PETROBRAS

Projeto de Monitoramento de Cetáceos na Bacia de Santos PMC-BS

10º Relatório Anual

Volume I: Apresentação e Discussão de Resultados Orientados aos Objetivos

Revisão 00

Maio/2026

INTERNA

CONTROLE DE REVISÕES

REV.	DESCRIÇÃO	DATA
00	Documento Original	08/05/2026

	Original	Rev. 01	Rev. 02	Rev. 03	Rev. 04
Data	08/05/2026				
Elaboração	Leonardo Wedekin, Renan Paitach, Ana Cypriano, Carolina Bezamat, Fábio Daura-Jorge, Alexandre Paro, Marta Cremer, Renato Carreira, Rodrigo Tardin				
Verificação	José Olimpio, Aline Gonçalves, Renan Paitach e Leonardo Wedekin				
Aprovação	José Olimpio				

ÍNDICE GERAL

EQUIPE TÉCNICA DA SOCIOAMBIENTAL RESPONSÁVEL PELO 10º RELATÓRIO ANUAL DO PMC-BS 26
I. INTRODUÇÃO 28
II. RESUMO EXECUTIVO 31
III. RESUMO DOS MÉTODOS 38
IV. ESFORÇO E TAMANHO AMOSTRAL 49
IV.1 Esforço e tamanho amostral no Ciclo de Médio Prazo 51
IV.2 Esforço e tamanho amostral em toda a série temporal 58
V. RESULTADOS E DISCUSSÃO ORIENTADA PARA OS OBJETIVOS 64
V.1 Descrição da comunidade de cetáceos 64
V.1.1 Material e métodos 64
V.1.2 Resultados e discussão 66
V.2 Movimentos, uso de habitat e ecologia trófica 3
V.2.1 Movimentos 3
V.2.2 Modelagem do risco de colisão com embarcações 41
V.2.3 Estrutura genética populacional 73
V.2.4 Ecologia trófica 83
V.3 Biologia populacional 99
V.3.1 Estimativas de densidade e abundância de cetáceos 99
V.3.2 Estimativa do tamanho efetivo da população 121
V.3.3 Diversidade genética 128
V.3.4 Proporção sexual 137
V.3.5 Tamanho e índices corporais por fotogrametria 142
V.4 Padrões comportamentais 153
V.4.1 Comportamento de mergulho 153
V.4.2 Repertório acústico 170
V.4.3 Processamento dos dados do PMPAS-BS 196
V.4.4 Atividades sísmicas e cetáceos 223
V.5 Estado de saúde e grau de contaminação 264
V.5.1 Análise de lesões de pele 264

INTERNA

V.5.2 Compostos orgânicos - Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA) e Organohalogenados (PCB, PBDE, DDT, Drins totais, HCH, clordanas, endosulfans, metoxicloro, mirex) em tecido adiposo 274
V.5.3 Biomarcadores 316
VI.1 Avanços obtidos em relação aos anos anteriores 331
VI.2 Avaliação dos resultados orientados para os objetivos 335
VI.3 Produção acadêmica do PMC-BS 341
VI.4 Avaliação de aspectos antrópicos 343
VII. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 349

INTERNA

LISTA DE TABELAS

Tabela IV.1-1: Esforço amostral e detecções de cetáceos nas Campanhas de Telemetria, de Avistagem Embarcada e MAP e Avistagem Aérea do Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS. MAP = Monitoramento Acústico Passivo. 52

Tabela IV.2-1: Espécies de cetáceos marcadas com sucesso com transmissores satelitais, usando diferentes sistemas de ancoragem, e transmissores arquivais (DTAGs e CATS Cam) durante as Campanhas de Telemetria do PMC-BS entre 2015 e 2025. I = tubo intramuscular; L = LIMPET. 60

Tabela IV.2-2: Número cumulativo de indivíduos em catálogo por espécie até o final do Ciclo de Curto Prazo (até a 12ª Campanha de Avistagem Embarcada e MAP) e até o momento de execução do Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS contemplado por este 10º Relatório Anual (incluindo também da 13ª até a 20ª Campanha de Avistagem Embarcada e MAP). 62

Tabela IV.2-3: Número total de biópsias coletadas por espécie nos Ciclos de Curto Prazo (até a 12ª Campanha de Avistagem Embarcada e MAP e 12ª Campanha de Telemetria) e de Médio Prazo do PMC-BS (da 13ª até a 20ª Campanha de Avistagem Embarcada e MAP, e da 13ª até a 16ª Campanha de Telemetria). 63

Tabela V.1.2-1: Espécies de cetáceos avistadas pelo PMC-BS na Bacia de Santos entre 2015 e 2025. Tipo de Campanha do PMC-BS: A = Avistagem Embarcada e MAP; S = Avistagem Aérea; T = Telemetria. Status de conservação: MMA = Ministério do Meio Ambiente; IUCN = União Internacional para Conservação da Natureza; CR = “Criticamente ameaçada”, EN = “Ameaçado de extinção”, VU = “Vulnerável”, NT = “Quase ameaçada”, LC = “Baixo risco”, DD = “Deficiente em Dados.... 68

Tabela V.2.1-1: Informações sobre os indivíduos marcados com sucesso com transmissores satelitais (n = 116) nas Campanhas de Telemetria dos Ciclos de Curto e Médio Prazo (nove primeiros anos) do PMC-BS. PTT =

INTERNA

número de identificação do transmissor no sistema Argos; $D_{marcação}$= data de marcação do indivíduo; P_{total} = total de pontos de localização registrados para o indivíduo; P_{filtro} = total de pontos resultantes após a filtragem; $\%_{pt_filtro}$ = percentual de pontos remanescentes após a filtragem (com base no Filtro de Freitas); D_{total} = distância percorrida pelo indivíduo desde a data de marcação até o último ponto registrado, em km; $D_{média}$ = distância média percorrida por dia, em km. S = sexo (M = macho; F = fêmea). Não foi possível realizar a biópsia em alguns indivíduos, o que impossibilitou a sexagem genética. 5

Tabela V.2.1-2: Informações sobre o número de transmissores, número de posições transmitidas, média, desvio padrão, mínimo e máximo dos dias de monitoramento e distância monitorada para cada espécie, assim como um resumo das características do habitat de ocorrência das espécies marcadas com transmissores satelitais ao longo dos Ciclos de Curto e Médio Prazo (nove primeiros anos) do PMC-BS, considerando os indivíduos para os quais foram obtidas informações (n = 104). N = número de transmissores; P = número de posições após o filtro; Distância média: distância média percorrida por dia de monitoramento; DP: desvio padrão; mínimo e máximo. Faixa latitudinal: mínimo e máximo em graus decimais. Profundidade da área de ocorrência: média ± desvio padrão (mínimo – máximo), em metros. 9

Tabela V.3.1-2: Modelos de detecção para Megaptera novaeangliae na Bacia de Santos ordenados pelo menor valor de AIC (Critério de Informação de Akaike). Notação: k = número de parâmetros; (cat) = variável categórica; (cont) = variável contínua. 102

Tabela V.3.1-3: Estimativa de densidade e abundância de Megaptera novaeangliae durante as campanhas de Avistagem Embarcada em dez anos do PMC-BS. n = número de grupos detectados; IC = intervalo de confiança; CV = Coeficiente de variação. 103

Tabela V.3.1-4: Estimativa de densidade e abundância de Megaptera novaeangliae nos diferentes estratos da Bacia de Santos durante as campanhas de Avistagem Embarcada realizadas na estação fria em dez

INTERNA

anos do PMC-BS. n = número de grupos detectados; IC = intervalo de confiança; CV = Coeficiente de variação; CN = região costeira norte; CS = região costeira sul; PN = plataforma continental norte; PS = plataforma continental sul; TN = talude norte; TS = talude sul; ON = região oceânica norte; OS = região oceânica sul. 105

Tabela V.3.1-5: Modelos de detecção para Stenella frontalis na Bacia de Santos ordenados pelo menor valor de AIC (Critério de Informação de Akaike). Notação: k = número de parâmetros; (cat) = variável categórica; (cont) = variável contínua. 106

Tabela V.3.1-6: Estimativa de densidade e abundância de Stenella frontalis durante as campanhas de Avistagem Embarcada em dez anos do PMC-BS. n = número de grupos detectados; IC = intervalo de confiança; CV = Coeficiente de variação. 106

Tabela V.3.1-7: Estimativa de densidade e abundância de Stenella frontalis nos diferentes estratos da Bacia de Santos durante as campanhas de Avistagem Embarcada realizadas na estação quente em dez anos do PMC-BS. n = número de grupos detectados; IC = intervalo de confiança; CV = Coeficiente de variação; CN = região costeira norte; CS = região costeira sul; PN = plataforma continental norte; PS = plataforma continental sul; TN = talude norte; TS = talude sul; ON = região oceânica norte; OS = região oceânica sul. 109

Tabela V.3.1-8: Estimativa de densidade e abundância de Stenella frontalis nos diferentes estratos da Bacia de Santos durante as campanhas de Avistagem Embarcada realizadas na estação fria em dez anos do PMC-BS. n = número de grupos detectados; IC = intervalo de confiança; CV = Coeficiente de variação; CN = região costeira norte; CS = região costeira sul; PN = plataforma continental norte; PS = plataforma continental sul; TN = talude norte; TS = talude sul; ON = região oceânica norte; OS = região oceânica sul. 110

Tabela V.3.1-9: Modelos de detecção para Tursiops truncatus na Bacia de Santos ordenados pelo menor valor de AIC (Critério de Informação de

INTERNA

Akaike). Notação: k = número de parâmetros; (cat) = variável categórica; (cont) = variável contínua. 111
Tabela V.3.1-10: Estimativa de densidade e abundância de Tursiops truncatus durante as campanhas de Avistagem Embarcada em dez anos do PMC-BS. n = número de grupos detectados; IC = intervalo de confiança; CV = Coeficiente de variação. 111
Tabela V.3.1-11: Estimativa de densidade e abundância de Tursiops truncatus nos diferentes estratos da Bacia de Santos durante as campanhas de Avistagem Embarcada realizadas na estação quente em dez anos do PMC-BS. n = número de grupos detectados; IC = intervalo de confiança; CV = Coeficiente de variação; CN = região costeira norte; CS = região costeira sul; PN = plataforma continental norte; PS = plataforma continental sul; TN = talude norte; TS = talude sul; ON = região oceânica norte; OS = região oceânica sul. 114
Tabela V.3.1-12: Estimativa de densidade e abundância de Tursiops truncatus nos diferentes estratos da Bacia de Santos durante as campanhas de Avistagem Embarcada realizadas na estação fria em dez anos do PMC-BS. n = número de grupos detectados; IC = intervalo de confiança; CV = Coeficiente de variação; CN = região costeira norte; CS = região costeira sul; PN = plataforma continental norte; PS = plataforma continental sul; TN = talude norte; TS = talude sul; ON = região oceânica norte; OS = região oceânica sul..... 115
Tabela V.3.2-1: Estimativas de tamanho efetivo contemporâneo das populações de quatro delfinídeos (T. truncatus, S. frontalis, S. longirostris, e S. bredanensis) e um misticeto (B. borealis) amostrados no PMC-BS para os diferentes valores críticos (P_{crit}). IC = intervalo de confiança.. 124
Tabela V.3.3-1: Diversidade do DNA mitocondrial das espécies de cetáceos amostradas na Bacia de Santos. n = número de amostras, Seq. (pb) = sequência em pares de bases, S = sítios polimórficos, H = haplótipos, h = diversidade haplotípica, π = diversidade nucleotídica (%). 130
Tabela V.3.3-2: Diversidade dos locos de microssatélites dos cetáceos amostrados na Bacia de Santos. n = número de amostras, N = número

INTERNA

de locos, A = número médio de alelos por loco, H_O = heterozigozidade observada, H_E = heterozigozidade esperada, $P_{(ID)}$ e $P_{(ID)sib}$ = probabilidades de identidade. 133

Tabela V.3.4-1: Número de machos e fêmeas identificados geneticamente e proporção sexual (F:M = fêmeas para machos) para cada espécie amostrada nas campanhas de Telemetria e de Avistagem Embarcada e MAP do PMC-BS. *Inclui 2 amostras (1 macho e 1 fêmea) coletadas no norte do estado de Santa Catarina. 138

Tabela V.4.1-1: Características dos mergulhos das espécies marcadas com transmissores satelitais ao longo de nove anos de PMC-BS. Os valores mínimos entre parênteses indicam qual a profundidade mínima definida na análise para considerar uma imersão como sendo um mergulho. . 155

Tabela V.4.3.1-1: Banco de referências bibliográficas utilizado para a identificação de vocalizações de baleias observados em dados de gliders do PMPAS-BS. 204

