0,0031	<0,0014	0,06	0,09
	EAE_N39	<0,0007	<0,0049	<0,0030	<0,0012	<0,0010	<0,0012	<0,0031	<0,0014	<0,0009	<0,001
	EAE_N40	<0,0007	<0,0049	<0,0030	0,08	<0,0010	<0,0012	0,04	<0,0014	0,23	0,44
	EAE_N41	<0,0007	<0,0049	<0,0030	2,44	<0,0010	<0,0012	0,64	<0,0014	2,58	7,23
	EAE_N42	<0,0007	<0,0049	0,00	0,88	<0,0010	<0,0012	0,27	<0,0014	1,20	1,54
	EAE_PPN2	<0,0007	<0,0049	<0,0030	0,69	0,12	<0,0012	0,19	< 0,003	1,15	1,09
	EAE_PPN8	<0,0007	<0,0049	<0,0030	<0,0012	<0,0010	<0,0012	<0,0031	<0,0014	0,03	0,02

Região	Nome Estação Amostral	PCB 8	PCB 31	PCB 28	PCB 52	PCB 49	PCB 44	PCB 74	PCB 70	PCB 101	PCB 99
	EAE_PPN3	<0,0007	<0,0049	<0,0030	0,12	<0,0010	<0,0012	0,11	<0,0014	0,22	0,36
	EAE_PPN4	<0,0007	<0,0049	<0,0030	<0,0012	<0,0010	<0,0012	<0,0031	<0,0014	0,13	0,24
	EAE_PPN5	<0,0007	<0,0049	<0,0030	<0,0012	<0,0010	<0,0012	0,05	<0,0014	0,08	0,10
	EAE_PPN6	<0,0007	<0,0049	<0,0030	0,16	<0,0010	<0,0012	0,05	<0,0014	0,31	0,27
Região 2	EAE_N4	0,04	0,03	<0,0030	0,28	<0,0010	0,05	0,03	0,05	0,52	0,59
	EAE_N9	<0,0007	<0,0049	0,20	0,53	0,19	0,11	0,07	0,11	1,40	1,05
	EAE_N19	<0,0007	<0,0049	0,11	0,56	0,16	0,09	0,16	0,02	1,16	0,86
	EAE_S22	<0,0007	0,14	0,15	0,35	0,14	0,08	0,12	<0,0014	0,83	0,57
Região 3	EAE_S6	<0,0007	0,09	0,12	0,18	0,11	<0,0012	0,08	<0,0014	0,58	0,39
	EAE_S18	<0,0007	<0,0049	<0,0030	0,24	<0,0010	<0,0012	<0,0031	<0,0014	0,63	0,41
	EAE_S27	<0,0007	<0,0049	<0,0030	0,17	<0,0010	<0,0012	0,06	<0,0014	0,34	0,34
Região 4	EAE_S5	<0,0007	0,20	0,29	2,58	0,37	0,23	0,84	<0,0014	5,89	6,30

Região	Nome Estação Amostral	PCB 8	PCB 31	PCB 28	PCB 52	PCB 49	PCB 44	PCB 74	PCB 70	PCB 101	PCB 99
	EAE_S8	<0,0007	<0.008	<0,0030	0,57	0,09	<0,0012	0,23	<0,0014	1,15	1,74
	EAE_S11	<0,0007	<0.008	0,20	0,55	0,18	0,12	0,22	0,04	1,34	<0,001
	EAE_S12	<0,0007	<0.008	0,06	0,33	0,11	0,08	0,12	0,03	0,78	0,68
	EAE_S14	<0,0007	<0.008	<0,0030	<0,0012	<0,0010	<0,0012	0,01	0,01	0,02	<0,001
	EAE_S15	<0,0007	<0,0049	<0,0030	0,72	<0,0010	<0,0012	0,34	<0,0014	1,63	1,68
	EAE_S23	<0,0007	0,09	<0,0030	0,41	<0,0010	0,07	0,15	<0,0014	0,81	0,72
	EAE_S24	<0,0007	<0,0049	0,06	0,18	<0,0010	<0,0012	0,11	<0,0014	0,40	0,31
	EAE_S28	<0,0007	<0,0049	0,16	0,42	0,20	0,08	0,13	<0,0014	0,82	0,60
Região 5	EAE_S7	<0,0007	0,21	0,27	0,68	0,30	0,15	0,26	<0,0014	1,70	1,24
	EAE_S9	0,04	0,05	0,07	0,11	0,06	0,04	0,07	<0,0014	0,30	0,23
	EAE_S13	<0,0007	<0,0049	<0,0030	<0,0012	<0,0010	<0,0012	0,03	0,05	0,08	<0,001
	EAE_S17	<0,0007	<0,0049	<0,0030	0,92	<0,0010	<0,0012	0,24	<0,0014	1,54	1,66

Região	Nome Estação Amostral	PCB 8	PCB 31	PCB 28	PCB 52	PCB 49	PCB 44	PCB 74	PCB 70	PCB 101	PCB 99
	EAE_S1	<0,0007	<0,0049	<0,0030	5,24	0,55	0,44	1,53	<0,0014	8,57	10,47
	EAE_S25	<0,0007	<0,0049	<0,0030	0,95	0,56	<0,0012	0,30	<0,0014	1,74	1,86
	EAE_S29	<0,0007	<0,0049	<0,0030	<0,0012	<0,0010	<0,0012	<0,0031	<0,0014	0,09	0,07

Região	Nome Estação Amostral	PCB 97	PCB 151	PCB 118	PCB 153	PCB 105	PCB 141	PCB 138	PCB 158	PCB 187	PCB 183
	<i>Steno bredanensis</i>										
	EAE_S4	0,11	5,27	18,52	43,12	0,70	0,23	32,92	17,53	16,68	9,03
	EAE_S19	<0,0007	0,13	0,24	1,63	0,16	<0,0009	1,14	0,07	0,79	0,32
	<i>Sotalia guianensis</i>										
Região 1	EAE_N5	0,20	1,92	3,97	24,84	0,96	0,31	21,92	1,29	7,79	3,17
	EAE_N13	0,94	3,17	8,23	30,86	2,50	1,81	29,11	<0,0008	10,30	4,55
	EAE_N14	0,04	0,05	0,16	0,84	0,08	0,04	0,77	0,08	0,24	0,14
	EAE_N16	0,03	0,16	0,34	1,74	0,11	0,06	1,90	0,10	0,64	0,24
	EAE_N21	0,14	0,19	0,38	1,38	0,25	0,17	1,31	0,22	0,56	0,32

Região	Nome Estação Amostral	PCB 97	PCB 151	PCB 118	PCB 153	PCB 105	PCB 141	PCB 138	PCB 158	PCB 187	PCB 183
	EAE_N22	0,11	0,16	0,30	0,93	0,20	0,13	0,92	0,17	0,41	0,23
	EAE_N27	<0,0007	<0,0015	0,18	0,29	0,16	<0,0009	0,28	<0,0008	0,19	0,15
	EAE_N28	0,03	0,09	0,61	3,50	0,17	0,04	2,83	0,18	0,94	0,49
	EAE_N31	<0,0007	0,35	0,69	3,96	0,14	<0,0009	2,91	0,20	1,31	0,66
	EAE_N33	<0,0007	<0,0015	0,37	2,54	<0,0022	<0,0009	1,73	<0,0008	0,69	0,30
	EAE_N34	<0,0007	0,11	0,30	1,14	<0,0022	<0,0009	0,83	0,05	0,37	0,13
	EAE_N36	0,09	0,45	0,91	4,64	0,19	0,22	3,24	0,23	1,71	0,83
	EAE_N37	<0,0007	<0,0015	0,14	0,81	<0,0022	<0,0009	0,48	<0,0008	0,20	0,10
	EAE_N39	<0,0007	<0,0015	<0,0012	0,10	<0,0022	<0,0009	0,06	<0,0008	<0,0007	0,02
	EAE_N40	<0,0007	0,19	0,44	3,23	0,11	<0,0009	2,34	0,15	1,02	0,44
	EAE_N41	<0,0007	5,35	<0,0012	55,72	1,00	0,11	41,63	2,71	20,88	10,87
	EAE_N42	<0,0007	0,97	<0,0012	7,86	0,64	<0,0009	7,89	0,57	2,58	1,06
	EAE_PPN2	< 0.003	0,45	< 0.003	4,52	0,25	< 0.002	3,07	0,21	0,91	0,40
	EAE_PPN8	<0,0007	0,02	<0,0012	0,13	0,03	<0,0009	0,10	<0,0008	0,07	0,04
	EAE_PPN3	<0,0007	0,23	<0,0012	2,80	0,18	<0,0009	2,18	0,20	1,06	0,51

Região	Nome Estação Amostral	PCB 97	PCB 151	PCB 118	PCB 153	PCB 105	PCB 141	PCB 138	PCB 158	PCB 187	PCB 183
	EAE_PPN4	<0,0007	0,11	<0,0012	1,83	0,13	<0,0009	1,24	0,12	0,63	0,30
	EAE_PPN5	<0,0007	0,06	<0,0012	0,55	0,08	<0,0009	0,45	<0,0008	0,20	0,11
	EAE_PPN6	<0,0007	0,16	<0,0012	1,56	0,13	0,05	1,32	0,11	0,58	0,25
Região 2	EAE_N4	0,05	0,33	0,79	4,02	0,19	0,06	0,43	0,21	0,53	0,50
	EAE_N9	0,13	0,55	1,51	5,68	0,44	0,24	5,30	0,34	1,83	0,86
	EAE_N19	0,08	<0,0015	1,19	4,50	0,34	0,12	4,55	0,27	1,29	0,52
	EAE_S22	0,06	0,28	<0,0012	2,57	0,24	0,12	2,29	0,16	0,87	0,31
Região 3	EAE_S6	0,09	0,19	0,55	2,09	0,19	0,12	2,00	0,13	0,55	0,21
	EAE_S18	0,09	0,20	0,64	1,93	0,17	<0,0009	1,56	0,09	0,65	0,24
	EAE_S27	<0,0007	0,18	0,40	1,26	0,10	<0,0009	1,10	0,10	0,55	0,22
Região 4	EAE_S5	0,26	3,87	8,01	48,51	1,81	0,45	40,86	2,36	13,43	5,32
	EAE_S8	0,10	1,08	2,02	10,93	0,53	0,13	13,15	0,50	3,92	1,55
	EAE_S11	0,13	1,58	2,07	22,87	0,60	0,23	20,92	1,12	9,58	4,02
	EAE_S12	0,08	0,43	0,99	4,18	0,28	0,12	4,52	0,26	1,43	0,56
	EAE_S14	<0,0007	<0,0015	<0,0012	2,63	<0,0022	<0,0009	2,33	<0,0008	0,90	<0,0029