Tabela V.4.3.2-1: Dados do esforço de coleta do glider nas campanhas (ciclos) 6 e 19 (dados PMPAS-BS). 207

Tabela V.4.3.2-2: Recortes da Campanha 06 de glider do PMPAS-BS. Descrição dos trechos e tempo em minutos de detecções de sons tonais assovios (“tAs”), gemidos (“tGm”) e grunhidos (“tGr”) (fornecidos pelo PMPAS-BS) e cliques de ecolocalização obtidos pelo detector de cliques, dividido em delfinídeos (“De”), cachalote (“Pm”) e zifídeo (“Zf”). 216

Tabela V.4.3.2-3: Recortes da Campanha 19 de glider do PMPAS-BS. Descrição dos trechos e tempo em minutos de detecções de sons tonais assovios (“tAs”), gemidos (“tGm”) e grunhidos (“tGr”) (fornecidos pelo PMPAS-BS) e cliques de ecolocalização obtidos pelo detector de cliques divididos em delfinídeos (“De”), cachalote (“Pm”) e zifídeo (“Zf”). 217

Tabela V.4.3.2-4: Configurações recomendadas do detector de cliques do PAMGuard para diferentes grupos de odontocetos. A tabela apresenta os principais parâmetros para cada grupo, incluindo faixa de frequência do clique, limiar de detecção, duração máxima do clique, separação mínima entre cliques e observações/recomendações. 222

INTERNA

Tabela V.4.4.5-13: Resumo do esforço amostral e das avistagens realizadas no entorno do campo de Iracema durante as etapas 1 (pré-sísmica) e 2 (durante a sísmica) da 17ª Campanha de Avistagem Aérea do PMC-BS (considerando todo o desenho amostral). 230
Tabela V.4.4.5-14: Resumo do esforço amostral nas linhas de transecção e grupos observados em esforço por dia nas etapas 1 (pré-sísmica) e 2 (durante a sísmica) da 17ª Campanha de Avistagem Aérea do PMC-BS, realizada no entorno do campo de Iracema (considerando todo o desenho amostral). 231
Tabela V.4.4.5-14: Resumo do esforço amostral nas linhas de transecção e grupos observados em esforço por dia nas etapas 1 (pré-sísmica) e 2 (durante a sísmica) da 17ª Campanha de Avistagem Aérea do PMC-BS, realizada no entorno do campo de Iracema (considerando somente o buffer de 60 km). 232
Tabela V.4.4.5.4-1: Modelos de detecção para cetáceos na região oceânica e talude da porção norte da Bacia de Santos—área de pesquisa sísmica—ordenados pelo menor valor de AIC (Critério de Informação de Akaike). PI = modelo point independence; FI = modelo full independence; MR = modelo de marcação-recaptura. 238
Tabela V.4.4.5.4-2: Modelos de detecção para delfinídeos na região oceânica e talude da porção norte da Bacia de Santos—área de pesquisa sísmica—ordenados pelo menor valor de AIC (Critério de Informação de Akaike). PI = modelo point independence; FI = modelo full independence; MR = modelo de marcação-recaptura. 241
Tabela V.4.4.5.4-3: Modelos de detecção para misticetos na região oceânica e talude da porção norte da Bacia de Santos—área de pesquisa sísmica—ordenados pelo menor valor de AIC (Critério de Informação de Akaike). PI = modelo point independence; FI = modelo full independence; MR = modelo de marcação-recaptura. 242
Tabela V.4.4.6-1: Covariáveis ambientais testadas com GLMM quanto a sua influência na presença acústica de cetáceos nas proximidades de projetos de prospecção sísmica na Bacia de Santos. 254

INTERNA

Tabela V.5.2-1: Informações de coleta e recebimento das amostras (biópsias de tecido adiposo) para análises de compostos orgânicos do PMC-BS entre 2024 e 2025. 278
Tabela V.3.1.1-1: Amostras provenientes do Projeto de Monitoramento de Cetáceos da Bacia de Santos (PMC-BS) destinadas à análise de biomarcadores. As espécies prioritárias para análise de biomarcadores bioquímicos e moleculares estão sinalizadas em azul e por um asterisco (*)..... 318
Tabela V.5.3.4-1: Condições ótimas para a imunodetecção de CYP1A em tecido tegumentar de Stenella longirostris, Tursiops truncatus e Megaptera novaeangliae. 323

INTERNA

LISTA DE FIGURAS

Figura III-1: Vista geral da embarcação Sea Route, utilizada para as coletas de dados embarcados do PMC-BS. 39
Figura III-2: Torre de observação da embarcação Sea Route, com observadores em esforço durante campanha de Avistagem Embarcada e MAP do PMC-BS. 40
Figura III-3: Cabo de reboque do arranjo de hidrofones sendo lançado com o guincho hidráulico na popa da embarcação durante a Campanha de Avistagem Embarcada e MAP do PMC - BS. 42
Figura III-4: Central de processamento acústico e operadores de MAP durante Campanha de Avistagem Embarcada e MAP do PMC-BS. 42
Figura III-5: Vista geral do bote inflável principal (6,3 m) usado nas Campanhas de Telemetria do PMC-BS e equipe de marcação (da esq. para dir.): tagueador (responsável pela implantação do transmissor), coletor de biópsia, fotógrafo e piloto. 44
Figura III-6: Transmissores utilizados nas Campanhas de Telemetria do PMC-BS: transmissor satelital implantável na configuração LIMPET implantado em uma orca (esq.) e transmissor arquival do modelo DTAG implantado em uma baleia-jubarte (dir.). 44
Figura III-7 Exemplos de fotografias utilizadas para a fotoidentificação individual de cetáceos no PMC-BS: padrão de pigmentação da nadadeira caudal de baleia-jubarte (esq.); e marcas na nadadeira dorsal de golfinho-nariz-de-garrafa (dir.). 45
Figura III-8: Coleta de biópsia a partir da proa do navio (esquerda) e posterior triagem da biópsia (direita) durante Campanha de Telemetria do PMC-BS. 46
Figura III-9: Aeronave Aero Commander 500, uma das aeronaves utilizadas durante as Campanhas de Avistagem Aérea do Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS. 47

INTERNA

Figura III-10: Observador em esforço amostral durante as Campanhas de Avistagem Aérea do PMC-BS: (esq.) observador em esforço na janela bolha e (dir.) observador utilizando clinômetro e gravador digital para registrar as avistagens. 47
Figura IV.1-1: Linhas de transecção percorridas até o momento nas Campanhas de Avistagem Embarcada e MAP durante o Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS. 54
Figura IV.1-2: Esforço amostral até o momento nas Campanhas de Telemetria do Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS. 55
Figura IV.1-3: Esforço amostral, até o período contemplado por este 10º Relatório Anual, realizado nas Campanhas de Avistagem Aérea do Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS. 57
Figura IV.2-1: Esforço amostral cumulativo (em km percorridos) em todas as campanhas do PMC-BS até o período contemplado por este 10º Relatório Anual (2015-2025). Prefixo indicando o tipo de campanha: A = Avistagem Embarcada e MAP, S = Avistagem Aérea, T = Telemetria. O esforço de Monitoramento Acústico Passivo (MAP) foi excluído por coincidir com o esforço de Avistagem Embarcada. 58
Figura IV.2-2: Detecções (A) visuais (em vermelho) e (B) acústicas (em azul) cumulativas de cetáceos durante todas as campanhas do PMC-BS até o período contemplado por este 10º Relatório Anual (2015-2025). Prefixo indicando o tipo de campanha: A = Avistagem Embarcada e MAP, S = Avistagem Aérea, T = Telemetria, M = Monitoramento Acústico Passivo. 59
Figura V.1.2-1: Curva de acumulação de espécies de cetáceos identificadas em função dos dias amostrados na Bacia de Santos pelo PMC-BS entre 2015 e 2025. 67
Figura V.1.2-2: Bi-plot da análise de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) representado diferenças sazonais na composição de espécies de cetáceos da Bacia de Santos. 0

INTERNA

Figura V.1.2-3: Bi-plot da análise de componentes principais (PCA) representando diferenças sazonais na composição de espécies de cetáceos da Bacia de Santos. 1
Figura V.1.2-4: Bi-plot da análise de redundância (RDA) representado diferenças sazonais na composição de espécies de cetáceos da Bacia de Santos. 1
Figura V.2.1-1: Número de reavistagens (matchs) e de marcação com transmissor satelital por espécie. 3
Figura V.2.1-2: Movimentos de Eubalaena australis na Bacia de Santos obtidos para três indivíduos marcados com transmissores satelitais. Os estados comportamentais foram estimados por um modelo de estado-espaço: MIG (Migração); ARS (Área de Busca Restrita). 12
Figura V.2.1-3: Reavistagens de Balaenoptera physalus, com linhas conectando pontos para representar os deslocamentos mínimos entre registros..... 14
Figura V.2.1-4: Movimentos de Balaenoptera physalus na Bacia de Santos obtidos para 4 indivíduos marcados com transmissores satelitais. Os estados comportamentais foram estimados por um modelo estado-espaço: MIG (Migração); ARS (Área de Busca Restrita)..... 17
Figura V.2.1-5: Reavistagens de Balaenoptera borealis, com linhas conectando pontos para representar os deslocamentos mínimos entre registros. O algoritmo k-means identificou dois agrupamentos, sendo que as linhas amarelas destacam a separação do registro nas Ilhas Malvinas. Detalhe em zoom mostra a reavistagem nessa região..... 18
Figura V.2.1-6: Movimentos de Balaenoptera borealis na Bacia de Santos obtidos para 27 indivíduos marcados com transmissores satelitais. Os estados comportamentais foram estimados por um modelo hierárquico de estado-espaço: TRANS (Trânsito); ARS (Área de Busca Restrita). 20
Figura V.2.1-7: Reavistagens de Balaenoptera brydei, com linhas conectando pontos para representar os deslocamentos mínimos entre registros. O algoritmo k-means identificou dois agrupamentos distintos, conectados por um registro. 22

INTERNA

Figura V.2.1-8: Movimentos de Balaenoptera brydei na Bacia de Santos obtidos para quatro indivíduos marcados com transmissor satelital..... 24
Figura V.2.1-9: Reavistagens de Orcinus orca, com linhas conectando pontos para representar os deslocamentos mínimos entre registros. O algoritmo k-means identificou dois agrupamentos distintos, não conectados. 27
Figura V.2.1-10: Reavistagens de Megaptera novaeangliae, com linhas conectando pontos para representar os deslocamentos mínimos entre registros. O algoritmo k-means identificou dois agrupamentos, sendo que as linhas amarelas destacam a separação dos registros da Península Antártica. Detalhe em zoom mostra a reavistagem nessa região. 29
Figura V.2.1-11: Movimentos de Megaptera novaeangliae na Bacia de Santos obtidos para sete indivíduos marcados com transmissor satelital. Os estados comportamentais foram estimados por um modelo hierárquico de estado-espaço: MIG (deslocamento/migração); ARS (áreas de permanência). 30
Figura V.2.1-12: Reavistagens de Feresa attenuata, com linhas conectando pontos para representar os deslocamentos mínimos entre registros. O algoritmo k-means identificou um único agrupamento, ao longo do Talude. 33
Figura V.2.1-13: Reavistagens de Grampus griseus, com linhas conectando pontos para representar os deslocamentos mínimos entre registros. O agrupamento pelo algoritmo k-means identificou apenas um núcleo de ocorrência..... 34
Figura V.2.1-14: Reavistagens de Steno bredanensis, com linhas conectando pontos para representar os deslocamentos mínimos entre registros. ... 37
Figura V.2.1-15: Reavistagens de Tursiops truncatus, com linhas conectando pontos para representar os deslocamentos mínimos entre registros. Três agrupamentos (clusters) foram identificados pelo algoritmo k-means: dois costeiros (amarelo e preto) e um oceânico (vermelho). 38
Figura V.2.1-16: Reavistagens de Stenella longirostris obtidas por fotoidentificação e uma recaptura confirmada por genética. As linhas conectam os pontos e representam os deslocamentos mínimos entre