Região	Nome Estação Amostral	PCB 97	PCB 151	PCB 118	PCB 153	PCB 105	PCB 141	PCB 138	PCB 158	PCB 187	PCB 183
	EAE_S15	<0,0007	0,85	2,23	8,21	3,38	1,32	6,51	<0,0008	3,20	<0,0029
	EAE_S23	0,05	0,37	<0,0012	3,03	0,28	0,07	2,33	0,19	1,12	0,44
	EAE_S24	0,10	0,17	<0,0012	1,39	0,19	0,12	1,10	0,12	0,51	0,23
	EAE_S28	0,11	0,45	0,69	3,08	0,28	0,17	2,33	0,22	0,97	0,64
Região 5	EAE_S7	0,17	0,61	1,77	7,18	0,52	0,24	6,52	0,36	2,18	0,85
	EAE_S9	0,05	0,13	0,34	1,16	0,13	0,07	1,39	0,07	0,46	0,19
	EAE_S13	<0,0007	<0,0015	<0,0012	3,91	<0,0022	<0,0009	3,39	<0,0008	<0,0007	<0,0029
	EAE_S17	<0,0007	0,99	2,24	7,82	0,51	<0,0009	6,84	0,56	2,62	1,00
	EAE_S1	0,51	7,07	<0,0012	62,59	2,83	0,77	54,79	3,41	21,36	9,55
	EAE_S25	<0,0007	1,00	2,10	5,85	0,52	<0,0009	4,78	0,59	3,10	1,20
	EAE_S29	<0,0007	<0,0015	0,09	0,45	<0,0022	<0,0009	0,32	<0,0008	<0,0007	<0,0029
Região	Nome Estação Amostral	PCB 177	PCB 180	PCB 170	PCB 203	PCB 195	PCB 194	PCB 206	Σ PCB		
	<i>Steno bredanensis</i>										
	EAE_S4	7,27	25,33	14,99	7,81	2,79	7,83	1,37	235,84		
	EAE_S19	0,13	1,30	0,61	<0,013	<0,0021	<0,0015	<0,0026	7,11		

Região	Nome Estação Amostral	PCB 97	PCB 151	PCB 118	PCB 153	PCB 105	PCB 141	PCB 138	PCB 158	PCB 187	PCB 183
	<i>Sotalia guianensis</i>										
Região 1	EAE_N5	1,64	12,35	6,50	6,80	1,45	2,27	0,16	111,34		
	EAE_N13	3,70	16,14	9,34	<0,013	<0,0021	<0,0015	<0,0026	142,37		
	EAE_N14	0,06	0,55	0,31	0,08	0,05	0,14	0,05	3,93		
	EAE_N16	0,22	1,01	0,56	0,14	0,06	0,21	0,04	8,28		
	EAE_N21	0,26	0,89	0,54	0,61	0,16	0,00	0,00	8,61		
	EAE_N22	0,20	0,61	0,39	0,21	<0,0021	0,24	0,15	6,24		
	EAE_N27	<0,0026	0,27	0,21	<0,013	<0,0021	0,20	0,17	2,51		
	EAE_N28	0,12	2,07	1,12	0,30	0,12	0,45	0,06	14,16		
	EAE_N31	0,20	2,09	1,03	<0,013	<0,0021	0,44	<0,0026	15,22		
	EAE_N33	<0,0026	1,08	0,60	<0,013	<0,0021	<0,0015	<0,0026	7,80		
	EAE_N34	0,08	0,47	0,27	<0,013	<0,0021	<0,0015	<0,0026	4,21		
	EAE_N36	0,36	2,60	1,30	<0,013	<0,0021	<0,0015	<0,0026	18,30		
	EAE_N37	<0,0026	0,40	0,21	<0,013	<0,0021	<0,0015	<0,0026	2,49		
EAE_N39	<0,0026	0,07	0,04	<0,013	<0,0021	<0,0015	<0,0026	0,28			

Região	Nome Estação Amostral	PCB 97	PCB 151	PCB 118	PCB 153	PCB 105	PCB 141	PCB 138	PCB 158	PCB 187	PCB 183
	EAE_N40	0,13	1,60	0,90	<0,013	<0,0021	<0,0015	<0,0026	11,35		
	EAE_N41	3,52	32,81	16,47	<0,013	0,82	5,73	0,25	220,21		
	EAE_N42	0,64	3,68	2,27	<0,013	<0,0021	0,67	<0,0026	33,09		
	EAE_PPN2	0,24	1,36	<0,0029	<0,013	<0,0021	0,15	< 0.005	14,41		
	EAE_PPN8	<0,0026	0,11	<0,0029	0,06	<0,0021	0,07	<0,0026	0,68		
	EAE_PPN3	0,22	1,89	<0,0029	1,03	<0,0021	0,47	<0,0026	11,58		
	EAE_PPN4	0,12	0,96	<0,0029	0,56	<0,0021	0,27	<0,0026	6,64		
	EAE_PPN5	0,06	0,30	<0,0029	0,19	<0,0021	0,11	<0,0026	2,34		
	EAE_PPN6	0,14	0,88	0,47	<0,013	<0,0021	0,18	<0,0026	6,55		
Região 2	EAE_N4	0,35	0,27	0,99	0,19	0,11	0,39	0,06	11,04		
	EAE_N9	0,60	2,79	1,68	0,35	0,18	0,64	0,07	26,85		
	EAE_N19	0,47	1,94	1,25	0,25	0,10	0,31	0,04	20,85		
	EAE_S22	0,16	1,08	0,60	<0,013	0,06	0,16	<0,0026	15,29		
Região 3	EAE_S6	0,17	0,79	0,48	0,10	0,05	0,13	0,02	9,40		
	EAE_S18	0,13	0,84	0,48	<0,013	<0,0021	<0,0015	<0,0026	8,30		

Região	Nome Estação Amostral	PCB 97	PCB 151	PCB 118	PCB 153	PCB 105	PCB 141	PCB 138	PCB 158	PCB 187	PCB 183
	EAE_S27	0,12	0,83	0,46	<0,013	<0,0021	0,13	<0,0026	6,36		
Região 4	EAE_S5	3,45	1,73	11,14	2,55	0,77	3,06	0,23	164,50		
	EAE_S8	1,12	6,48	3,74	0,86	0,30	1,20	<0,0026	51,39		
	EAE_S11	2,21	18,04	9,26	1,85	0,56	2,67	0,12	100,48		
	EAE_S12	0,41	2,27	1,40	0,33	0,12	0,42	0,03	20,01		
	EAE_S14	<0,0026	1,33	0,84	<0,013	<0,0021	<0,0015	<0,0026	8,19		
	EAE_S15	<0,0026	3,34	3,20	<0,013	<0,0021	1,05	0,08	38,42		
	EAE_S23	0,22	1,28	0,85	<0,013	0,08	0,28	0,05	18,24		
	EAE_S24	0,15	0,65	<0,0029	0,39	<0,0021	0,21	<0,0026	6,40		
	EAE_S28	0,31	1,41	0,67	<0,013	0,10	0,39	<0,0026	14,22		
Região 5	EAE_S7	0,61	3,41	1,87	0,52	0,18	0,67	0,06	32,53		
	EAE_S9	0,16	0,71	0,48	0,12	0,07	0,23	0,07	6,82		
	EAE_S13	<0,0026	<0,0016	<0,0029	<0,013	<0,0021	<0,0015	<0,0026	7,84		
	EAE_S17	0,60	3,60	2,16	<0,013	<0,0021	<0,0015	<0,0026	34,00		
	EAE_S1	4,88	32,24	17,96	20,05	1,86	6,99	<0,0026	261,29		

Região	Nome Estação Amostral	PCB 97	PCB 151	PCB 118	PCB 153	PCB 105	PCB 141	PCB 138	PCB 158	PCB 187	PCB 183
	EAE_S25	0,60	4,33	2,29	<0,013	<0,0021	<0,0015	<0,0026			31,76
	EAE_S29	<0,0026	0,21	<0,0029	<0,013	<0,0021	<0,0015	<0,0026			1,24

Concentrações de pesticidas em cada delphinídeo coletado no estado do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip

	NOME ESTAÇÃO AMOSTRAL	a-HCH	HCB	g - HCH	pp-DDE	pp-DDD	pp-DDT	Mirex	Σ HCH	Σ DDT
<i>Steno bredanensis</i>										
	EAE_S4	< 0,004	0,2	< 0,004	33,8	24,6	1,0	10,1	< 0,001	59,3
	EAE_S19	< 0,004	< 0,001	< 0,004	0,9	0,2	< 0,002	0,7	< 0,001	1,0
<i>Sotalia guianensis</i>										
Região 1	EAE_N5	< 0,004	0,2	< 0,004	12,7	0,8	0,9	2,9	< 0,001	14,4
	EAE_N13	< 0,004	0,7	< 0,004	104,2	29,2	7,2	10,7	< 0,001	140,6
	EAE_N14	< 0,004	0,04	< 0,004	1,0	0,1	0,1	0,3	< 0,001	1,3
	EAE_N16	< 0,004	0,1	< 0,004	2,7	0,4	0,8	0,6	< 0,001	3,9
	EAE_N21	< 0,004	0,1	< 0,004	3,2	1,0	0,4	1,0	< 0,001	4,6
	EAE_N22	< 0,004	0,1	< 0,004	2,3	0,6	0,4	0,6	< 0,001	3,3
	EAE_N27	< 0,004	0,1	< 0,004	0,4	0,2	< 0,002	0,4	< 0,001	0,5
	EAE_N28	< 0,004	0,1	< 0,004	15,7	3,4	2,6	3,9	< 0,001	21,8
	EAE_N31	< 0,004	< 0,001	< 0,004	6,3	0,3	0,1	1,7	< 0,001	6,7
	EAE_N33	< 0,004	< 0,002	< 0,004	2,8	< 0,004	< 0,002	0,5	< 0,004	2,8
	EAE_N34	< 0,004	< 0,002	< 0,004	4,6	0,9	0,4	0,3	< 0,004	5,9
	EAE_N36	< 0,004	< 0,002	< 0,004	2,9	0,4	0,2	1,1	< 0,004	3,6

	NOME ESTAÇÃO AMOSTRAL	a-HCH	HCB	g - HCH	pp-DDE	pp-DDD	pp-DDT	Mirex	Σ HCH	Σ DDT
	EAE_N37	< 0,004	< 0,002	< 0,004	0,8	0,1	< 0,002	0,3	< 0,004	0,9
	EAE_N39	< 0,004	< 0,002	< 0,004	0,1	< 0,004	< 0,002	0,1	< 0,004	0,1
	EAE_N40	< 0,004	< 0,002	< 0,004	3,6	0,2	0,1	0,8	< 0,004	3,8
	EAE_N41	< 0,004	< 0,002	< 0,004	230,3	5,8	< 0,002	14,7	< 0,004	236,0
	EAE_N42	< 0,004	< 0,002	< 0,004	10,3	0,8	0,9	1,7	< 0,004	12,0
	EAE_PPN2	< 0,004	0,1	< 0,004	13,6	1,7	1,2	0,8	< 0,004	16,0
	EAE_PPN8	< 0,004	< 0,002	< 0,004	0,2	0,04	0,1	0,5	< 0,004	0,3
	EAE_PPN3	< 0,004	< 0,002	< 0,004	5,1	0,3	< 0,002	1,3	< 0,004	5,4
	EAE_PPN4	< 0,004	0,01	< 0,004	3,0	0,2	< 0,002	1,0	< 0,004	3,2
	EAE_PPN5	< 0,004	0,003	< 0,004	0,7	0,1	< 0,002	0,2	< 0,004	0,8
	EAE_PPN6	< 0,004	0,02	< 0,004	3,1	1,0	< 0,002	1,0	< 0,004	6,4
	Região 2	EAE_N4	< 0,004	0,03	< 0,004	2,2	0,2	0,4	0,7	< 0,004
EAE_N9		< 0,004	0,04	< 0,004	1,5	0,4	0,5	0,6	< 0,004	2,3
EAE_N19		0,1	0,1	< 0,004	5,9	0,7	0,7	0,9	0,1	7,3
EAE_S22		0,02	< 0,002	< 0,004	4,0	0,2	< 0,002	0,6	0,02	4,2
Região 3	EAE_S6	< 0,004	0,1	< 0,004	1,5	0,2	0,3	0,2	< 0,004	2,0
	EAE_S18	< 0,004	< 0,002	< 0,004	1,5	0,2	0,2	0,3	< 0,004	1,9

	NOME ESTAÇÃO AMOSTRAL	a-HCH	HCb	g - HCH	pp-DDE	pp-DDD	pp-DDT	Mirex	Σ HCH	Σ DDT
	EAE_S27	< 0,004	0,03	< 0,004	1,46	0,24	0,30	0,50	< 0,004	2,0
Região 4	EAE_S5	0,1	0,2	< 0,004	27,6	1,7	3,5	4,8	0,1	32,9
	EAE_S8	< 0,004	0,1	< 0,004	12,7	1,3	0,4	2,2	< 0,004	14,4
	EAE_S11	< 0,004	0,1	< 0,004	34,7	2,9	0,1	7,9	< 0,004	37,6
	EAE_S12	< 0,004	0,1	< 0,004	4,0	0,6	1,0	1,2	< 0,004	5,6
	EAE_S14	< 0,004	< 0,002	< 0,004	1,9	0,3	0,3	0,3	< 0,004	2,4
	EAE_S15	< 0,004	< 0,002	< 0,004	8,7	0,7	1,2	1,8	< 0,004	10,6
	EAE_S23	< 0,004	0,1	< 0,004	4,8	0,9	0,6	1,4	< 0,004	6,3
	EAE_S24	< 0,004	0,05	< 0,004	1,8	0,2	0,4	0,4	< 0,004	2,5
	EAE_S28	< 0,004	0,16	< 0,004	2,45	0,43	0,69	0,61	< 0,004	3,57
	Região 5	EAE_S7	< 0,004	0,1	< 0,004	5,1	0,6	0,8	0,8	< 0,004
EAE_S9		< 0,004	0,05	< 0,004	1,3	0,5	0,4	0,4	< 0,004	2,1
EAE_S13		< 0,004	< 0,002	< 0,004	6,0	0,5	0,6	0,5	< 0,004	7,1
EAE_S17		< 0,004	< 0,002	< 0,004	3,2	0,3	0,5	0,7	< 0,004	4,0
EAE_S1		< 0,004	0,1	< 0,004	49,6	4,0	0,9	13,6	< 0,004	59,4
EAE_S25		< 0,004	0,08	< 0,004	5,53	0,55	0,80	1,40	< 0,004	6,88
EAE_S29		< 0,004	< 0,002	< 0,004	0,55	0,21	< 0,002	0,49	< 0,004	0,76

Concentrações médias \pm desvio padrão (Mín-Máx) de compostos organoclorados, expressas em $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ lip. em tecido adiposo subcutâneo de *Steno bredanensis* e *Sotalia guianensis* da costa do Brasil

Autor	CT (cm)	N	Local	ΣPCB	ΣDDT	ΣHCH	HCB	Mirex
<i>Steno bredanensis</i>								
Presente estudo	238-245	2		121,47 \pm 161,7 (7,11-235,84)	30,16 \pm 41,22 (1,01-59,31)	<0,001	<0,001 (<0,001-0,19)	5,40 \pm 6,70 (0,66-10,13)
Dorneles et al. (2013)	-	3	Rio de Janeiro, RJ	2,50 – 167,1	-	-	-	-
Lailson-Brito et al. (2012)	194 - 256	3	Rio de Janeiro, RJ	0,79 – 139,00	1,56 – 50,00	-	0,08 – 0,49	-
Yogui et al. (2010)	256	1	Praia Grande, SP	26,8	118,0	0,01	0,02	0,6
<i>Sotalia guianensis</i>								
Presente estudo	122-191	23	Região 1, ES	28,37 \pm 54,50 (0,28 - 220,21)	21,49 \pm 54,85 (0,08 - 263,03)	-	0,12 \pm 0,18 (<0,001 - 0,65)	2,01 \pm 3,54 (0,13 - 14,70)
	153-196	4	Região 2, ES	18,51 \pm 6,86 (11,04 - 26,85)	4,16 \pm 2,26 (2,24 - 7,34)	0,05 \pm 0,03 (<0,001 - 0,08)	0,04 \pm 0,02 (<0,001-0,07)	0,68 \pm 0,13 (0,57 - 0,87)

Autor	CT (cm)	N	Local	ΣPCB	ΣDDT	ΣHCH	HCB	Mirex
	130-145	3	Região 3, ES	8,02 ± 1,54 (6,36 - 9,40)	1,97 ± 0,05 (1,91 - 2,0)	-	0,06± 0,05 (<0,001 - 0,1)	0,33 ± 0,16 (0,18 - 0,50)
	110-200	9	Região 4, ES	46,87 ± 53,09 (6,40 - 164,50)	12,89 ± 13,32 (2,42 - 37,63)	- (<0,001 - 0,12)	0,11 ± 0,05 (<0,001 - 0,19)	2,30 ± 2,50 (0,29 - 7,86)
	159-196	7	Região 5, ES	53,64 ± 92,61 (1,24 - 261,29)	112,39 ± 20,87 (0,76 - 59,40)	-	0,09 ± 0,04 (< 0,001- 0,14)	2,55 ± 4,89 (0,40- 13,62)
Yogui et al. (2003)	163-197	9	Cananeia, SP	4,61±3,31 (0,2-9,22)	35,9±46,8 (0,541-125)	0,016±0,017 (<0,003-0,044)	0,015±0,009	0,151±0,085 (0,014-0,321)
Alonso et al. (2010)	163-186	3	Ubatuba, SP	47,78 (25,87-66,03)	34,03 (16,91-48,08)	0,07 (0,06-0,07)	0,11 (0,08-0,14)	1,26 (0,57-1,87)
Alonso et al. (2010)	122-173	3	Baixada Santista, SP	39,69 (27,86-61,34)	36,98 (24,57-55,91)	0,09 (0,03-0,21)	0,12 (0,07-0,17)	0,76 (0,24-1,04)
Yogui et al. (2010)	196	1	São Paulo	1,97	5,87	0,011	0,067	0,046

Autor	CT (cm)	N	Local	ΣPCB	ΣDDT	ΣHCH	HCB	Mirex
Kajiwara et al. (2004)	89-198	26	Paraná e São Paulo	(1,3-79)	(1-150)	(<0,001-0,061)	(0,0016-0,40)	N/A
Manhães et al. (2018)	136-195	15	Baía de Guanabara, RJ	70,5 (18-303)	6 (2-17)	0,052 (0,0004-1)	0,002 (<0,3-0,01)	0,3 (0,008-8)
Lailson Brito et al. (2010)	122-191	12	Baía de Guanabara, RJ	34,8±26,3 (6,7-99,2)	7,9±6,9 (2,1-21,5)	-	0,046±0,037 (<0,004-0,109)	-
Lailson Brito et al. (2010)	147-198	15	Baía de Paranaguá, PR	4,6±4 (0,76-14,3)	5,7±5,8 (0,98-23,5)	-	0,041±0,040 (<0,004-0,156)	-
Lailson Brito et al. (2010)	150-195	5	Baía de Sepetiba, RJ	12,3±11,7 (1,7-25,5)	3,9±3,9 (0,65-9,99)	-	0,029±0,028 (0,013-0,078)	-
Emin-Lima (2012)	158,7 (média)	36	Amazonas	-	0,201 (0,014-0,438)	-	-	-
Santos-Neto et al. (2014)	153-190	4	Região norte do Ceará	2,23±1,17 (0,02-3,85)	0,33±0,26 (0,006-0,63)	-	0,02±0,02 (0,003-0,04)	0,08±0,04 (0,02-0,12)