INTERNA

registros. Dois agrupamentos principais (clusters) foram identificados, conectados entre si por uma reavistagem. 40
Figura V.2.2-10: Risco de colisão das baleias-jubarte com embarcações de TERCEIROS. Valor de risco de colisão máximo antes de normalizar = 91820,2, valor de risco de colisão mínimo = 0. 59
Figura V.2.3-1: Locais de coleta de biópsia de indivíduos de Tursiops truncatus na Bacia de Santos. 75
Figura V.2.3-2: Rede de haplótipos median-joining das sequências (317 pares de base) da região controle do DNAmt de Tursiops truncatus do Oceano Atlântico Sul Ocidental. Os círculos representam os 69 haplótipos encontrados e seus tamanhos são proporcionais à frequência de haplótipos sobre os indivíduos amostrados na Bacia de Santos e os haplótipos dos ecótipos costeiro e oceânico, e encontrados nos indivíduos amostrados no Nordeste e Guiana Francesa, publicados no GenBank. Os traços representam os passos mutacionais entre os haplótipos, enquanto os pontos vermelhos representam os haplótipos extintos ou não amostrados. As elipses separam dois grupos, um com os 13 haplótipos do ecótipo costeiro ou subespécie Tursiops truncatus gephyreus e outro com 5 haplótipos do Nordeste. 76
Figura V.2.3-3: ΔK calculado usando STRUCTURE HARVESTER para agrupamentos de 1 a 4 dos Tursiops truncatus truncatus da Bacia de Santos. a) sem informação sobre local de amostragem e b) com informação sobre local de amostragem. 78
Figura V.2.3-4: Gráfico do STRUCTURE com a proporção de associação de cada indivíduo de Tursiops truncatus truncatus a cada agrupamento para K = 2 a K = 4 com o local de amostragem na Bacia de Santos informado (costeiro x oceânico). Cada indivíduo é representado por uma barra vertical dividida em segmentos coloridos com o comprimento indicando o coeficiente de associação a cada agrupamento. 79
Figura V.2.3-5: Locais de coleta de biópsia de indivíduos de Stenella frontalis na Bacia de Santos. 82

INTERNA

Figura V.3.1-3: Abundância de Tursiops truncatus observados ao longo das Campanhas de Avistagem Embarcada em dez anos do PMC-BS. Círculos preenchidos em azul indicam campanhas realizadas na estação fria (de junho a novembro), e círculos preenchidos em laranja, na estação quente (de dezembro a maio). 113
Figura V.3.4-1: Frequência de machos e fêmeas identificados geneticamente para cada espécie de cetáceo amostrada nas campanhas de Telemetria e de Avistagem Embarcada e MAP durante o PMC-BS. 139
Figura V.4.1-1: Profundidade e duração dos diferentes tipos de mergulho registrados para três fêmeas de Eubalaena australis marcadas com transmissores satelitais pelo PMC-BS. 157
Figura V.4.1-3: Profundidade e duração dos diferentes tipos de mergulho registrados para quatro indivíduos de Balaenoptera physalus marcados com transmissor satelital pelo PMC-BS. 161
Figura V.4.1-4: Profundidade de mergulho (log_{10} metros) registrada ao longo do dia para quatro indivíduos de Balaenoptera physalus marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS. A caixa representa o primeiro e o terceiro quartis, e a linha mais escura horizontal indica a mediana. ... 162
Figura V.4.1-5: Profundidade e duração dos diferentes tipos de mergulho registrados para vinte e seis indivíduos de Balaenoptera borealis marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS. 164
Figura V.4.1-7: Profundidade de mergulho (log_{10} metros) registrada ao longo do dia para vinte e seis indivíduos de Balaenoptera borealis marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS. A caixa representa o primeiro e o terceiro quartis, e a linha mais escura horizontal indica a mediana. 165
Figura v.4.1-8: Perfil de mergulho de três indivíduos de Balaenoptera borealis marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS. Tipo de mergulho: raso < 100 m; profundo ≥ 100 m. 166
Figura V.4.1-9: Profundidade e duração dos diferentes tipos de mergulho registrados para cinco indivíduos de Balaenoptera brydei marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS. 168

INTERNA

Figura V.4.1-10: Profundidade de mergulho (log_{10} metros) registrada ao longo do dia para quatro indivíduos de Balaenoptera brydei marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS. A caixa representa o primeiro e o terceiro quartis, e a linha mais escura horizontal indica a mediana. ... 169
Figura V.4.2-5: Matrizes de confusão dos modelos de floresta aleatória para a classificação de encontros acústicos de sete espécies de delfinídeos na Bacia de Santos. A matriz superior apresenta os resultados obtidos com a validação pela estratégia LOGO grupo, enquanto a inferior mostra o desempenho do meta-classificador LOGO meta, construído a partir das três estratégias de validação (k-fold, LOGO ind e LOGO grupo) previamente treinadas. Os valores na diagonal representam as taxas de acerto (acurácia) para cada espécie. 186
Figura V.4.3-1: Dispositivo de navegação submersível autônoma do tipo glider, que pode ser equipado com um gravador para monitoramento acústico passivo, igual ao utilizado pelo PMPAS-BS para a obtenção de dados da paisagem acústica da Bacia de Santos. (Fonte: IPqM; PETROBRAS, 2025) 197
Figura V.4.3.1-1: Exemplo de vocalizações de baleia-minke-Antártica (Balaenoptera bonaerensis) compilados a partir de registros acústicos de gliders do PMPAS-BS. Descrição: “Bio-ducks”, que consiste em séries regulares de pulsos tonalizados emitidos em padrões repetitivos. Cada série dura entre 0,5 e 2 segundos, podendo ocorrer em sequências contínuas por vários minutos. Os sinais têm frequências principais entre 50 e 300 Hz, geralmente centradas em torno de 100–200 Hz. 201
Figura V.4.3.1-2: Exemplo de vocalizações de baleia-fin (Balaenoptera physalus) compilados a partir de registros acústicos de gliders do PMPAS-BS. Descrição: Vocalizações denominadas pulsos de baixa frequência (~20 Hz), duração de ~1 segundo, organizados em sequências regulares (individuais, pares ou trios)..... 202
Figura V.4.3.1-3: Exemplo de vocalizações de baleia-azul (Baleanoptera musculus) compilados a partir de registros acústicos de gliders do PMPAS-BS. Descrição: Sinais tonais modulados conhecidos com “Tipo

INTERNA

Z", de baixa frequência (~20 Hz), com duração de 8–20 segundos, repetidos a cada 1–2 minutos. 203
Figura V.4.3.1-4: Exemplo de vocalizações de baleia-sei (Balaenoptera borealis) compilados a partir de registros acústicos de gliders do PMPAS-BS. Descrição: Downsweeps de frequência iniciando em aproximadamente 135 Hz e terminando em torno de 60 Hz, com duração média de 0,8 segundos. 204
Figura V.4.3.2-1: Mapa de dados do PAMGuard Viewer referente a um trecho de gravação processado no detector de cliques (Campanha 19, glider, 31/10/2017, entre 18:55 e 21:50 h – PMPAS-BS). O eixo x representa o tempo (aprox. 3 h) e o eixo y a frequência (0–62 kHz). A energia dos sinais está representada por uma escala de cores (cores quentes indicam maior intensidade). Observa-se o ruído do glider (~7 kHz, circulado em preto), cliques de zifídeos (30–50 kHz, circulado em azul) e cliques de cachalotes (5–30 kHz, circulado em branco), estes últimos menos conspícuos devido à sobreposição com o ruído do glider..... 210
211
Figura V.4.3.2-2: Trecho de gravação de cliques (Campanha 19, glider, 31/10/2017, entre 18:55 e 21:50 h – PMPAS-BS). O gráfico mostra as detecções do PAMGuard, com o eixo x representando o tempo (escala de 2 h) e o eixo y a amplitude dos cliques. As diferentes cores e formas dos símbolos indicam as categorias configuradas: cachalote (quadrado azul), zifídeo (losango violeta) e delfinídeos HF (círculo verde). Abaixo, estão representados os gráficos da forma de onda, espectro e distribuição de Wigner de um clique de zifídeo detectado..... 211
Figura V.4.3.2-3: Trecho de gravação de cliques (Campanha 19, glider, 31/10/2017, entre 18:55 e 21:50 h – PMPAS-BS). O detector de cliques do PAMGuard é exibido com o eixo x representando o tempo (escala de 2 h) e o eixo y a amplitude. À esquerda (a), o gráfico mostra os cliques filtrados para a categoria zifídeos (losangos rosas); no destaque em vermelho estão os cliques confirmados, acompanhados abaixo pelos gráficos da forma de onda, espectro e distribuição de Wigner de um clique

INTERNA

de zifídeo. À direita (b), o mesmo trecho filtrado apenas para cliques classificados como cachalote (quadrados azuis). A maior parte corresponde a falsos positivos do ruído do glider, previsíveis e facilmente identificáveis; o destaque em vermelho indica alguns cliques de cachalote detectados em meio a esse ruído. Abaixo estão representados os gráficos da forma de onda, espectro e distribuição de Wigner de um clique de cachalote. 212

Figura V.4.3.2-4: Trecho de gravação processado pelo detector de cliques (Campanha 19, glider, 11/11/2017, entre 11:00 e 11:45 h – PMPAS-BS). À esquerda (a), mapa de dados do PAMGuard Viewer, com eixo x representando o tempo (~45 min) e eixo y a frequência (0–62 kHz). A energia dos sinais está em escala de cores (cores quentes indicam maior intensidade). O exemplo mostra cliques de cachalote evidentes, com picos de energia entre 5 e 30 kHz (circulados em preto). À direita (b), detecção de cliques de cachalote pelo PAMGuard (quadrados azuis e estrelas vermelhas, circuladas em vermelho). Abaixo, gráficos da forma de onda, espectro e distribuição de Wigner de um clique de cachalote detectado. 213

Figura V.4.3.2-5: Trecho de gravação processado pelo detector de cliques (Campanha 19, glider, 07/11 e 08/11/2017, entre 21:40 e 00:30 h – PMPAS-BS). À esquerda (a), mapa de dados do PAMGuard Viewer, com eixo x representando o tempo (~2h 40min) e eixo y a frequência (0–62 kHz). A energia dos sinais está em escala de cores (cores quentes indicam maior intensidade). O exemplo mostra cliques de delfinídeos evidentes, com picos de energia entre 15 e 50 kHz (circulados em preto). À direita (b), detecção de cliques de delfinídeos MF (estrelas vermelhas) e HF (círculos verdes), circulados em vermelho; cliques não classificados foram excluídos. Abaixo, gráficos da forma de onda, espectro e distribuição de Wigner de um clique de delfinídeos HF detectado. 214

Figura V.4.3.2-6: Exemplo de espectrograma (acima) e detector de cliques do PAMGuard (abaixo) em uma janela de 30 s (02/09/2016, Campanha 06, glider – PMPAS-BS). No espectrograma observa-se uma série de cliques,

INTERNA

predominando os classificados como delfinídeos MF (estrelas vermelhas), refletidos no detector abaixo. À direita, ruído operacional do glider gera cliques falsos positivos de cachalote (quadrados azuis). .. 215

Figura V.4.3.2-7: Detecção simultânea de cliques de delfinídeo e cachalote. Exemplo de espectrograma (acima) e detector de cliques do PAMGuard (abaixo) em uma janela de 30 s (23/11/2017, Campanha 19, glider – PMPAS-BS). Observa-se uma sequência de cliques de delfinídeos (circulado em vermelho), classificados como delfinídeos HF (círculos verdes), e cliques mais espaçados de cachalote (circulado em preto), detectados corretamente pelo detector como cliques de cachalote (quadrados azuis). 215

Figura V.4.4.5-15: Distribuição das detecções de cetáceos registradas na 17ª campanha de Avistagem Aérea do PMC-BS no entorno do campo de Iracema durante a Etapa 1 (pré-sísmica), realizada de 15/05/2025 a 17/05/2025. 234

Figura V.4.4.5-16: Distribuição das detecções de cetáceos registradas na 17ª campanha de Avistagem Aérea do PMC-BS no entorno do campo de Iracema durante a Etapa 2 (durante a sísmica), realizada de 23/06/2025 a 28/06/2025. 235

Na Figura V.4.4.5.4-1 apresenta-se um resumo geral dos dados obtidos nas cinco campanhas de avistagem aérea, nas etapas 1 (pré-sísmica) e 2 (durante a sísmica), considerando-se somente as detecções dentro do buffer de 60 km. Além do número total de indivíduos detectados, classificados de acordo com o grupo taxonômico, apresenta-se o número total de detecções em cada etapa (n). 236

Figura V.4.4.5.4-1: Curvas de detecção de A) cetáceos, B) delfinídeos e C) misticetos (o histograma representa as distâncias perpendiculares observadas) nas cinco Campanhas de Avistagem Aérea do Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS, na região oceânica e talude da porção norte da Bacia de Santos—área de pesquisa sísmica. Pontos (círculos) indicam a probabilidade de detecção para cada avistagem, dada a sua distância