Autor	CT (cm)	N	Local	ΣPCB	ΣDDT	ΣHCH	HCB	Mirex
Santos-Neto et al. (2014)	117-188	8	Região Metropolitana do Ceará	7,35±6,27 (0,04-17,3)	1,11±0,66 (0,06-1,91)	0,04±0,01 (0,04-0,05)	0,007±0,004 (0,002-0,01)	0,09±0,03 (0,04-0,15)
Santos-Neto et al. (2014)	89-204	13	Região Sul do Ceará	1,12±1,32 (0,03-0,82)	0,30±0,28 (0,003-0,82)	0,03±0,03 (0,005-0,08)	0,07±0,05 (0,02-0,16)	0,07±0,05 (0,02-0,16)

Concentrações de compostos organobromados antrópicos em delfínidos coletados no Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip

	NOME ESTAÇÃO AMOSTRAL	PBEB	HBBZ	PBDE 28	PBDE 47	PBDE 100	PBDE 99	PBDE 154	PBDE 153	PBDE 183	Σ BDE
<i>Steno bredanensis</i>											
	EAE_S4	< 0,0002	< 0,0004	0,048	0,121	0,041	0,079	0,036	0,074	< 0,0001	0,398
	EAE_S19	< 0,0002	< 0,0004	< 0,0002	0,001	< 0,0003	< 0,0001	0,001	< 0,0001	< 0,0001	0,002
<i>Sotalia guianensis</i>											
Região 1	EAE_N5	0,087	< 0,0004	0,124	0,447	0,138	0,036	0,166	0,007	< 0,0001	0,919
	EAE_N13	0,081	< 0,0004	0,036	0,238	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,274
	EAE_N14	< 0,0002	< 0,0004	< 0,0002	0,016	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,016
	EAE_N16	0,019	< 0,0004	0,004	0,020	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,025
	EAE_N21	< 0,0002	< 0,0004	< 0,0002	0,010	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,010
	EAE_N22	< 0,0002	< 0,0004	< 0,0002	0,019	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,019
	EAE_N27	< 0,0002	< 0,0004	< 0,0002	< 0,0003	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,000
	EAE_N28	0,004	< 0,0004	0,001	0,037	0,013	0,011	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,061
	EAE_N31	0,001	< 0,0004	< 0,0002	0,032	< 0,0003	0,002	0,003	< 0,0001	< 0,0001	0,046
	EAE_N33	< 0,0002	< 0,0004	< 0,0002	0,027	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,027
EAE_N34	0,007	< 0,0004	< 0,0002	0,018	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,018	

	NOME ESTAÇÃO AMOSTRAL	PBEB	HBBZ	PBDE 28	PBDE 47	PBDE 100	PBDE 99	PBDE 154	PBDE 153	PBDE 183	Σ BDE
	EAE_N36	0,009	< 0,0004	< 0,0002	0,015	0,002	< 0,0001	0,002	< 0,0001	< 0,0001	0,018
	EAE_N37	< 0,0002	< 0,0004	< 0,0002	0,015	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,015
	EAE_N39	< 0,0002	< 0,0004	< 0,0002	< 0,0003	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,000
	EAE_N40	< 0,0002	< 0,0004	< 0,0002	0,034	0,007	0,001	0,004	< 0,0001	< 0,0001	0,045
	EAE_N41	< 0,0002	< 0,0004	0,011	0,077	0,044	0,021	0,020	0,006	< 0,0001	0,179
	EAE_N42	< 0,0002	< 0,0004	0,001	0,008	0,003	0,002	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,014
	EAE_PPN2	< 0,0002	< 0,0004	0,004	0,069	0,018	0,008	0,006	0,001	< 0,0001	0,106
	EAE_PPN8	< 0,0002	< 0,0004	< 0,0002	0,002	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,002
	EAE_PPN3	< 0,0002	< 0,0004	0,001	0,007	0,002	0,001	0,001	< 0,0001	< 0,0001	0,013
	EAE_PPN4	< 0,0002	< 0,0004	0,001	0,006	0,002	0,000	0,001	< 0,0001	< 0,0001	0,011
	EAE_PPN5	< 0,0002	< 0,0004	0,001	0,005	< 0,0003	0,001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,007
	EAE_PPN6	< 0,0002	< 0,0004	0,001	0,009	0,002	0,002	0,001	< 0,0002	< 0,0001	0,017
Região 2	EAE_N4	< 0,0002	< 0,0004	0,006	0,035	0,009	0,005	0,006	< 0,0001	< 0,0001	0,061
	EAE_N9	< 0,0002	< 0,0004	< 0,0002	0,048	0,012	0,006	0,008	0,001	< 0,0001	0,075
	EAE_N19	0,024	< 0,0004	0,007	0,047	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,054
	EAE_S22	< 0,0002	< 0,0004	0,004	0,057	0,014	0,006	0,010	< 0,0001	< 0,0001	0,091

	NOME ESTAÇÃO AMOSTRAL	PBEB	HBBZ	PBDE 28	PBDE 47	PBDE 100	PBDE 99	PBDE 154	PBDE 153	PBDE 183	Σ BDE
Região 3	EAE_S6	0,042	< 0,0004	0,009	0,035	0,006	0,005	0,005	0,001	< 0,0001	0,061
	EAE_S18	0,035	< 0,0004	< 0,0002	0,025	< 0,0003	< 0,0001	0,002	< 0,0001	< 0,0001	0,027
	EAE_S27	0,007	< 0,0004	0,004	0,027	0,007	0,003	0,003	< 0,0001	< 0,0001	0,050
Região 4	EAE_S5	0,0785	< 0,0004	0,054	0,414	0,182	0,092	0,066	0,023	< 0,0001	0,831
	EAE_S8	0,0214	< 0,0004	0,024	0,118	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,142
	EAE_S11	0,0720	< 0,0004	0,034	0,121	0,062	< 0,0001	0,019	< 0,0001	< 0,0001	0,236
	EAE_S12	0,0155	< 0,0004	0,006	0,036	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,042
	EAE_S14	0,0126	< 0,0004	0,003	0,012	0,003	0,002	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,020
	EAE_S15	0,0028	< 0,0004	< 0,0002	0,032	0,011	0,007	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,050
	EAE_S23	< 0,0002	< 0,0004	0,009	0,066	0,021	0,012	0,013	< 0,0001	< 0,0001	0,121
	EAE_S24	0,004	< 0,0004	< 0,0002	0,006	0,001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,010
	EAE_S28	0,029	< 0,0004	0,010	0,049	0,010	0,008	0,010	0,002	< 0,0001	0,119
Região 5	EAE_S7	0,053	< 0,0004	0,014	0,058	0,014	0,010	0,012	0,004	< 0,0001	0,112
	EAE_S9	0,041	< 0,0004	< 0,0002	0,018	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,018
	EAE_S13	0,011	< 0,0004	< 0,0002	0,026	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,026
	EAE_S17	0,009	< 0,0004	0,009	0,079	0,022	0,014	0,010	< 0,0001	< 0,0001	0,135

	NOME ESTAÇÃO AMOSTRAL	PBEB	HBBZ	PBDE 28	PBDE 47	PBDE 100	PBDE 99	PBDE 154	PBDE 153	PBDE 183	Σ BDE
	EAE_S1	0,001	< 0,0004	0,004	0,025	0,012	0,007	0,007	0,002	0,002	0,060
	EAE_S25	0,018	< 0,0004	0,016	0,146	0,046	0,022	0,011	< 0,0001	< 0,0001	0,258
	EAE_S29	<0,0002	< 0,0004	< 0,0002	< 0,0003	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001

Concentrações de compostos organobromados naturais em delphinídeos coletados no Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip

	NOME ESTAÇÃO AMOSTRAL	6-MeO-BDE-47	2-MeO-BDE-68	5-MeO-BDE-47	4-MeO-BDE-49	5-MeO-BDE-100	4-MeO-BDE-103	5-MeO-BDE-99	4-MeO-BDE-101	Σ MeO-BDE
<i>Steno bredanensis</i>										
	EAE_S4	1,91	4,13	< 0,0003	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	6,05
	EAE_S19	0,20	0,15	< 0,0003	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	0,35
<i>Sotalia guianensis</i>										
	EAE_N5	51,29	28,51	< 0,0003	< 0,0003	0,06	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	79,87
	EAE_N13	15,48	8,60	< 0,0003	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	24,08
	EAE_N14	2,65	0,77	< 0,0003	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	3,42
	EAE_N16	10,91	3,99	< 0,0003	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	14,90
	EAE_N21	1,72	1,33	< 0,0003	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	3,05
	EAE_N22	4,08	2,01	< 0,0003	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	6,09
	EAE_N27	0,83	0,15	< 0,0003	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	0,98
	EAE_N28	2,49	3,69	< 0,0003	< 0,0003	0,02	0,02	< 0,0001	< 0,0001	6,23
	EAE_N31	1,92	1,44	< 0,0003	< 0,0003	0,01	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	3,37
	EAE_N33	4,63	2,12	< 0,0003	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	6,75
	EAE_N34	3,39	1,75	< 0,0003	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	5,14
	EAE_N36	1,29	0,70	< 0,0003	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	1,99
	EAE_N37	2,90	0,87	< 0,0003	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	3,77
	EAE_N39	0,40	0,12	< 0,0003	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	0,53
	EAE_N40	2,38	1,53	< 0,0003	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	3,91

	NOME ESTAÇÃO AMOSTRAL	6-MeO-BDE-47	2-MeO-BDE-68	5-MeO-BDE-47	4-MeO-BDE-49	5-MeO-BDE-100	4-MeO-BDE-103	5-MeO-BDE-99	4-MeO-BDE-101	Σ MeO-BDE
	EAE_N41	3,64	3,54	< 0,0003	< 0,0003	0,05	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	7,23
	EAE_N42	0,41	0,43	< 0,0003	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	0,84
	EAE_PPN2	1,61	1,38	< 0,0003	< 0,0003	0,01	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	3,00
	EAE_PPN8	0,23	0,15	< 0,0003	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	0,38
	EAE_PPN3	0,57	0,34	< 0,0003	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	0,91
	EAE_PPN4	0,41	0,30	< 0,0003	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	0,71
	EAE_PPN5	0,77	0,53	< 0,0003	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	1,31
	EAE_PPN6	0,85	0,48	< 0,0003	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	1,33
Região 2	EAE_N4	1,28	1,26	< 0,0003	< 0,0003	0,01	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	2,55
	EAE_N9	2,19	1,83	< 0,0003	< 0,0003	0,01	0,01	< 0,0001	< 0,0001	4,03
	EAE_N19	5,37	3,83	< 0,0003	< 0,0003	0,01	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	9,21
	EAE_S22	5,35	2,68	< 0,0003	< 0,0003	0,004	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	8,03
Região 3	EAE_S6	2,91	13,71	< 0,0003	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	16,61
	EAE_S18	2,34	1,77	< 0,0003	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	4,12
	EAE_S27	5,35	2,68	< 0,0003	< 0,0003	0,004	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	8,03
Região 4	EAE_S5	13,93	13,71	< 0,0003	0,05	0,09	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	27,78
	EAE_S8	2,88	3,38	< 0,0003	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	6,25
	EAE_S11	7,31	9,70	< 0,0003	< 0,0003	0,06	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	17,07
	EAE_S12	3,27	2,56	< 0,0003	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	5,83
	EAE_S14	0,96	0,79	< 0,0003	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	1,76
	EAE_S15	2,34	2,45	< 0,0003	< 0,0003	0,02	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	4,81

	NOME ESTAÇÃO AMOSTRAL	6-MeO-BDE-47	2-MeO-BDE-68	5-MeO-BDE-47	4-MeO-BDE-49	5-MeO-BDE-100	4-MeO-BDE-103	5-MeO-BDE-99	4-MeO-BDE-101	Σ MeO-BDE
	EAE_S23	3,18	3,19	< 0,0003	< 0,0003	0,01	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	6,39
	EAE_S24	0,49	0,40	< 0,0003	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	0,89
	EAE_S28	2,03	1,38	< 0,0003	< 0,0003	0,01	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	3,41
Região 5	EAE_S7	3,21	2,61	< 0,0003	< 0,0003	0,02	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	5,84
	EAE_S9	1,17	0,97	< 0,0003	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	2,15
	EAE_S13	1,68	1,77	< 0,0003	< 0,0003	0,01	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	3,46
	EAE_S17	2,92	3,57	< 0,0003	< 0,0003	0,03	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	6,52
	EAE_S1	1,23	1,40	< 0,0003	< 0,0003	0,01	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	2,64
	EAE_S25	2,46	2,95	< 0,0003	< 0,0003	0,01	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	5,42
	EAE_S29	0,23	0,25	< 0,0003	< 0,0003	< 0,0001	< 0,0002	< 0,0001	< 0,0001	0,49

Somatório das concentrações de compostos organobromados analisados em tecido adiposo subcutâneo de cetáceos coletados no estado do Espírito Santo, expressas em $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de peso lipídico. DP representa o desvio padrão; Mín representa a concentração mínima de determinado composto por espécie e por região e o Máx representa a concentração máxima de determinado composto por espécie e por região

ID	N		$\Sigma\text{MeO-BDE}$	ΣPBDE	PBEB	HBBZ
<i>Steno bredanensis</i>						
EAE_S4			6,049	0,398	<0,0001	<0,0004
EAE_S19			0,347	0,002	<0,0001	<0,0004
<i>Sotalia guianensis</i>						
Região 1	23	Média ± DP	7,82 ± 16,59	0,080 ± 0,194	0,030 ± 0,038	-
		Mediana	3,37	0,018	0,009	-
		Mín - Máx	0,38 - 79,87	<0,0001 - 0,919	0,001 - 0,087	-
Região 2	4	Média ± DP	5,96 ± 3,17	0,070 ± 0,017	-	-
		Mediana	6,03	0,068	-	-
		Mín - Máx	2,55 - 9,21	0,054 - 0,091	<0,0001 - 0,024	-
Região 3	3	Média ± DP	7,49 ± 8,00	0,046 ± 0,018	0,028 ± 0,019	-
		Mediana	4,12	0,050	0,035	-
		Mín - Máx	1,73 - 16,62	0,027 - 0,061	0,007 - 0,042	-
Região 4	9	Média ± DP	8,24 ± 8,69	0,18 ± 0,256	0,029 ± 0,030	-
		Mediana	5,83	0,12	0,018	-
		Mín - Máx	0,893 - 27,78	0,01 - 0,83	<0,0001 - 0,079	-
Região 5	7	Média ± DP	3,79 ± 2,21	0,101 ± 0,090	0,022 ± 0,020	-
		Mediana	3,46	0,086	0,014	-
		Mín - Máx	0,49 - 6,52	<0,0002 - 0,258	<0,0001 - 0,053	-

Concentrações de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos e origem petrogênica, expressas em $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.em tecido hepático de cada cetáceo coletado no estado do Espírito Santo

	Nome estação amostral	Acenaftileno	Acenafteno	Fluoreno	Dibenzotiofeno	Fenantreno	Antraceno
	<i>Steno bredanensis</i>						
	EAE_S19	< 0,001	< 0,001	<0,0002	< 0,001	< 0,001	< 0,001
	EAE_S4	0,0063	< 0,001	<0,0002	0,0078	0,0902	< 0,001
	<i>Sotalia guianensis</i>						
Região 1	EAE_N5	< 0,001	< 0,001	<0,0002	< 0,001	0,0099	< 0,001
	EAE_N14	< 0,001	< 0,001	<0,0002	< 0,001	0,0048	< 0,001
	EAE_N16	0,0120	< 0,001	<0,0002	< 0,001	0,0125	< 0,001
	EAE_N21	0,0084	< 0,001	<0,0002	< 0,001	0,0117	< 0,001
	EAE_N22	< 0,001	< 0,001	<0,0002	0,0304	0,6555	< 0,001
	EAE_N27	< 0,001	< 0,001	<0,0002	< 0,001	0,0132	< 0,001
	EAE_N28	0,0012	< 0,001	<0,0002	< 0,001	< 0,001	< 0,001
	EAE_N31	0,0011	< 0,001	0,0106	0,0102	0,0435	< 0,001
	EAE_N33	< 0,001	< 0,001	<0,0002	0,0159	0,2285	< 0,001
	EAE_N34	< 0,001	< 0,001	<0,0002	< 0,001	< 0,001	< 0,001
	EAE_N36	0,0058	< 0,001	<0,0002	< 0,001	0,0128	< 0,001
	EAE_N37	0,0018	< 0,001	<0,0002	< 0,001	< 0,001	< 0,001
	EAE_N39	< 0,001	< 0,001	<0,0002	< 0,001	0,0199	< 0,001
	EAE_N40	< 0,001	< 0,001	<0,0002	< 0,001	< 0,001	< 0,001
	EAE_PPN8	0,0017	< 0,001	<0,0002	< 0,001	0,0428	< 0,001
	EAE_PPN5	< 0,001	< 0,001	<0,0002	< 0,001	0,0112	< 0,001
	EAE_PPN4	< 0,001	< 0,001	<0,0002	< 0,001	< 0,001	< 0,001
EAE_PPN3	< 0,001	< 0,001	<0,0002	< 0,001	0,0151	< 0,001	
EAE_PPN2	0,0348	< 0,001	0,0618	< 0,001	< 0,001	< 0,001	
EAE_N41	0,0028	< 0,001	<0,0002	< 0,001	< 0,001	< 0,001	

	Nome estação amostral	Acenaftileno	Acenafteno	Fluoreno	Dibenzotiofeno	Fenantreno	Antraceno
	EAE_N42	< 0,001	< 0,001	<0,0002	< 0,001	0,0097	< 0,001
Região 2	EAE_N9	< 0,001	< 0,001	<0,0002	< 0,001	< 0,001	< 0,001
	EAE_N19	< 0,001	< 0,001	<0,0002	< 0,001	0,0318	< 0,001
	EAE_S22	< 0,001	< 0,001	<0,0002	< 0,001	0,0301	< 0,001
Região 3	EAE_S6	0,0010	< 0,001	0,0093	< 0,001	0,0155	< 0,001
	EAE_S18	< 0,001	< 0,001	<0,0002	< 0,001	0,0385	< 0,001
	EAE_S27	< 0,001	< 0,001	0,034	< 0,001	0,019	< 0,001
Região 4	EAE_S5	< 0,001	< 0,001	<0,0002	< 0,001	0,0302	< 0,001
	EAE_S8	< 0,001	< 0,001	<0,0002	< 0,001	0,0150	< 0,001
	EAE_S11	< 0,001	< 0,001	<0,0002	< 0,001	0,0131	< 0,001
	EAE_S12	< 0,001	< 0,001	<0,0002	< 0,001	0,0192	< 0,001
	EAE_S14	< 0,001	< 0,001	<0,0002	< 0,001	0,1870	0,0110
	EAE_S23	< 0,001	< 0,001	<0,0002	< 0,001	< 0,001	< 0,001
	EAE_S28	< 0,001	< 0,001	0,028	< 0,001	0,018	< 0,001
Região 5	EAE_S7	< 0,001	< 0,001	0,0116	< 0,001	0,0153	< 0,001
	EAE_S9	0,0071	< 0,001	<0,0002	< 0,001	0,0033	< 0,001
	EAE_S13	< 0,001	< 0,001	<0,0002	< 0,001	0,0121	< 0,001
	EAE_S17	< 0,001	< 0,001	<0,0002	< 0,001	0,0061	< 0,001
	EAE_S25	< 0,001	< 0,001	<0,0002	< 0,001	0,014	< 0,001
	EAE_S29	0,002	< 0,001	<0,0002	< 0,001	< 0,001	< 0,001

Concentrações de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos de origem pirolítica expressas em $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip.em tecido hepático de cada cetáceo coletado no estado do Espírito Santo