INTERNA

perpendicular. Detecções do observador 1 (janela bolha); Detecções do observador 2 (janela plana); e Todas as detecções. 239
Figura V.4.4.5.4-2: Estimativas de densidade de A) cetáceos, B) delfinídeos e C) misticetos nas etapas 1 (pré-sísmica) e 2 (durante a sísmica) da 13ª, 14ª, 15ª, 16ª e 17ª Campanhas de Avistagem Aérea do PMC-BS, no entorno de Iracema, Itapu, Iara, Búzios e Iracema, respectivamente.. 240
Figura V.4.4.6-1: Trajetórias do glider de monitoramento específico das atividades de sísmica nos Campos de Tupi, Itapu, Aram, Iara, Sépia e Búzios, durante dezenove campanhas (junho de 2022 a abril de 2025) do PMPAS-BS na Bacia de Santos (Fonte: IPqM; PETROBRAS, 2025). 250
Figura V.4.4.6-2: Variação no nível de pressão sonora (SPL) em relação ao status cumulativo de operação das atividades sísmicas. Ver Tabela V.4.4.6-1 para detalhamento dos status. 253
Figura V.4.4.6-3: Matriz de correlação utilizada para análise exploratória das variáveis ambientais testadas para avaliar a influência das atividades sísmicas na presença acústica de cetáceos (correlações significativas estão destacadas com círculo amarelo). 256
Figura V.4.4.6-4: Presença de assovios de delfinídeos predita pelo melhor GLMM (modelo linear generalizado misto) em relação ao status da atividade sísmica mais próxima, nível médio de pressão sonora (SPL), estação do ano e profundidade do glider, a partir de dados coletados por glider no entorno de atividades sísmicas na Bacia de Santos..... 258
259
Figura V.4.4.6-5: Presença de chamados de misticetos predita pelo melhor GLMM (modelo linear generalizado misto) em relação ao status da atividade sísmica mais próxima, nível médio de pressão sonora (SPL), estação do ano e profundidade do glider, a partir de dados coletados por glider no entorno de atividades sísmicas na Bacia de Santos..... 259
Figura V.5.3.1.2-1: Distribuição georreferenciada das amostras de Balaenoptera brydei coletadas no âmbito do PMC-BS e encaminhadas para análises de biomarcadores..... 319

INTERNA

Figura V.5.3.1.2-2: Distribuição georreferenciada das amostras de Megaptera novaeangliae coletadas no âmbito do PMC-BS e encaminhadas para análises de biomarcadores. 320
Figura V.5.3.1.2-3: Distribuição georreferenciada das amostras de Stenella longirostris coletadas no âmbito do PMC-BS e encaminhadas para análises de biomarcadores. 320
Figura V.5.3.1.2-4: Distribuição georreferenciada das amostras de Tursiops truncatus coletadas no âmbito do PMC-BS e encaminhadas para análises de biomarcadores. 321
Figura V.5.3.6.1-1: Níveis proteicos de CYP1A em amostras de tecido tegumentar de Megaptera novaeangliae categorizadas por (A) níveis de HPA no tecido adiposo abaixo e acima do limite de detecção (LD), (B) machos e fêmeas, (C) estação do ano e (D) ano de coleta. 326
Figura V.5.3.6.2-1: Níveis proteicos de CYP1A em tecido tegumentar de Stenella longirostris nas diferentes estações do ano. 327
Figura V.5.3.6.2-2: Níveis proteicos de CYP1A em amostras de tecido tegumentar de Stenella longirostris categorizadas por (A) níveis de HPA no tecido adiposo abaixo e acima do limite de detecção (LD), (B) machos e fêmeas e (C) ano de coleta. 327
Figura V.5.3.6.3-1: Níveis proteicos de CYP1A em tecido tegumentar de Tursiops truncatus em diferentes anos de coleta. 328
Figura V.5.3.6.3-2: Níveis proteicos de CYP1A em amostras de tecido tegumentar de Tursiops truncatus categorizadas por (A) níveis de HPA no tecido adiposo abaixo e acima do limite de detecção (LD), (B) machos e fêmeas e (C) estação do ano. 329
Figura VI.3-1: Número de publicações por tipo de produção acadêmica com uso de dados coletados pelo PMC-BS entre 2015 e 2025. 342
Figura VI.3-1: Número de publicações com uso de dados coletados pelo PMC-BS entre 2015 e 2025. Linhas tracejada azul indica a tendência de crescimento linear. 342

INTERNA

APRESENTAÇÃO

O Projeto de Monitoramento de Cetáceos na Bacia de Santos (PMC-BS) foi concebido e é executado para atender demandas de processos de licenciamento ambiental da PETROBRAS na Bacia de Santos, conduzidos pela Coordenação Geral de Licenciamento Ambiental de Empreendimentos Marinhos e Costeiros (CGMAC), da Diretoria de Licenciamento Ambiental (DILIC), do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA).

O PMC-BS vem sendo executado desde 2015 por meio da empresa de consultoria ambiental SOCIOAMBIENTAL Consultores Associados, sob a supervisão técnica e gerencial de uma equipe da PETROBRAS.

Este 10º Relatório Anual do PMC-BS é composto por dois volumes – Volume I: Apresentação e Discussão de Resultados Orientados aos Objetivos e Volume II: Anexos. O Volume I apresenta a consolidação do processamento dos dados e análises do PMC-BS considerando o banco coletado em quase dez anos de projeto, entre novembro de 2015 e junho de 2025. Os primeiros seis anos do PMC-BS corresponderam ao seu Ciclo de Curto Prazo, conforme previsto em seu Projeto Executivo, aprovado pelo IBAMA em julho de 2015 (PETROBRAS, 2015). A partir do fim do sexto ano de execução do PMC-BS, iniciou-se o seu Ciclo de Médio Prazo, com adequações das metodologias, descritas na Revisão 01 do Projeto Executivo do PMC-BS, aprovado pelo IBAMA em 25/02/2021 (PETROBRAS, 2020b). Assim, na sua maior parte, este 10º Relatório Anual constitui-se em uma atualização baseada no processamento e na análise cumulativa de dados gerados pela execução do PMC-BS ao longo deste período de coletas. Buscou-se o aprofundamento ou realização de novas análises com base no conjunto total de dados coletados. Este 10º Relatório Anual traz ainda novas análises oriundas das adaptações implementadas a partir do Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS.

INTERNA

EQUIPE TÉCNICA DA SOCIOAMBIENTAL RESPONSÁVEL PELO 10º RELATÓRIO ANUAL DO PMC-BS

Nomes	Formação	Atuação
Coordenação e Gerência		
Ricardo Müller Arcari	Engº. Sanitarista e Ambiental	Gerência do Contrato
José Olimpio da Silva Jr.	Biólogo, Me.	Coordenação Geral
Leonardo Liberali Wedekin	Biólogo, Dr.	Supervisão Técnica
Renan Lopes Paitach	Biólogo, Dr.	Coordenação Técnica
Aline Fernandes de Faria Gonçalves	Biólogo, Esp. Gestão Ambiental	Gerência Executiva
Ana Lúcia Cypriano de Souza	Bióloga, Dra.	Coordenação Temática de Genética
Carolina Bezamat Abreu	Biólogo, Dra.	Coordenação Temática de Avistagem Aérea
Fábio G. Daura-Jorge	Biólogo, Dr.	Coordenação Temática de Fotoidentificação
Marta Jussara Cremer	Bióloga, Dra.	Coordenação Temática de Telemetria
Alexandre Douglas Paro	Biólogo, Dr.	Coordenação Temática de Bioacústica
Paulo C. de A. Simões-Lopes	Biólogo, Dr.	Coordenação Temática de Avistagem Embarcada
Rodrigo H. Tardin Oliveira	Biólogo, Dr.	Coordenação Temática de Avistagem Embarcada
Alexandre M. S. Machado	Biólogo, Dr.	Coordenação Temática do PMIC

Nomes	Formação	Atuação
Outros Responsáveis Técnicos pelo PMC-BS		
Vitor Zimmermann	Geógrafo	Geoprocessamento/SIG
Responsáveis Técnicos pelo Item sobre Análises de Isótopos Estáveis, Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA), Organohalogenados e Biomarcadores		
Afonso Celso Dias Bainy	Oceanólogo, Dr.	Processamento e Análise de Biomarcadores (LABCAI – UFSC)
Renato S. Carreira	Oceanógrafo, Dr.	Processamento e Análise de Isótopos Estáveis, Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos e Organohalogenados (LabMAM – PUC-RJ)

I. INTRODUÇÃO

O 10º Relatório Anual do PMC-BS consiste na consolidação de dados e análises proporcionados pelos quase 10 anos de desenvolvimento ininterrupto das atividades deste Projeto (desde 2015 até a 17ª Campanha de Avistagem Aérea, finalizada em junho de 2025), período em que foram realizadas 54 campanhas embarcadas e aéreas, com a aplicação dos diversos métodos amostrais previstos para atender aos objetivos do Projeto.

Os seis primeiros anos do Projeto (2015-2021) correspondem ao Ciclo de Curto Prazo do PMC-BS, cujo objetivo geral foi estabelecer bases metodológicas e de dados para o monitoramento de longo prazo de cetáceos na Bacia de Santos e de possíveis interferências sobre estes. Neste sentido, foram realizadas campanhas semestrais de Avistagem Embarcada e Monitoramento Acústico Passivo (MAP), de Telemetria e de Avistagem Aérea, totalizando 36 campanhas no Ciclo de Curto Prazo. A partir do segundo semestre de 2021, foi iniciado o Ciclo de Médio Prazo, cujo objetivo geral é consolidar as bases metodológicas e de dados para o monitoramento de longo prazo de cetáceos na Bacia de Santos, com vistas a gerar parâmetros para a avaliação de potenciais impactos naqueles organismos acarretados por atividades de exploração e produção de petróleo e gás natural e/ou por outras atividades antrópicas desenvolvidas na Bacia de Santos. Partindo deste princípio e da base de dados obtidas durante o Ciclo de Curto Prazo, a intensidade amostral foi redefinida para a realização de campanhas semestrais de Avistagem Embarcada e MAP e de campanhas anuais de Telemetria e de Avistagem Aérea. Portanto, este 10° Relatório Anual do PMC-BS considera todo o Ciclo de Curto Prazo e 17 campanhas realizadas durante o Ciclo de Médio Prazo (5 de Avistagem Aérea, 8 de Avistagem Embarcada e MAP e 4 de Telemetria).

INTERNA

O acúmulo de dados ao longo dos anos permitiu a análise, discussão e a consolidação dos dados e das informações relativas à biologia das espécies de cetáceos registradas (riqueza, distribuição, densidade, abundância, usos de habitats e padrões de comportamento), além do aprofundamento da avaliação de possíveis interferências antropogênicas sobre a comunidade de cetáceos, especialmente na avaliação sobre as atividades de pesquisa sísmica e ocorrência de cetáceos.

Além de usar o grande conjunto de dados gerados pelo PMC-BS até o momento, foram obtidos dados de outras fontes públicas, como dados físico-químicos e biológicos disponíveis em base de dados oceanográficos. Destaca-se também as análises e cruzamentos com dados de outros projetos de monitoramento desenvolvidos pela PETROBRAS na Bacia de Santos como parte do atendimento a condicionantes do licenciamento ambiental para o desenvolvimento de suas atividades na bacia. Neste sentido, foram utilizados dados do Projeto de Monitoramento da Paisagem Acústica Submarina da Bacia de Santos (PMPAS-BS), cujos dados bioacústicos e de ruídos antropogênicos têm sido de grande valia para auxiliar na investigação das questões contempladas pelos objetivos do PMC-BS, bem como do Projeto de Monitoramento do Tráfego de Embarcações na Bacia de Santos (PMTE-BS), Projeto de Monitoramento de Praias da Bacia de Santos (PMP-BS) e Projeto de Monitoramento das Atividades Pesqueiras na Bacia de Santos (PMAP-BS). Desta forma, integrou-se dados de diferentes naturezas provenientes de coletas sistemáticas, resultando em uma abordagem robusta de análises diversas em uma escala regional.

Este 10º Relatório Anual traz, inicialmente, um breve resumo executivo com a síntese dos resultados apresentados neste documento. Após isso, é feita uma breve descrição dos métodos de coleta (item III) e esforço amostral acumulado (item IV). O item V é o principal deste Relatório, com os resultados

INTERNA

provenientes de diferentes métodos e combinações destes em análises orientadas para os objetivos do Projeto, bem como discussões baseadas na literatura técnico-científica. Finalmente, é apresentada nas considerações finais uma reflexão crítica sobre os objetivos do PMC-BS, os avanços em relação ao apresentado no relatório anual anterior, o 9º Relatório Anual (PETROBRAS, 2025) e os resultados dos indicadores de desenvolvimento do Projeto.