	Nome estação amostral	Fluoranteno	Pireno	Benzo(a) antraceno	Criseno	Benzo(b)fluoranteno	Benzo(k)fluoranteno	Benzo(e)pireno	Benzo(a)pireno	Perileno	Indeno(123cd)pireno	Dibenzo(ab)antraceno	Benzo(ghi)perileno
	<i>Steno bredanensis</i>												
	EAE_S19	< 0,001	< 0,001	< 0,002	< 0,001	< 0,003	< 0,003	< 0,001	< 0,002	< 0,002	< 0,001	< 0,001	< 0,001
	EAE_S4	0,5065	0,8485	< 0,002	< 0,001	< 0,003	< 0,003	< 0,001	< 0,002	< 0,002	< 0,001	< 0,001	0,0713
	<i>Sotalia guianensis</i>												
Região 1	EAE_N5	< 0,001	< 0,001	< 0,002	< 0,001	< 0,003	< 0,003	< 0,001	< 0,002	< 0,002	< 0,001	0,0039	< 0,001
	EAE_N14	< 0,001	< 0,001	< 0,002	< 0,001	< 0,003	< 0,003	< 0,001	< 0,002	< 0,002	< 0,001	< 0,001	< 0,001
	EAE_N16	< 0,001	< 0,001	< 0,002	< 0,001	< 0,003	< 0,003	< 0,001	< 0,002	< 0,002	< 0,001	< 0,001	< 0,001
	EAE_N21	0,1229	< 0,001	< 0,002	< 0,001	< 0,003	< 0,003	< 0,001	< 0,002	< 0,002	< 0,001	< 0,001	< 0,001
	EAE_N22	3,5831	11,983	< 0,002	< 0,001	< 0,003	< 0,003	< 0,001	< 0,002	< 0,002	1,4562	< 0,001	4,8056
	EAE_N27	< 0,001	< 0,001	< 0,002	< 0,001	< 0,003	< 0,003	< 0,001	< 0,002	< 0,002	< 0,001	< 0,001	< 0,001
	EAE_N28	< 0,001	< 0,001	< 0,002	< 0,001	< 0,003	< 0,003	< 0,001	< 0,002	< 0,002	< 0,001	< 0,001	< 0,001
	EAE_N31	< 0,001	0,4625	< 0,002	< 0,001	< 0,003	< 0,003	< 0,001	< 0,002	< 0,002	< 0,001	< 0,001	0,0454
	EAE_N33	1,5478	2,9035	< 0,002	< 0,001	< 0,003	< 0,003	< 0,001	0,1101	< 0,002	0,1154	< 0,001	0,2886
	EAE_N34	< 0,001	< 0,001	< 0,002	< 0,001	< 0,003	< 0,003	< 0,001	< 0,002	< 0,002	< 0,001	< 0,001	< 0,001
	EAE_N36	< 0,001	0,0548	< 0,002	< 0,001	< 0,003	< 0,003	0,0149	< 0,002	< 0,002	< 0,001	< 0,001	0,0156
	EAE_N37	0,6387	0,0025	< 0,002	< 0,001	< 0,003	< 0,003	< 0,001	< 0,002	< 0,002	< 0,001	< 0,001	< 0,001
	EAE_N39	0,0293	0,0811	< 0,002	< 0,001	< 0,003	< 0,003	0,0198	< 0,002	< 0,002	< 0,001	< 0,001	0,0289
	EAE_N40	0,2140	< 0,001	< 0,002	< 0,001	< 0,003	< 0,003	< 0,001	< 0,002	< 0,002	< 0,001	< 0,001	< 0,001
	EAE_PPN8	< 0,001	0,4975	< 0,002	0,447	< 0,003	< 0,003	0,1060	0,0856	< 0,002	0,1022	< 0,001	0,2329
	EAE_PPN5	< 0,001	0,0770	< 0,002	0,037	< 0,003	< 0,003	< 0,001	< 0,002	< 0,002	< 0,001	< 0,001	0,0343
EAE_PPN4	< 0,001	< 0,001	< 0,002	< 0,001	0,0280	< 0,003	< 0,001	0,0349	< 0,002	< 0,001	< 0,001	< 0,001	
EAE_PPN3	< 0,001	0,1409	< 0,002	< 0,001	< 0,003	< 0,003	< 0,001	0,0288	< 0,002	< 0,001	< 0,001	< 0,001	
EAE_PPN2	< 0,001	0,9994	< 0,002	< 0,001	< 0,003	< 0,003	< 0,001	< 0,002	< 0,002	< 0,001	< 0,001	< 0,001	
EAE_N41	< 0,001	0,1692	< 0,002	< 0,001	< 0,003	< 0,003	< 0,001	< 0,002	< 0,002	< 0,001	< 0,001	0,1608	

	Nome estação amostral	Fluoranteno	Pireno	Benzo(a) antraceno	Criseno	Benzo(b)fluoranteno	Benzo(k)fluoranteno	Benzo(e)pireno	Benzo(a)pireno	Perileno	Indeno(123cd)pireno	Dibenzo(ab)antraceno	Benzo(ghi)perileno
	EAE_N42	< 0,001	0,0275	< 0,002	< 0,001	0,0454	< 0,003	< 0,001	< 0,002	< 0,002	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Região 2	EAE_N9	< 0,001	< 0,001	< 0,002	< 0,001	< 0,003	< 0,003	< 0,001	< 0,002	< 0,002	< 0,001	< 0,001	< 0,001
	EAE_N19	< 0,001	0,0182	< 0,002	0,014	0,0149	< 0,003	< 0,001	< 0,002	< 0,002	< 0,001	< 0,001	0,6185
	EAE_S22	< 0,001	0,3149	< 0,002	< 0,001	< 0,003	< 0,003	0,1464	0,1227	< 0,002	0,2569	< 0,001	< 0,001
Região 3	EAE_S6	< 0,001	< 0,001	< 0,002	< 0,001	< 0,003	< 0,003	< 0,001	< 0,002	< 0,002	< 0,001	< 0,001	< 0,001
	EAE_S18	< 0,001	< 0,001	< 0,002	< 0,001	< 0,003	< 0,003	< 0,001	< 0,002	< 0,002	< 0,001	< 0,001	< 0,001
	EAE_S27	< 0,001	0,051	< 0,002	< 0,001	< 0,003	< 0,003	< 0,001	< 0,002	< 0,002	< 0,001	< 0,001	0,045
Região 4	EAE_S5	< 0,001	< 0,001	< 0,002	< 0,001	< 0,003	< 0,003	< 0,001	< 0,002	< 0,002	< 0,001	< 0,001	< 0,001
	EAE_S8	< 0,001	< 0,001	< 0,002	< 0,001	< 0,003	< 0,003	< 0,001	< 0,002	< 0,002	< 0,001	< 0,001	0,0199
	EAE_S11	< 0,001	< 0,001	< 0,002	< 0,001	< 0,003	< 0,003	< 0,001	< 0,002	< 0,002	< 0,001	< 0,001	< 0,001
	EAE_S12	< 0,001	< 0,001	< 0,002	< 0,001	< 0,003	< 0,003	< 0,001	< 0,002	< 0,002	< 0,001	< 0,001	< 0,001
	EAE_S14	< 0,001	3,0218	< 0,002	< 0,001	< 0,003	< 0,003	0,0567	0,0878	< 0,002	0,0742	< 0,001	0,3583
	EAE_S23	< 0,001	< 0,001	< 0,002	< 0,001	0,0263	< 0,003	< 0,001	< 0,002	< 0,002	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Região 5	EAE_S28	< 0,001	0,144	< 0,002	< 0,001	< 0,003	< 0,003	< 0,001	< 0,002	< 0,002	0,013	0,041	0,068
	EAE_S7	< 0,001	0,0182	< 0,002	< 0,001	< 0,003	< 0,003	< 0,001	< 0,002	< 0,002	0,0235	< 0,001	< 0,001
	EAE_S9	< 0,001	< 0,001	< 0,002	< 0,001	< 0,003	< 0,003	< 0,001	< 0,002	< 0,002	< 0,001	< 0,001	< 0,001
	EAE_S13	< 0,001	< 0,001	< 0,002	< 0,001	< 0,003	< 0,003	< 0,001	< 0,002	< 0,002	< 0,001	< 0,001	< 0,001
	EAE_S17	0,3166	< 0,001	< 0,002	< 0,001	< 0,003	< 0,003	< 0,001	< 0,002	< 0,002	0,0235	< 0,001	< 0,001
	EAE_S5	< 0,001	< 0,001	< 0,002	< 0,001	< 0,003	< 0,003	< 0,001	< 0,002	< 0,002	< 0,001	< 0,001	< 0,001
	EAE_S9	< 0,001	< 0,001	< 0,002	< 0,001	< 0,003	< 0,003	< 0,001	< 0,002	< 0,002	< 0,001	< 0,001	< 0,001

Concentrações de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos expressas em $\mu\text{g.g}^{-1}$ lip. em tecido hepático de odontocetos em diversas localidades

Autor	N	Sexo	Ano	Local	Tecido	\sum HPAs TOTAIS	\sum HPAs PETROGÊNICOS (3 anéis)	\sum HPAs PIROLÍTICOS (4-6 anéis)
Steno bredanensis								
Presente estudo	1	M	2018- 2019	Espírito Santo	Hepático	1,543	0,113	<1,430
Sotalia guianensis								
Presente estudo	21	M/F	2015- 2019	Região 1, ES	Hepático	1,633#/0,169*	0,072#/0,017*	1,961#/0,192*
Presente estudo	3	M/F	2018- 2019	Região 2, ES	Hepático	0,784#/0,784*	0,031#/0,031*	0,753#/0,753*
Presente estudo	3	M	2018- 2019	Região 3, ES	Hepático	0,071#/0,039*	0,039#/0,039*	0,096#/0,096*
Presente estudo	7	M/F	2018- 2019	Região 4, ES	Hepático	0,609#/0,030*	0,054#/0,025*	0,985#/0,146*
Presente estudo	6	M/F	2018- 2019	Região 5, ES	Hepático	0,072#/0,013*	0,012#/0,011*	0,179#/0,179*
Barros, 2014	10	-	2008- 2013	GUA, RJ	Hepático	0,785#/0,779*	-	-
Delphinus capensis								
Moon et al., 2012	12	M	2008- 2009	Coréia do Sul	Hepático	0,088#	-	-
Moon et al., 2012	10	F	2008- 2009	Coréia do Sul	Hepático	0,096#	-	-
Physeter macrocephalus								
Marsili et al., 2014	7	M	2009	Costa Adriática, Itália	Hepático	0,883#	-	-

Autor	N	Sexo	Ano	Local	Tecido	∑ HPAs TOTAIS	∑ HPAs PETROGÊNICOS (3 anéis)	∑ HPAs PIROLÍTICOS (4-6 anéis)
Tursiops truncatus								
García-Álvarez et al., 2014	26	-	1997-2011	Ilhas Canárias, Atlântico Leste	Hepático	0,038#/0,022*	-	-
Autor	N	Sexo	Ano	Local	Tecido	∑ HPAs TOTAIS	∑ HPAs PETROGÊNICOS (3 anéis)	∑ HPAs PIROLÍTICOS (4-6 anéis)
Steno bredanensis								
Presente estudo	1	M	2018-2019	Espírito Santo	Hepático	1,543	0,113	<1,430
Sotalia guianensis								
Presente estudo	21	M/F	2015-2019	Região 1, ES	Hepático	1,633#/0,169*	0,075#/0,017*	1,961#/0,192*
Presente estudo	3	M/F	2018-2019	Região 2, ES	Hepático	0,784#/0,784*	0,031#/0,031*	0,753#/0,753*
Presente estudo	2	M	2018-2019	Região 3, ES	Hepático	0,032#/0,032*	0,032#/0,032*	<0,003#/<0,003*
Presente estudo	6	M/F	2018-2019	Região 4, ES	Hepático	0,658#/0,028*	0,055#/0,019*	1,225#/0,026*
Presente estudo	4	M/F	2018-2019	Região 5, ES	Hepático	0,103#/0,029*	0,014#/0,011*	0,179#/0,179*
Barros, 2014	10	-	2008-2013	GUA, RJ	Hepático	0,785#/0,779*	-	-
Delphinus capensis								
Moon et al., 2012	12	M	2008-2009	Coréia do Sul	Hepático	0,088#	-	-

Autor	N	Sexo	Ano	Local	Tecido	∑ HPAs TOTAIS	∑ HPAs PETROGÊNICOS (3 anéis)	∑ HPAs PIROLÍTICOS (4-6 anéis)
Moon et al., 2012	10	F	2008-2009	Coréia do Sul	Hepático	0,096 [#]	-	-
<i>Physeter macrocephalus</i>								
Marsili et al., 2014	7	M	2009	Costa Adriática, Itália	Hepático	0,883 [#]	-	-
<i>Tursiops truncatus</i>								
García-Álvarez et al., 2014	26	-	1997-2011	Ilhas Canárias, Atlântico Leste	Hepático	0,038 [#] /0,022 [*]	-	-

Razão isotópica de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) nos espécimes de *Steno bredanensis*

SERIAL	ESTAÇÃO AMOSTRAL	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)
STEBRE 27	EAE_S4	13,7	-18,0
STEBRE 28	EAE_S19	15,8	-16,6

Razão isotópica de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) nos espécimes de *Sotalia guianensis*

REGIÃO	SERIAL	ESTAÇÃO AMOSTRAL	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)
1	05C1421/576	EAE_N5	13,6	-17,5
1	05C1421/591	EAE_N13	14,2	-18,5
1	05C1421/592	EAE_N14	10,5	-16,8
1	05C1421/594	EAE_N16	11,1	-17,2
1	05C1421/601	EAE_N21	13,1	-16,7
1	05C1421/602	EAE_N22	13,2	-17,2
1	05C1422/612	EAE_N27	13,1	-16,0
1	05C1422/614	EAE_N28	13,5	-16,6
1	05C1421/620	EAE_N31	11,7	-16,1
1	05C1421/622	EAE_N33	11,0	-17,2

REGIÃO	SERIAL	ESTAÇÃO AMOSTRAL	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)
1	05C1422/623	EAE_N34	13,3	-17,2
1	05C1422/625	EAE_N36	12,7	-16,2
1	05C1421/627	EAE_N37	10,7	-16,4
1	05C1422/633	EAE_N39	11,1	-16,8
1	05C1421/634	EAE_N40	12,3	-17,3
1	05C1421/636	EAE_N41	12,7	-16,4
1	05C1421/637	EAE_N42	13,4	-18,0
1	05C1421/408	EAE_PPN2	13,3	-18,0
1	05C1421/439	EAE_PPN3	11,8	-17,1
1	05C1421/429	EAE_PPN4	12,6	-17,4
1	05C1421/422	EAE_PPN5	13,9	-17,6
1	05C1422/400	EAE_PPN6	13,1	-18,1
1	05C1420/460	P6	13,0	-17,3
2	05C1421/577	EAE_N4	12,5	-17,3
2	05C1422/586	EAE_N9	12,9	-18,2
2	05C1421/597	EAE_N19	10,6	-18,0
2	SOT 357	EAE_S22	12,0	-19,1

REGIÃO	SERIAL	ESTAÇÃO AMOSTRAL	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)
3	SOT 344	EAE_S6	12,5	-18,4
3	SOT 356	EAE_S18	15,9	-16,4
3	SOT 361	EAE_S27	13,8	-16,9
4	SOT 343	EAE_S5	11,9	-17,7
4	SOT 346	EAE_S8	13,9	-17,3
4	SOT 349	EAE_S11	12,9	-18,1
4	SOT 350	EAE_S12	13,0	-17,4
4	SOT 352	EAE_S14	12,6	-17,1
4	SOT 353	EAE_S15	15,4	-17,5
4	SOT 358	EAE_S23	12,8	-17,2
4	SOT 359	EAE_S24	13,1	-17,1
4	SOT 362	EAE_S28	12,3	-17,6
5	SOT 345	EAE_S7	13,4	-16,9
5	SOT 347	EAE_S9	14,4	-16,7
5	SOT 351	EAE_S13	13,9	-17,5
5	SOT 355	EAE_S17	13,8	-16,8
5	SOT 342	EAE_S1	14,3	-17,2

REGIÃO	SERIAL	ESTAÇÃO AMOSTRAL	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)
5	SOT 360	EAE_S25	14,4	-16,9
5	SOT 363	EAE_S29	12,6	-17,6

Informações do local de coleta (rio), comprimento total (CT) e razões isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) nas espécies de presas de *Sotalia guianensis*

RIO	CÓD	ESPÉCIE	CT (mm)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)
SÃO MATEUS	CC1	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	121	13,2	-17,8
SÃO MATEUS	IP112	<i>Isopisthus parvipinnis</i>	51	11,8	-16,9
SÃO MATEUS	IP113	<i>Isopisthus parvipinnis</i>	52	11,5	-17,1
SÃO MATEUS	IP114	<i>Isopisthus parvipinnis</i>	60	11,7	-16,9
SÃO MATEUS	LG39	<i>Lycengraulis grossidens</i>	77	10,7	-17,7
SÃO MATEUS	LG40	<i>Lycengraulis grossidens</i>	80	11,5	-17,1
SÃO MATEUS	LG41	<i>Lycengraulis grossidens</i>	76	11,2	-18,5
SÃO MATEUS	LG47	<i>Lycengraulis grossidens</i>	67	13,6	-19,4
SÃO MATEUS	MA100	<i>Macrodon ancylodon</i>	85	12,0	-17,6
SÃO MATEUS	MA108	<i>Macrodon ancylodon</i>	102	12,2	-17,5

RIO	CÓD	ESPÉCIE	CT (mm)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)
SÃO MATEUS	MA97	<i>Macrodon ancylodon</i>	79	11,8	-17,3
SÃO MATEUS	PH4	<i>Pellona harroweri</i>	42	10,5	-18,4
SÃO MATEUS	PH6	<i>Pellona harroweri</i>	41	9,9	-18,0
SÃO MATEUS	PH7	<i>Pellona harroweri</i>	40	11,2	-18,0
SÃO MATEUS	PH8	<i>Pellona harroweri</i>	35	11,1	-17,8
SÃO MATEUS	PH9	<i>Pellona harroweri</i>	38	10,8	-17,7
SÃO MATEUS	SB125	<i>Stellifer brasiliensis</i>	89	10,7	-17,1
SÃO MATEUS	SB127	<i>Stellifer brasiliensis</i>	97	12,1	-16,8
SÃO MATEUS	SB141	<i>Stellifer brasiliensis</i>	100	11,6	-16,7
SÃO MATEUS	SB142	<i>Stellifer brasiliensis</i>	64	11,1	-17,1
SÃO MATEUS	SB7	<i>Stellifer brasiliensis</i>	51	11,9	-18,2
SÃO MATEUS	SB9	<i>Stellifer brasiliensis</i>	75	11,6	-18,3
SÃO MATEUS	SS46	<i>Stellifer sp.</i>	55	11,7	-17,3
SÃO MATEUS	SS47	<i>Stellifer sp.</i>	60	11,9	-17,6
DOCE	IP103	<i>Isopisthus parvipinnis</i>	67	11,6	-18,6
DOCE	MA92	<i>Macrodon ancylodon</i>	60	11,2	-18,2
DOCE	SB42	<i>Stellifer brasiliensis</i>	100	12,3	-18,2

RIO	CÓD	ESPÉCIE	CT (mm)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)
DOCE	SB43	<i>Stellifer brasiliensis</i>	95	11,8	-18,3
DOCE	SB63	<i>Stellifer brasiliensis</i>	60	11,9	-18,4
DOCE	SB75	<i>Stellifer brasiliensis</i>	45	11,0	-18,3
DOCE	SB78	<i>Stellifer brasiliensis</i>	33	11,3	-17,6
DOCE	SB94	<i>Stellifer brasiliensis</i>	70	11,8	-17,9
DOCE	SS45	<i>Stellifer sp.</i>	69	11,9	-17,9
IPIRANGA	IP104	<i>Isopisthus parvipinnis</i>	77	12,2	-17,5
IPIRANGA	IP105	<i>Isopisthus parvipinnis</i>	75	12,2	-17,3
IPIRANGA	IP107	<i>Isopisthus parvipinnis</i>	82	11,4	-17,9
IPIRANGA	IP108	<i>Isopisthus parvipinnis</i>	75	11,8	-17,4
IPIRANGA	IP15	<i>Isopisthus parvipinnis</i>	69	11,3	-17,8
IPIRANGA	MA27	<i>Macrodon ancylodon</i>	82	11,8	-17,3
IPIRANGA	MA28	<i>Macrodon ancylodon</i>	82	12,0	-17,1
IPIRANGA	MA33	<i>Macrodon ancylodon</i>	75	11,2	-18,1
IPIRANGA	PH14	<i>Pellona harroweri</i>	82	12,0	-18,1
IPIRANGA	SB29	<i>Stellifer brasiliensis</i>	100	11,5	-17,0
IPIRANGA	SB31	<i>Stellifer brasiliensis</i>	110	12,2	-16,6

RIO	CÓD	ESPÉCIE	CT (mm)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)
IPIRANGA	SB34	<i>Stellifer brasiliensis</i>	75	11,2	-17,2
IPIRANGA	SB39	<i>Stellifer brasiliensis</i>	100	11,7	-17,0
IPIRANGA	TL01	<i>Trichiurus lepturus</i>	391	13,3	-18,4

Relação de indivíduos usados para análise de determinação da idade, com dados de coleta e biológicos e a idade inferida.