INTERNA

II. RESUMO EXECUTIVO

Os principais resultados alcançados pelo Projeto de Monitoramento de Cetáceos na Bacia de Santos (PMC-BS) são descritos a seguir:

Resumo do PMC-BS e esforço amostral

- O PMC-BS vem sendo **executado contínua e sistematicamente desde 2015** em uma área de estudo que compreende uma faixa que se estende de Florianópolis/SC até Cabo Frio/RJ e cobre um amplo gradiente de profundidade que vai desde águas costeiras até oceânicas, atingindo uma distância de até 350 km da costa e mais de 2.000 metros de profundidade;
- O Projeto visa **avaliar, com uma abordagem multimétodos e integrativa, diferentes aspectos da biologia dos cetáceos e os possíveis impactos das atividades de exploração, produção e escoamento de petróleo e gás natural da Bacia de Santos sobre este grupo**, como condicionante do licenciamento ambiental para as atividades da PETROBRAS nesta região;
- Este 10° Relatório Anual apresenta dados acumulados nos Ciclos de Curto Prazo (2015-2021) e de Médio Prazo (a partir de 2021), incluindo novas campanhas do Ciclo de Médio Prazo realizadas em 2024 e 2025 (até a 17ª Campanha de Avistagem Aérea, finalizada em junho de 2025);
- Foram executadas **54 campanhas de coleta de dados** nos quase dez anos desde o início de implementação do Projeto (entre novembro de 2015 e junho de 2025);
- Nesse período, foi realizado um total de **1.317 dias, 13.351,5 horas e 259.093 km de esforço amostral**. Este constitui um esforço intensivo e sistemático sem precedentes na costa brasileira para o estudo de cetáceos, resultando em **5.645 detecções visuais e 2.177 detecções acústicas** de grupos desses organismos;
- No período do projeto foram implantados com sucesso um total de **142 transmissores em 15 espécies**, sendo 116 transmissores satelitais e 26 transmissores arquivais;
- No período de referência deste Relatório, o catálogo de fotoidentificação do

PMC-BS acumulou **3.687 indivíduos catalogados de 28 espécies**. Foram feitas comparações de catálogos com outros grupos de pesquisa da costa brasileira e do exterior. Ao todo foram obtidas **398 reavistagens de animais catalogados** pelo PMC-BS e por meio de comparações com outros catálogos;

- Foram realizadas **680 biópsias de 21 espécies de cetáceos** (13 espécies de odontocetos e 8 de misticetos), permitindo a realização de estudos de genética, isótopos estáveis, biomarcadores, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos e organohalogenados;

Resultados orientados para os objetivos do PMC-BS

Comunidade de cetáceos

- Foi possível identificar **29 espécies de cetáceos**, sendo 21 odontocetos (golfinhos e baleias com dentes) e 8 misticetos (baleias verdadeiras com barbatanas bucais), distribuídos em sete famílias;
- Um total de **7 espécies (25,9%) são classificadas com algum grau de ameaça de extinção** na lista vermelha da fauna brasileira, sendo elas: baleia-azul, baleia-fin, baleia-sei, baleia-franca-austral, cachalote, boto-cinza e toninha;
- A composição da comunidade de cetáceos na Bacia de Santos apresenta variação sazonal significativa, com maior similaridade entre inverno e primavera e entre verão e outono. Esta diferença se dá principalmente pela presença de grandes baleias migratórias que reproduzem no Brasil e permanecem na região no inverno e na primavera, a depender da espécie, mas também por outras espécies, dada a influência da variabilidade ambiental entre as estações e de processos oceanográficos que interferem na disponibilidade de recursos alimentares. Esses padrões evidenciam e reforçam o papel fundamental da sazonalidade na estruturação da comunidade de cetáceos, junto com outros fatores como o uso de distintos habitats pelas espécies.

INTERNA

Movimentos, uso de habitat e ecologia trófica

- Os dados de movimentos usando fotoidentificação e transmissores satelitais mostram fatos inéditos sobre migrações de grandes baleias entre áreas de alimentação e reprodução; com novos dados apresentados para a baleia-fin e a baleia-franca-austral;
- A Bacia de Santos constitui uma região de passagem, mas também de possível permanência de baleias migratórias, com a identificação de áreas de maior permanência para a baleia-fin, a baleia-sei e a baleia-franca-do-sul, considerando as novas análises apresentadas neste relatório;
- O talude representa uma região de intensa utilização por misticetos migratórios, mas também por espécies de grandes mergulhadores, como a baleia-piloto-de-peitorais-curtas e o cachalote;
- Neste 10° relatório a estrutura genética populacional foi atualizada para três espécies de golfinhos (golfinho-nariz-de-garrafa, golfinho-pintado-do-Atlântico e golfinho-de-dentes-rugosos) e uma espécie de baleia (baleia-sei) com maior número amostral durante os dez anos do PMC-BS, sendo que o golfinho-nariz-de-garrafa, o golfinho-pintado-do-Atlântico e o golfinho-de-dentes-rugosos foram amostradas tanto em áreas costeiras quanto em áreas oceânicas;
- Uma modelagem estatística inédita sobre o risco de colisão de embarcações com cetáceos, especificamente baleias-jubarte e orcas, na Bacia de Santos, foi realizada. A metodologia integra três fatores principais: o volume de tráfego de embarcações (velocidade e densidade), a adequabilidade de habitat das espécies e o tempo que os indivíduos passam na superfície, sendo este último obtido por telemetria. Os resultados da modelagem, que utilizou dados de embarcações da PETROBRAS e de terceiros, indicam um risco de colisão moderado a alto em diversas áreas da Bacia de Santos, variando conforme o tamanho das embarcações e a espécie;
- As análises sobre isótopos estáveis para inferir a ecologia trófica dos cetáceos da Bacia de Santos incluiu os resultados de amostras recentes, incluindo espécies como a baleia-sei e diversos golfinhos, identificando diferenças nas dietas de misticetos e odontocetos. Uma análise de agrupamento exploratória sugere a

existência de três grupos isotópicos, destacando a plasticidade trófica e a sobreposição de nichos entre as espécies estudadas;

Biologia populacional

- Duas metodologias principais foram empregadas para estimativas de abundância: as transecções lineares com amostragem de distâncias e o método de marcação-recaptura via fotoidentificação. As análises de transecção linear (*Distance Sampling*) permitiram atualizar as estimativas de densidade e abundância sazonal e espacialmente estratificada para a baleia-jubarte, o golfinho-pintado-do-Atlântico e o golfinho-nariz-de-garrafa. Adicionalmente, o método de marcação-recaptura forneceu estimativas de abundância preliminares para estas espécies e outras seis, cujas informações são inéditas para a costa brasileira, apesar da baixa probabilidade de recaptura;
- Ao longo dos dez anos do PMC-BS, os níveis de diversidade genética mitocondrial e nuclear foram estimados para 16 espécies de cetáceos, sendo 12 consideradas bem-amostradas (mínimo de 10 indivíduos). Neste 10° relatório a diversidade genética foi atualizada para quatro espécies de delfinídeos e duas de misticetos que foram amostradas neste ano;
- Um total de 673 amostras tiveram o sexo determinado geneticamente, resultando na identificação de 362 fêmeas e 311 machos. Neste relatório a proporção sexual foi atualizada para cinco espécies entre as bem-amostradas: a baleia-jubarte, a baleia-sei, o golfinho-nariz-de-garrafa, o golfinho-pintado-do-Atlântico, o golfinho-rotador e o golfinho-de-dentes-rugosos.
- Foram feitas estimativas de tamanho efetivo contemporâneo da população para a baleia-sei e para quatro espécies de golfinhos: o golfinho-nariz-de-garrafa, o golfinho-pintado-do-Atlântico, o golfinho-rotador, e pela primeira vez para o golfinho-de-dentes-rugosos;
- Medições de tamanho e índices de condição corporal (ICC) foram feitas utilizando a técnica de fotogrametria em 152 indivíduos de nove espécies. O foco principal foram as espécies mais amostradas, como a baleia-jubarte, para a qual se analisou a distribuição por classes etárias (filhote, juvenil e adulto), e a baleia-sei,

INTERNA

notando-se uma predominância de juvenis. Além disso, o estudo apresenta dados inéditos de ICC para as populações de baleia-sei, baleia-fin e baleia-azul, destacando que a combinação da fotogrametria e do ICC é uma ferramenta promissora para monitorar a saúde populacional;

Padrões comportamentais

- O comportamento de mergulho foi descrito para 13 espécies por meio da colocação de transmissores arquivais e satelitais, descrevendo o uso vertical da coluna d'água para seis espécies de misticetos e sete espécies de odontocetos, tanto sobre a plataforma como em regiões oceânicas e no talude;
- O banco de dados acústicos (Sonoteca) do Projeto foi aprimorado com incremento amostral e avançou-se no desenvolvimento e aplicação de um classificador automatizado de assovios para identificar sete espécies de golfinhos na Bacia de Santos, um esforço crucial para o Monitoramento Acústico Passivo (MAP). Foi consolidado um modelo de floresta aleatória capaz de discriminar vocalizações de sete espécies de delfinídeos com desempenho robusto, alcançando acurácia balanceada de até 80%;
- Avançou-se também no processamento dos dados acústicos do Projeto de Monitoramento da Paisagem Acústica Submarina da Bacia de Santos (PMPAS-BS), que utiliza plataformas autônomas como o *glider*. O esforço se concentrou na identificação e classificação de vocalizações de misticetos (baleia-azul, fin, sei e minke-Antártica) e no desenvolvimento de detectores automáticos de cliques para odontocetos, como cachalotes e zifídeos, utilizando o software PAMGuard. Estas análises ampliam o conhecimento sobre repertório acústico das espécies de misticetos e sobre a presença de espécies mergulhadoras, que são especialmente vulneráveis a interferências antrópicas;
- A avaliação de possíveis impactos das atividades de pesquisa sísmica sobre os cetáceos na Bacia de Santos foi abordada por análises de dados retroativos do PMC-BS, análises de dados acústicos obtidos com *gliders* e análises de dados de avistagens aéreas antes e durante a realização dessas atividades.

Estado de saúde e grau de contaminação

- Com um novo índice de prevalência de lesões de pele identificadas em fotografias dos cetáceos da Bacia de Santos foi possível identificar um crescimento significativo de lesões de origem por interações intraespecíficas e o declínio daquelas associadas a interações interespecíficas com tubarão-charuto. A padronização rigorosa das categorias de lesões avaliadas e este novo índice de prevalência proposto fortalecem a continuidade deste monitoramento como uma ferramenta com relação favorável de custo-benefício, com potencial de detecção precoce de riscos à saúde populacional, reforçando seu uso como bioindicador de interações antrópicas;
- Entre agosto de 2024 e julho de 2025, foram encaminhadas 37 amostras de tecido adiposo de cetáceos para determinação de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) e organohalogenados. Apenas uma amostra apresentou massa abaixo do mínimo estabelecido (0,100 g) para análise química. Desde o início do PMC-BS (2015), foram obtidos resultados para 270 amostras de 22 espécies quanto aos HPAs, 151 amostras de 21 espécies para bifenilas policloradas (PCB) e éteres difenílicos polibromados (PBDE), e 113 amostras de 12 espécies para os demais pesticidas organoclorados;
- Em termos de frequência e abundância, os compostos orgânicos se distribuíram na seguinte ordem decrescente de ocorrência: HPA (ao menos um composto detectado em 93% das 270 amostras analisadas) > PCB (35% das 151 amostras) > ∑DDT (~20% das 113 amostras);
- Os PBDE, embora menos recorrentes, foram identificados em aproximadamente 20% das 151 amostras, enquanto metoxicloro, ∑drins, ∑clordanas e mirex apresentaram ocorrências pontuais, detectados em menos de 10% das amostras. Tanto o hexaclorociclohexano (HCH) quanto o endosulfan não foram detectados em nenhuma das amostras analisadas, indicando ausência desses compostos nos tecidos adiposos dos cetáceos monitorados na área de estudo;
- Entre as espécies amostradas, destacam-se, em termos de ocorrência, o golfinho-nariz-de-garrafa, o golfinho-pintado-do-Atlântico, o golfinho-rotador, a baleia-de-Bryde e a baleia-jubarte, que apresentaram maior exposição a esses compostos. Apesar disso, os níveis de contaminação podem ser considerados baixos e variam

entre espécies, possivelmente em função dos hábitos alimentares e áreas de forrageio. Observam-se, entretanto, maiores concentrações de ∑PCBs e ∑DDTs (diclorodifeniltricloroetano) em odontocetos costeiros, como o golfinho-nariz-de-garrafa e golfinho-de-dentes-rugosos, especialmente em indivíduos amostrados nas proximidades da Baía de Guanabara, refletindo a influência da poluição oriunda de centros urbanos costeiros;

Considerações finais

- Considera-se que os objetivos delineados para serem contemplados pelo PMC-BS neste Ciclo de Médio Prazo de execução vêm sendo abordados de forma satisfatória, como pode ser verificado pelas informações apresentadas nos dois Volumes que formam este 10° Relatório Anual.