Serial	Estação amostral	Local de enalhe	Data de enalhe	Espécie	Comprimento total (cm)	Sexo	Idade (anos)
SOT 342	EAE_S1	Pres. Kennedy	Setembro/2018	<i>S. guianensis</i>	196	M	20
05C1421/575	EAE_N2	São Mateus	Outubro/2018	<i>S. guianensis</i>	181	M	6
05C1421/577	EAE_N4	Linhares	Outubro/2018	<i>S. guianensis</i>	196	M	11
05C1421/576	EAE_N5	São Mateus	Outubro/2018	<i>S. guianensis</i>	122	M	3
05C1422/586	EAE_N9	Linhares	Novembro/2018	<i>S. guianensis</i>	163	F	3
STEBRE 27	EAE_S4	Vila Velha	Novembro/2018	<i>S. bredanensis</i>	245	M	31
SOT 343	EAE_S5	Serra	Dezembro/2018	<i>S. guianensis</i>	138	M	0
SOT 344	EAE_S6	Aracruz	Dezembro/2018	<i>S. guianensis</i>	130	M	2
SOT 345	EAE_S7	Anchieta	Dezembro/2018	<i>S. guianensis</i>	159	M	3
05C1421/591	EAE_N13	São Mateus	Dezembro/2018	<i>S. guianensis</i>	143	M	4
05C1421/592	EAE_N14	São Mateus	Dezembro/2018	<i>S. guianensis</i>	179	M	17
05C1421/594	EAE_N16	São Mateus	Dezembro/2018	<i>S. guianensis</i>	146	M	4
05C1421/597	EAE_N19	Linhares	Janeiro/2019	<i>S. guianensis</i>	161	M	6
05C1421/601	EAE_N21	São Mateus	Janeiro/2019	<i>S. guianensis</i>	145	M	3
05C1421/602	EAE_N22	Linhares	Janeiro/2019	<i>S. guianensis</i>	165	M	5
05C1421/604	EAE_N24	Linhares	Janeiro/2019	<i>S. guianensis</i>	87	M	0
05C1420/608	EAE_N26	Linhares	Janeiro/2019	<i>S. guianensis</i>	ind.	ind.	7
SOT 346	EAE_S8	Serra	Janeiro/2019	<i>S. guianensis</i>	200	M	20
SOT 347	EAE_S9	Itapemirim	Janeiro/2019	<i>S. guianensis</i>	190	F	5
SOT 348	EAE_S10	Serra	Janeiro/2019	<i>S. guianensis</i>	163	M	28
05C1422/612	EAE_N27	Linhares	Fevereiro/2019	<i>S. guianensis</i>	183	F	16
05C1422/614	EAE_N28	São Mateus	Fevereiro/2019	<i>S. guianensis</i>	172	F	6
SOT 349	EAE_S11	Vila Velha	Fevereiro/2019	<i>S. guianensis</i>	182	M	4
SOT 350	EAE_S12	Vila Velha	Fevereiro/2019	<i>S. guianensis</i>	186	F	9

Serial	Estação amostral	Local de enalhe	Data de enalhe	Espécie	Comprimento total (cm)	Sexo	Idade (anos)
SOT 351	EAE_S13	Anchieta	Fevereiro/2019	<i>S. guianensis</i>	188	M	9
05C121/620	EAE_N31	Linhares	Março/2019	<i>S. guianensis</i>	184	M	26
05C1421/622	EAE_N33	Conceição da Barra	Março/2019	<i>S. guianensis</i>	191	M	23
05C1422/623	EAE_N34	Conceição da Barra	Março/2019	<i>S. guianensis</i>	156	F	3
05C1420/624	EAE_N35	São Mateus	Março/2019	<i>S. guianensis</i>	ind	ind	4
05C1422/625	EAE_N36	Linhares	Março/2019	<i>S. guianensis</i>	186	F	21
05C1421/627	EAE_N37	São Mateus	Março/2019	<i>S. guianensis</i>	ind	M	19
SOT 352	EAE_S14	Vila Velha	Março/2019	<i>S. guianensis</i>	115	F	0
SOT 353	EAE_S15	Fundão	Março/2019	<i>S. guianensis</i>	110	M	0
SOT 354	EAE_S16	Serra	Março/2019	<i>S. guianensis</i>	187	M	12
SOT 355	EAE_S17	Pres. Kennedy	Abril/2019	<i>S. guianensis</i>	181	M	3
SOT 356	EAE_S18	Aracruz	Abril/2019	<i>S. guianensis</i>	145	M	2
05C1422/633	EAE_N39	São Mateus	Maió/2019	<i>S. guianensis</i>	175	F	31
05C1421/634	EAE_N40	São Mateus	Maió/2019	<i>S. guianensis</i>	180	M	18
STEBRE 28	EAE_S19	03 Linhares	Junho/2019	<i>S. bredanensis</i>	238	F	16
SOT 357	EAE_S22	03 Linhares	Julho/2019	<i>S. guianensis</i>	153	F	1
SOT 358	EAE_S23	05 Fundão	Julho/2019	<i>S. guianensis</i>	185	F	24
SOT 359	EAE_S24	06 Serra	Julho/2019	<i>S. guianensis</i>	156	ind	2
05C1421/636	EAE_N41	02 São Mateus	Julho/2019	<i>S. guianensis</i>	171	M	24
SOT 360	EAE_S25	12 Itapemerim	Agosto/2019	<i>S. guianensis</i>	175	F	8
SOT 361	EAE_S27	04 Aracruz	Agosto/2019	<i>S. guianensis</i>	189	F	12
SOT 362	EAE_S28	06 Serra	Agosto/2019	<i>S. guianensis</i>	151	M	3
SOT 363	EAE_S29	15 Guarapari	Setembro/2019	<i>S. guianensis</i>	170	ind	mínimo 22

Estatística descritiva das idades estimadas de *Sotalia guianensis* coletados no Espírito Santo.

Referência	Período amostrado	N	Média ± DP	Mediana	Mín - Máx
LIMA et al., 2017	2003-2010	44	8,34 ± 7,6	-	0,5 - 33
AZEVEDO et al., 2015	2009-2013	37	10,28 ± 9,4	-	0 - 35
Presente estudo	2018/2019	45	9,98 ± 8,99	6	0 - 31

Relação de indivíduos analisados para *análise* de maturidade sexual, seus dados biológicos e a maturidade gonadal inferida histologicamente

Serial	Estação Amostral	Espécie	Sexo	CT (cm)	Fase de Desenvolvimento	COD	Maturidade Gonadal
ORCA SOT 343	EAE_S5	<i>S. guianensis</i>	Macho	138	Juvenil	2	Indeterminado/autólise
05C1421/601	EAE_N21	<i>S. guianensis</i>	Macho	145	Juvenil	4	Indeterminado/autólise
ORCA SOT 360	EAE_S25	<i>S. guianensis</i>	Fêmea	175	Adulto	4	Indeterminado/autólise
ORCA SOT 362	EAE_S28	<i>S. guianensis</i>	Macho	151	Juvenil	3	Imaturo
ORCA SOT 344	EAE_S6	<i>S. guianensis</i>	Macho	130	Juvenil	2	Imaturo
ORCA SOT 345	EAE_S7	<i>S. guianensis</i>	Macho	159	Juvenil	3	Imaturo
05C1421/597	EAE_N19	<i>S. guianensis</i>	Macho	161	Juvenil	3	Imaturo
05C1421/602	EAE_N22	<i>S. guianensis</i>	Macho	165	Adulto	4	Imaturo
05C1421/576	EAE_N5	<i>S. guianensis</i>	Macho	122	Filhote	2	Imaturo
ORCA SOT 351	EAE_S13	<i>S. guianensis</i>	Macho	188	Adulto	3	Imaturo
05C1422/623	EAE_N34	<i>S. guianensis</i>	Fêmea	156	Juvenil	4	Imatura
ORCA SOT 352	EAE_S14	<i>S. guianensis</i>	Fêmea	115	Filhote	4	Imatura
05C1422/586	EAE_N9	<i>S. guianensis</i>	Fêmea	163	Juvenil	4	Imatura
05C1422/614	EAE_N28	<i>S. guianensis</i>	Fêmea	172	Adulto	3	Madura
ORCA SOT 350	EAE_S12	<i>S. guianensis</i>	Fêmea	186	Adulta	4	Madura

Serial	Estação Amostral	Espécie	Sexo	CT (cm)	Fase de Desenvolvimento	COD	Maturidade Gonadal
05C1422/612	EAE_N27	<i>S. guianensis</i>	Fêmea	183	Adulta	4	Madura
ORCA SOT 347	EAE_S9	<i>S. guianensis</i>	Fêmea	190	Adulta	4	Madura
05C1422/633	EAE_N39	<i>S. guianensis</i>	Fêmea	175	Adulto	4	Madura
05C1422/625	EAE_N36	<i>S. guianensis</i>	Fêmea	186	Adulto	4	Madura
ORCA SOT 357	EAE_S22	<i>S. guianensis</i>	Fêmea	153	Juvenil	2	Madura
ORCA SOT 358	EAE_S23	<i>S. guianensis</i>	Fêmea	185	Adulto	4	Madura