III. RESUMO DOS MÉTODOS

O PMC-BS segue uma abordagem multimetodológica para coleta de dados sobre os cetáceos, descrita no Projeto Executivo do Ciclo de Médio Prazo (PETROBRAS, 2020b) e resumida abaixo. Os diferentes métodos de coleta e processamento de dados empregados no Projeto estão detalhados em diferentes Procedimentos Operacionais (POs), que estão compilados no **Volume II** deste 10º Relatório Anual (**Anexos III-1 a III-11**).

A principal plataforma de coleta do PMC-BS é a embarcação mini-*supply* "*Sea Route"*, de 23,7 metros de comprimento e dois motores, adaptada para a pesquisa científica (**Figura III-1**). Esta embarcação tem autonomia de 45 dias de mar e acomoda até 12 pesquisadores. A embarcação possui uma torre com 7 metros de altura (**Figura III-2**), que proporciona amplo campo visual para procura de cetáceos ao longo de linhas de transecção sistemáticas (nas Campanhas de Avistagem Embarcada e Monitoramento Acústico Passivo - MAP) ou de rotas focadas em regiões com histórico de maior densidade de cetáceos para marcação com transmissores satelitais e arquivais (nas Campanhas de Telemetria).

Durante as Campanhas (de Avistagem Embarcada e MAP e de Telemetria), três observadores de bordo atuaram simultaneamente na torre, buscando ativamente cetáceos a olho nu e com auxílio de binóculos. Estes observadores revezaram-se, com dois observadores em descanso durante todo o período do dia, enquanto houvesse luz e condições meteoceanográficas adequadas, isto é, ausência de chuva e condições de mar de até 5 na escala Beaufort (ventos até 21 nós e ondulação de até 3 metros). Quando grupos de cetáceos foram detectados, os observadores registraram informações como hora, posição geográfica, identificação taxonômica (no menor nível possível), tamanho de grupo e presença de filhotes. O esforço amostral foi controlado pelo tempo de amostragem e rotas percorridas (*tracks*), registradas continuamente pelo GPS.

Figura III-1: *Vista geral da embarcação Sea Route, utilizada para as coletas de dados embarcados do PMC-BS.*

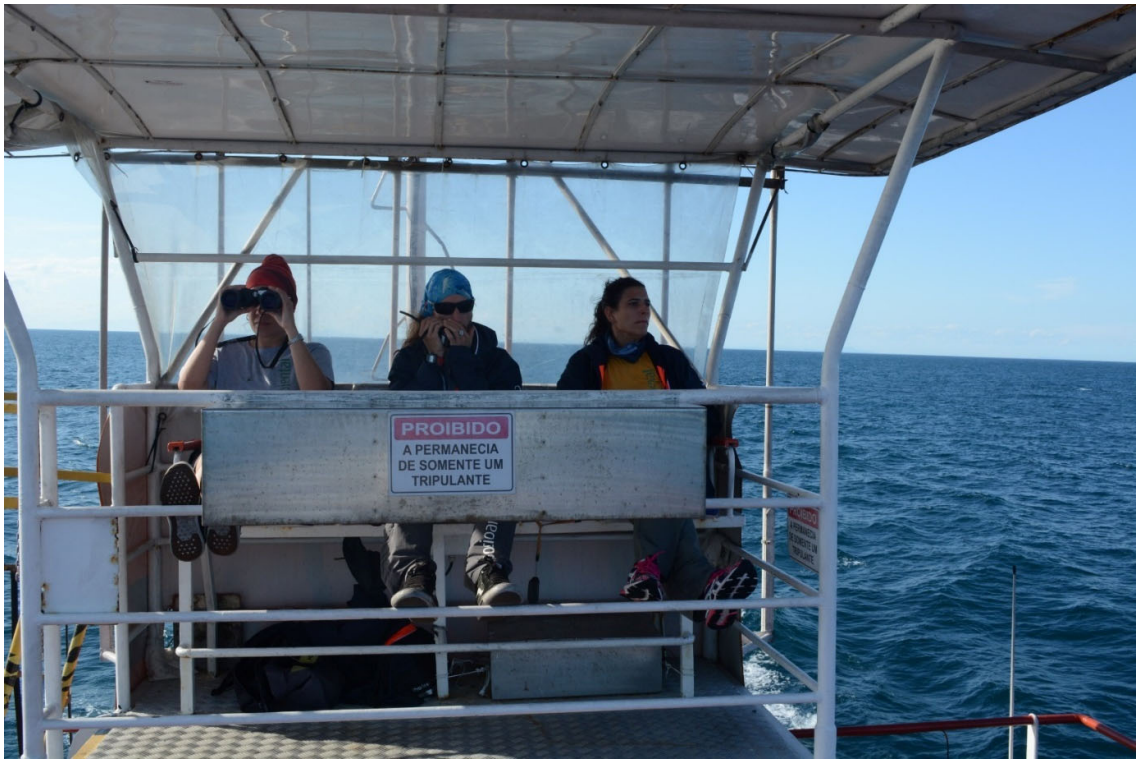


Figura III-2: *Torre de observação da embarcação Sea Route, com observadores em esforço durante campanha de Avistagem Embarcada e MAP do PMC-BS.*

Nas Campanhas de Avistagem Embarcada, a amostragem visual foi realizada de forma simultânea, mas independente do Monitoramento Acústico Passivo (MAP). O monitoramento acústico foi realizado com um arranjo de quatro hidrofones (ver **Procedimento Operacional 04 - Volume II - Anexo III-3. Item: Configuração do arranjo de hidrofones, pg.8**), dois de alta e dois de baixa frequência, rebocados com um cabo de 400 metros da popa da embarcação (**Figura III-3**). Dois operadores de MAP monitoraram os sinais acústicos, auditivamente e por meio de espectrogramas, auxiliados por *softwares* de detecção, classificação e posicionamento dos sinais acústicos (**Figura III-4**). Os operadores de MAP se revezaram com um operador em descanso durante o período diurno e sempre que as condições meteoceanográficas permitissem (ausência de descargas elétricas e mar até 5 na escala Beaufort). Informações sobre as detecções de cetáceos foram registradas durante as

campanhas e os sinais acústicos captados foram armazenados em HDs, para validação e análise espectral posterior em laboratório.

Os métodos visuais e acústicos de amostragem foram usados de forma simultânea e complementar na maior parte do esforço embarcado de monitoramento em linhas de transecção do PMC-BS. Por conta disto, o esforço foi interrompido no período noturno com retorno no dia seguinte a partir do ponto de parada. Eventualmente, a amostragem simultânea visual e acústica foi interrompida, no caso de paralisação do esforço acústico (p.ex. por baixa profundidade ou problemas técnicos momentâneos) ou do esforço visual (p.ex. por chuva forte ou outras condições adversas). Deste modo, eventualmente a embarcação mantinha a navegação para amostragem nas linhas desde que uma das formas de amostragem estivesse em operação. O deslocamento e a amostragem da embarcação nas linhas só foram interrompidos completamente durante a noite, quando havia condições restritivas para ambos os métodos e/ou para a segurança da embarcação como um todo (equipe técnica, tripulantes e *Sea Route*), ou para realização das paradas programadas para abastecimento e troca de equipe.

Figura III-3: *Cabo de reboque do arranjo de hidrofones sendo lançado com o guincho hidráulico na popa da embarcação durante a Campanha de Avistagem Embarcada e MAP do PMC - BS.*

Figura III-4: *Central de processamento acústico e operadores de MAP durante Campanha de Avistagem Embarcada e MAP do PMC-BS.*

Nas Campanhas de Telemetria, a prioridade foi a implantação de transmissores satelitais ou arquivais em cetáceos de médio a grande porte. Após a detecção visual de um grupo a partir do navio e havendo condições meteoceanográficas adequadas (mar até 3 na escala Beaufort), a aproximação dos grupos foi feita com auxílio de um bote inflável equipado com uma plataforma elevada na proa (**Figura III-5**). Um segundo bote inflável de segurança também foi lançado ao mar para auxiliar na coleta de dados e para atuar no caso de eventuais emergências.

Dois tipos de transmissores foram utilizados nas Campanhas de Telemetria (**Figura III-6**): (i) transmissores satelitais implantáveis, da marca *Wildlife Computers*, modelo SPLASH10, nas configurações “Tubo intramuscular” e “LIMPET” (*Low Impact Minimally Percutaneous Electronic Transmitter*); e (ii) transmissores arquivais, que eram fixados por copos de sucção à superfície corporal dos animais, modelo DTAG, fabricado pelo *Woods Hole Oceanographic Institution* (este tipo de transmissor foi utilizado somente no Ciclo de Curto Prazo do PMC-BS, finalizado em 2015), ou modelo CATS Cam, fabricado pela empresa *Customized Animal Tracking Solutions*. Os transmissores satelitais foram implantados no corpo dos cetáceos remotamente por meio de uma balestra (no caso da configuração LIMPET) ou de um rifle de ar comprimido, da empresa Restech ARTS, adaptado para marcação (no caso das configurações Tubo intramuscular e, eventualmente, LIMPET). Os transmissores arquivais foram implantados por meio de uma vara de fibra de carbono. Os transmissores satelitais priorizam a coleta de posições geográficas numa escala temporal maior (de dias a semanas). Os transmissores arquivais trabalham em uma escala temporal de horas e priorizam a coleta de dados em alta resolução de mergulho e movimentos nos três eixos corporais (dados inerciais), além de dados acústicos e, no caso do CATS Cam, também imagens.

Figura III-5: *Vista geral do bote inflável principal (6,3 m) usado nas Campanhas de Telemetria do PMC-BS e equipe de marcação (da esq. para dir.): tagueador (responsável pela implantação do transmissor), coletor de biópsia, fotógrafo e piloto.*

Figura III-6: *Transmissores utilizados nas Campanhas de Telemetria do PMC-BS: transmissor satelital implantável na configuração LIMPET implantado em uma orca (esq.) e transmissor arquival do modelo DTAG implantado em uma baleia-jubarte (dir.).*

Sempre que possível, durante as campanhas embarcadas, foram coletados dados de fotoidentificação individual através das marcas naturais, como na nadadeira dorsal ou padrões de pigmentação dos animais (**Figura III-7**). Os indivíduos identificados foram comparados com catálogos organizados por espécie do próprio PMC-BS e de outros grupos de pesquisa que atuam na costa brasileira e no exterior e que constam identificados no **Anexo IV-2-1 – Volume II**.

Figura III-7 *Exemplos de fotografias utilizadas para a fotoidentificação individual de cetáceos no PMC-BS: padrão de pigmentação da nadadeira caudal de baleia-jubarte (esq.); e marcas na nadadeira dorsal de golfinho-nariz-de-garrafa (dir.).*

Enfim, foram realizadas coletas de biópsias a partir do navio (o *Sea Route*) ou dos botes infláveis, usando uma balestra e flechas com ponteiras modificadas visando a obtenção de amostras de pele e de tecido adiposo subjacente para diferentes análises (**Figura III-8**). As amostras, uma vez a bordo do navio, foram triadas, particionadas e então acondicionadas em meio e temperatura adequados para sua preservação e de acordo com as análises a que se destinavam, conforme detalhes metodológicos apresentados nos Procedimentos Operacionais (POs) constantes no **Volume II** deste relatório.

Figura III-8: *Coleta de biópsia a partir da proa do navio (esquerda) e posterior triagem da biópsia (direita) durante Campanha de Telemetria do PMC-BS.*

Nas Campanhas de Avistagem Aérea foram utilizadas aeronaves de asa alta equipada com duas a quatro janelas-bolha, que permitem uma melhor visualização da linha de transecção (abaixo e na frente da aeronave) (**Figura III.9**). Estas campanhas seguiram a metodologia de transecções lineares com amostragem de distâncias (*Distance Sampling*) (BUCKLAND et al., 2001) (ver **Procedimento Operacional 07 - Volume II: Anexo III-5**). Uma malha paralela de linhas de transecção foi desenhada para amostragem sistemática no entorno de polígonos das atividades sísmicas da Bacia de Santos (tipicamente até 60 km de distância), que foi amostrada em duas réplicas, uma antes e outra durante a aquisição sísmica. Durante o esforço amostral, a aeronave sobrevoou a uma altitude de 750 pés e velocidade de cerca de 240 km/h. Quatro observadores experientes se revezaram nas posições de observação – duas janelas em cada bordo da aeronave (**Figura III.10**). Os observadores procuraram grupos de cetáceos a olho nu de forma independente, sem comunicação nem contato visual entre si, concentrando o esforço de procura na linha de transecção e próximo dela. A medição do ângulo vertical ocorreu quando o grupo avistado estava perpendicular à aeronave por meio de um clinômetro. O ângulo vertical e a altura da aeronave permitiram calcular a distância perpendicular da linha de transecção para cada avistagem, para posteriores estimativas de densidade e abundância.

***Figura III-9**: Aeronave Aero Commander 500, uma das aeronaves utilizadas durante as Campanhas de Avistagem Aérea do Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS.*

***Figura III-10:** Observador em esforço amostral durante as Campanhas de Avistagem Aérea do PMC-BS: (esq.) observador em esforço na janela bolha e (dir.) observador utilizando clinômetro e gravador digital para registrar as avistagens.*

Este foi o quarto Relatório Anual após as adaptações metodológicas implementadas no Ciclo de Médio Prazo (PETROBRAS, 2020b). Abaixo, apresenta-se um resumo das principais adaptações, descritas em detalhes em PETROBRAS (2020b):

1) Realização de apenas uma campanha de telemetria preferencialmente no inverno e com duração de 40 dias;
2) Mudança do desenho amostral e da frequência das campanhas de avistagem aérea, para coleta de dados antes e durante a realização de uma aquisição sísmica, uma vez por ano, preferencialmente no inverno;
3) Inclusão de fotogrametria por drone; e
4) Inclusão de análises de isótopos estáveis.

INTERNA

IV. ESFORÇO E TAMANHO AMOSTRAL

As informações básicas sobre a totalidade das campanhas do PMC-BS, desde seu início em 2015 até a última campanha considerada neste relatório (17ª Campanha de Avistagem Aérea, concluída em 28/06/2025), estão sumarizadas no **Volume II - Anexo IV-1: Esforço e Tamanho Amostral por Campanha do PMC-BS**. Ressalta-se que, dependendo do tipo de análise e do tempo necessário para o processamento de dados, foram considerados diferentes subconjuntos de dados do PMC-BS nos diferentes itens deste presente 10º Relatório Anual. Além disso, os dados podem passar por diferentes filtragens a depender do tipo de análise, o que pode resultar em discrepâncias no esforço e no "n" amostral entre os distintos itens deste 10º Relatório Anual.

Nos dois subitens seguintes, descreve-se brevemente o esforço e tamanho amostral do PMC-BS no Ciclo de Médio Prazo e, em seguida, apresenta-se um resumo do esforço empregado ao longo de toda a série temporal compreendida pelo PMC-BS.

Os dados coletados no âmbito do PMC-BS estão disponíveis ao público através da aplicação *online* "Portal de Registro e Integração de Dados para Suporte ao Monitoramento Ambiental"[1] ou "PRISMA", que entrou em produção com sua publicação na Rede Mundial de Computadores, marcando a conclusão do redesenvolvimento e a efetivação da substituição do "Sistema de Armazenamento e Gerenciamento de Dados do Projeto de Monitoramento de Cetáceos na Bacia de Santos (SisPMC)", devido à sua obsolescência e à necessidade de modernização e evolução tecnológica, inclusive quanto à segurança cibernética. Os dados legados, isto é, que estavam contidos no banco de dados do SisPMC já foram integralmente migrados para o banco de dados do PRISMA. Atualmente, estão em andamento os

[1] **https://portalprisma.petrobras.com.br**

trabalhos de carregamento de dados para a atualização do banco de dados do PRISMA (em relação à implementação do PMC-BS), cuja conclusão é prevista para o 1º semestre de 2026.

Importa destacar que, além do PRISMA, os dados coletados no âmbito do PMC-BS também podem ser disponibilizados ao público por meio de contato direto com os executores do Projeto. Ademais, os dados de avistagens do PMC-BS também estão disponibilizados ao público via o "Sistema de Apoio ao Monitoramento de Mamíferos Marinhos" (SIMMAM[2]) (última atualização em maio de 2025). Ambos os sistemas (PRISMA e SIMMAM) permitem a visualização das informações em formato de planilha ou *webGIS*, além de diferentes opções de filtragem e de *download* dos dados.

Outrossim, para utilização em projetos acadêmicos/científicos ou mediante solicitação de órgãos gestores, os dados têm sido disponibilizados por diferentes meios (p.ex., e-mail, meio físico – HD ou pen-drive, nuvem de dados) a depender do tipo de dado solicitado (p.ex. fotos, vídeos, sons, planilhas) e do volume de dados solicitado.

Finalmente, vale lembrar e salientar que todos os Relatórios Anuais do PMC-BS estão disponíveis para acesso público na página do PMC-BS dentro do portal "Informa Petróleo"3 e do portal "Comunica Bacia de Santos"4, o que complementa os compromissos de publicização e propiciação de acesso à informação, parte das definições do Projeto. A efetiva disponibilização dos dados do projeto é corroborada pela miríade de trabalhos acadêmicos desenvolvidos usando estes dados até o momento, conforme apresentado no item **VI. Considerações Finais**.

[2] **http://simmam.acad.univali.br/sistema/public/login**
[3] https://informapetroleo.com.br/programasProjetos/verProjetos/32
[4] https://comunicabaciadesantos.petrobras.com.br/projeto-de-monitoramento-de-cetaceos-pmc

IV.1 Esforço e tamanho amostral no Ciclo de Médio Prazo

Durante o Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS, iniciado em junho de 2021, foram realizadas até o momento 17 campanhas: 8 Campanhas de Avistagem Embarcada e MAP, 4 Campanhas de Telemetria e 5 Campanhas de Avistagem Aérea (realizadas em duas etapas, sendo uma antes e outra durante um projeto de aquisição sísmica). O esforço amostral e cetáceos detectados visual e acusticamente no Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS estão descritos na **Tabela IV.1-1**. As oito Campanhas de Avistagem Embarcada e MAP do Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS foram realizadas entre o inverno de 2021 e o verão de 2025, com malhas de transecção sistemáticas cobrindo toda a área de estudo na Bacia de Santos (**Figura IV.1-1**). Em relação ao último relatório anual do PMC-BS (PETROBRAS, 2025), no presente Relatório Anual 10 foram incluídas as seguintes campanhas: 19ª e 20ª Campanhas de Avistagem Embarcada e MAP, e 16ª e 17ª Campanhas de Avistagem Aérea.

Tabela IV.1-1: *Esforço amostral e detecções de cetáceos nas Campanhas de Telemetria, de Avistagem Embarcada e MAP e Avistagem Aérea do Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS. MAP = Monitoramento Acústico Passivo.*

Tipo de Amostragem	Campanha (número)	Estação do ano	Data de início	Data de término	Esforço (dias)	Esforço (horas)	Esforço (km)	Grupos de Cetáceos
Avistagem	**13**	Inverno	08/07/2021	20/08/2021	37	392,6	5.012	318
MAP					37	356,8	4.804	97
Telemetria	**13**	Inverno / primavera	28/08/2021	06/10/2021	37	414,2	4.809	120
Aérea	**13**	Primavera / verão	28/11/2021	29/12/2021	6	19,5	6.538	30
Avistagem	**14**	Verão	22/01/2022	01/03/2022	34	413,0	5.471	73
MAP					32	376,7	5.099	87
Telemetria	**14**	Inverno	21/06/2022	30/07/2022	37	382,2	4.223	320
Avistagem	**15**	Inverno / primavera	12/08/2022	06/10/2022	39	411,6	5.184	259
MAP					34	338,0	4.869	144
Aérea	**14**	Primavera	04/10/2022	19/11/2022	7	19,3	4.721	43
Avistagem	**16**	Verão	18/01/2023	27/02/2023	30	370,0	5.576	70
MAP					30	340,9	5.299	80
Aérea	**15**	Outono	07/05/2023	04/06/2023	6	23,9	6.158	26
Telemetria	**15**	Inverno	22/06/2023	31/07/2023	31	323,4	3.978	384
Avistagem	**17**	Inverno / primavera	17/08/2023	06/10/2023	31	338,2	4.815	182
MAP					27	244,6	3.535	114
Avistagem	**18**	Verão	18/01/2024	03/03/2024	34	420,1	6.104	97
MAP					32	335,7	5.060	84
Telemetria	**16**	Inverno	22/06/2024	31/07/2024	36	372,6	4.489	369
Aérea	**16****	Inverno / primavera	21/08/2024	07/10/2024	8	25,0	8676	46
Avistagem	**19****	Inverno / primavera	20/08/2024	07/11/2024	31	306,8	4376	131
MAP					31	262,9	3801	124

Tipo de Amostragem	Campanha (número)	Estação do ano	Data de início	Data de término	Esforço (dias)	Esforço (horas)	Esforço (km)	Grupos de Cetáceos
Avistagem	**20****	Verão	22/01/2025	10/03/2025	31	348,7	2877	55
MAP					31	326,0	2657	53
Aérea	**17****	Outono / inverno	15/05/2025	28/06/2025	6	22,2	9007	19
TOTAL (Ciclo de Médio Prazo)					**441***	**4.603,3***	**92.001***	**2.542 (visual) 783 (acústica)**

** Excluiu-se deste somatório os dias, horas e milhas náuticas amostrados pelo Monitoramento Acústico Passivo (MAP) porque este esforço sobrepõe-se completamente com o esforço visual nas Campanhas de Avistagem e MAP.*
*** Novas campanhas incluídas no presente relatório.*

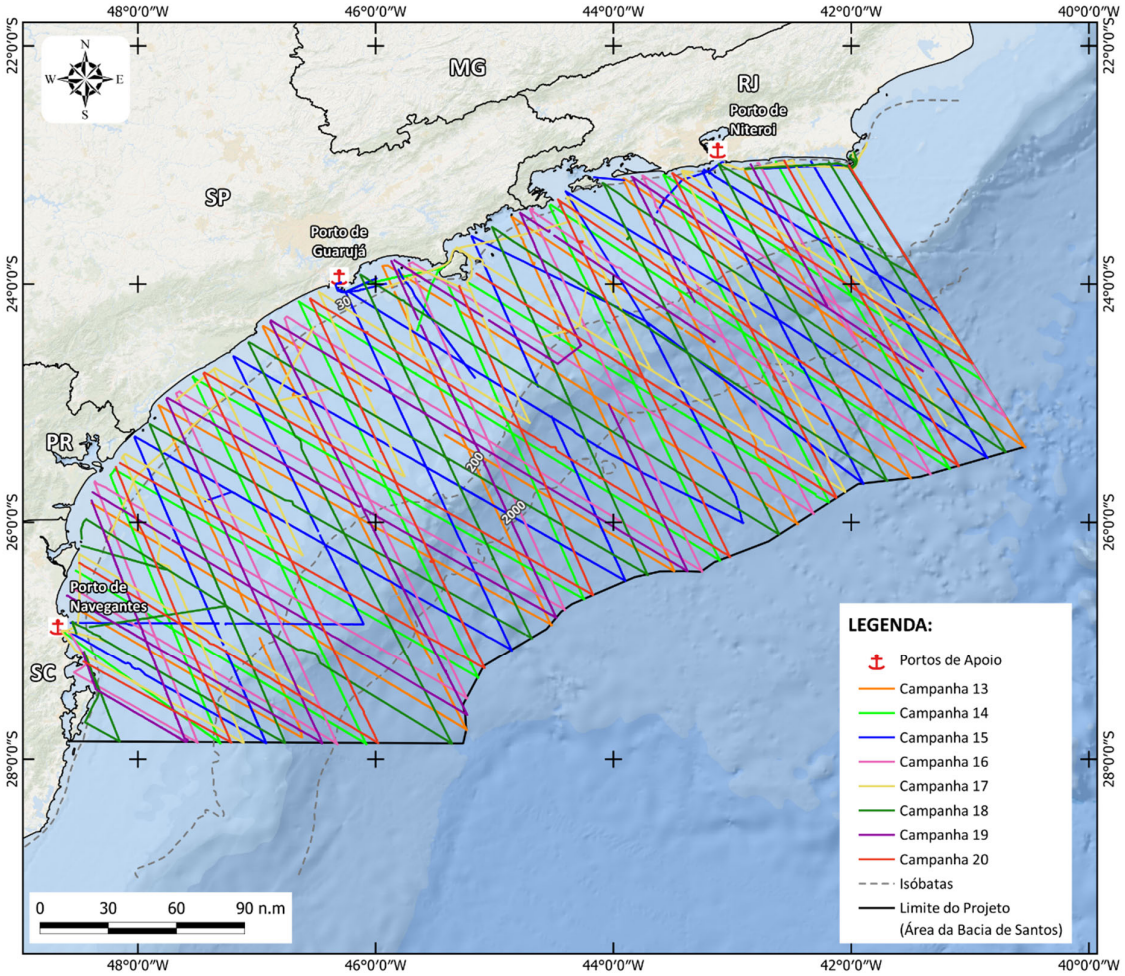


Figura IV.1-1: *Linhas de transecção percorridas até o momento nas Campanhas de Avistagem Embarcada e MAP durante o Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS.*

As quatro Campanhas de Telemetria realizadas no Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS até o momento (13ª a 16ª do Projeto) seguiram a nova estratégia amostral definida para este Ciclo, com previsão de duração de 40 dias consecutivos de esforço de campo, preferencialmente no inverno (ver PETROBRAS, 2020b). Neste 10º Relatório Anual não são apresentados novos dados em relação ao 9º Relatório Anual (**Figura IV.1-2**), pois o cronograma da 17ª Campanha de Telemetria foi deslocado para setembro e outubro de 2025, visando priorizar a Campanha de Avistagem

Embarcada e MAP no período do início do inverno, que geralmente apresenta melhores condições meteoceanográficas. Nas duas últimas campanhas de telemetria foram realizados planejamentos para esforço de marcação nas proximidades de atividades sísmicas (15ª Campanha nas adjacências do polígono da Atividade de Pesquisa Sísmica Marítima 3D Nodes Iara, englobando os Campos de Berbigão, Sururu e Atapu, e 16ª Campanha nas adjacências do polígono da Atividade de Pesquisa Sísmica Marítima 4D Nodes no Campo de Búzios, ambas atividades da PETROBRAS), mas, devido às condições meteoceanográficas adversas, não foi possível amostrar nestas áreas.

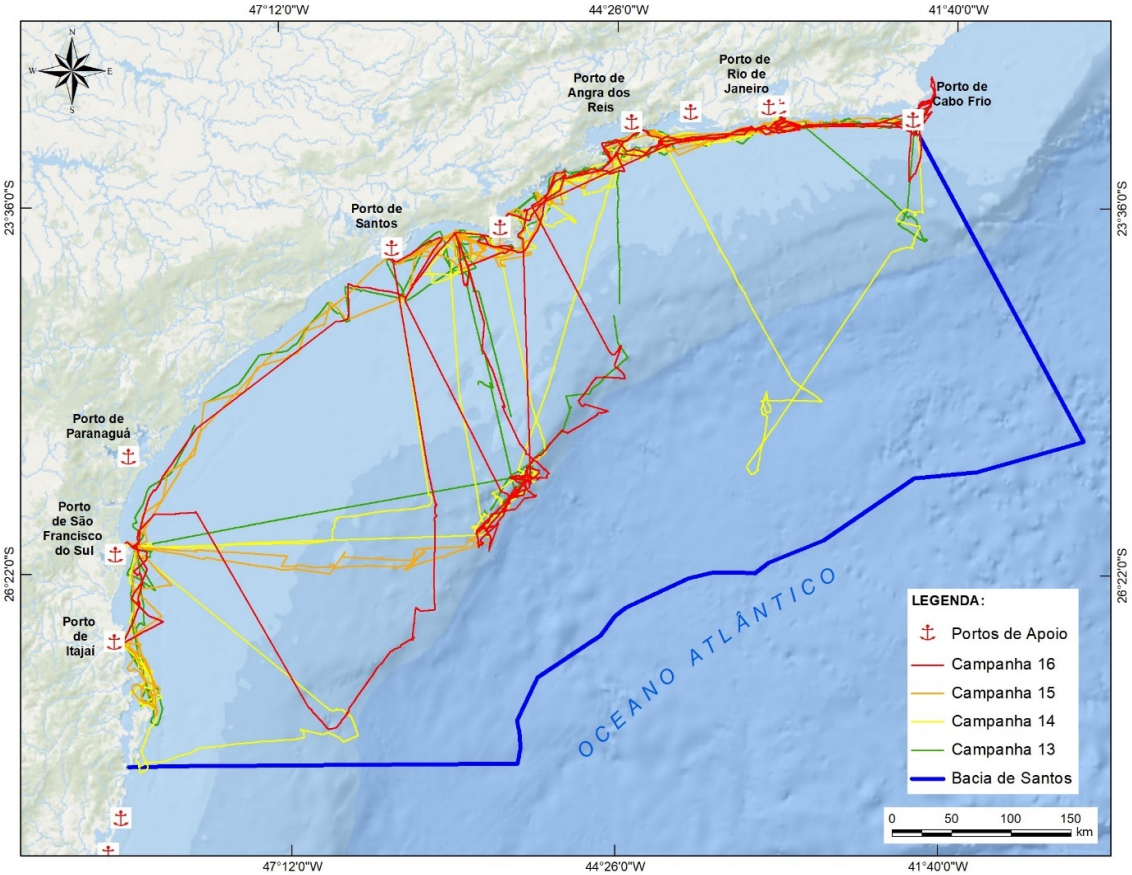


Figura IV.1-2: *Esforço amostral até o momento nas Campanhas de Telemetria do Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS.*

Em relação às Campanhas de Avistagem Aérea, no Ciclo de Médio Prazo o desenho amostral foi revisado em relação ao que foi adotado durante o Ciclo de Curto Prazo do PMC-BS, passando a focar o esforço em uma região no entorno de um projeto de aquisição sísmica antes do início e durante os disparos dos canhões de ar (*airguns*). Até este 10º Relatório Anual foram apresentados dados de sobrevoos realizados em cinco atividades de aquisição sísmica na Bacia de Santos (**Figura IV.1-3**). Os dados de duas novas campanhas foram incluídos no presente relatório: a 16ª Campanha de Avistagem Aérea, realizada nas adjacências do polígono da Atividade de Pesquisa Sísmica Marítima 4D Nodes no Campo de Búzios, e a 17ª Campanha de Avistagem Aérea, realizada nas adjacências do polígono da Atividade de Pesquisa Sísmica Marítima 4D Nodes no Campo de Iracema.

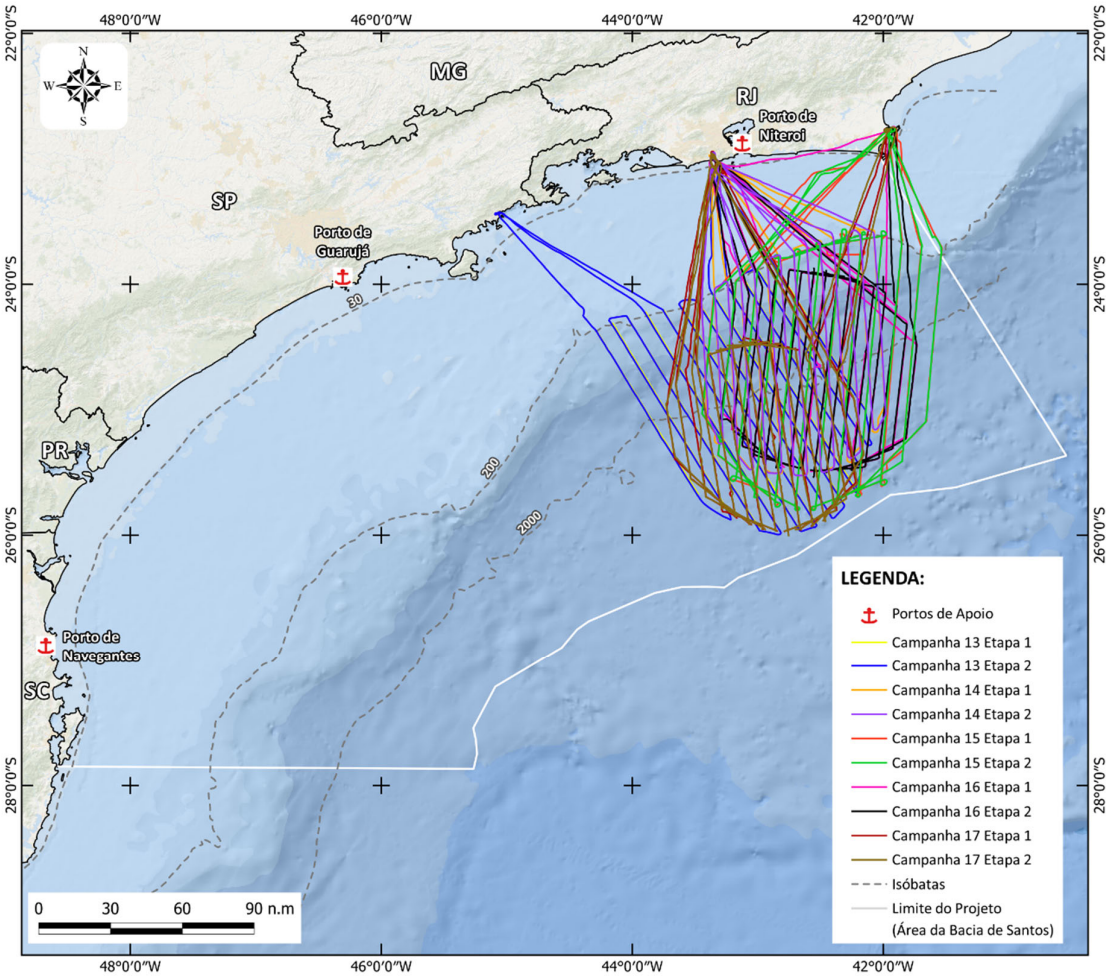


Figura IV.1-3: *Esforço amostral, até o período contemplado por este 10º Relatório Anual, realizado nas Campanhas de Avistagem Aérea do Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS.*

IV.2 Esforço e tamanho amostral em todo PMC-BS

Os dados considerados no presente 10º Relatório Anual são resultado de quase dez anos de coleta sistemática de dados pelo PMC-BS (entre 2015 e 2025), perfazendo 1.317 dias, 13.351,5 horas e 259.093 km de esforço amostral visual aéreo e visual embarcado (**Figura IV.2-1**). Este intenso esforço amostral resultou em 5.645 detecções visuais de cetáceos (**Figura IV.2-2**). O Monitoramento Acústico Passivo (MAP) durante as Campanhas de Avistagem e MAP totalizou 92.348 km de esforço amostral e resultou em 2.177 detecções acústicas de grupos de cetáceos.

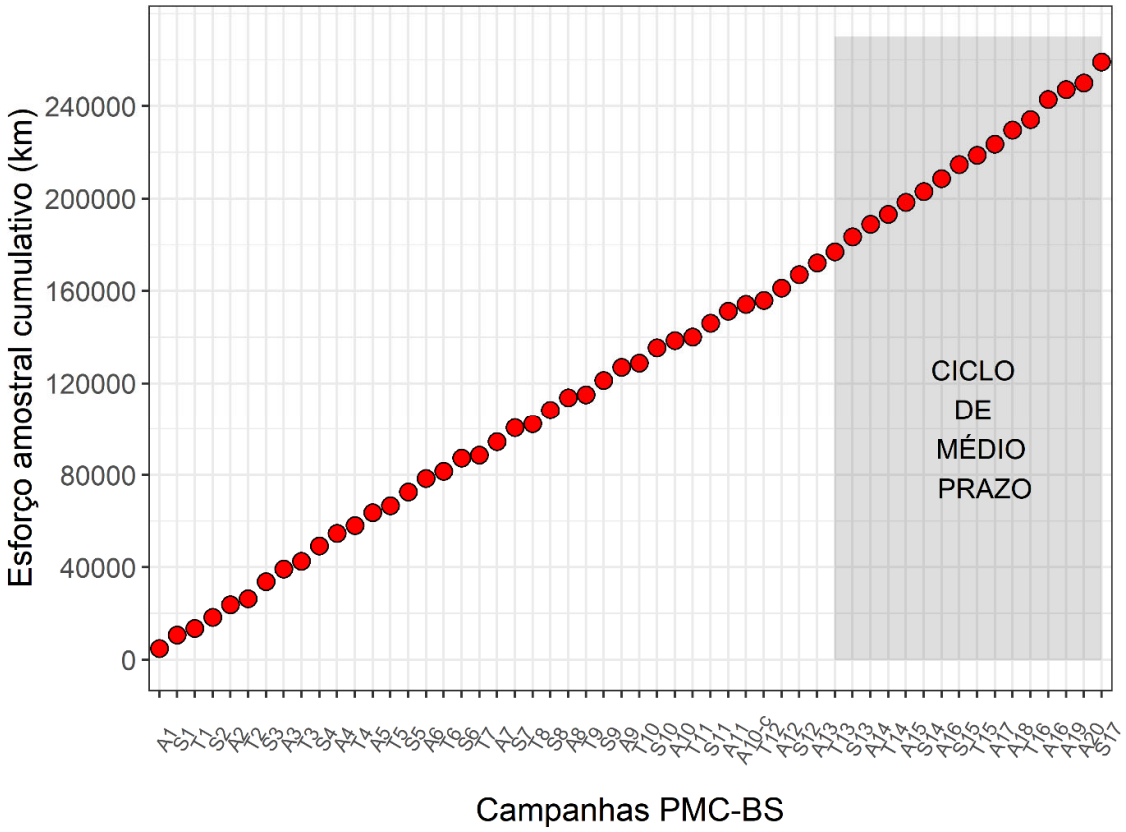


Figura IV.2-1: *Esforço amostral cumulativo (em km percorridos) em todas as campanhas do PMC-BS até o período contemplado por este 10º Relatório Anual (2015-2025). Prefixo indicando o tipo de campanha: A = Avistagem Embarcada e MAP, S = Avistagem Aérea, T =*

Telemetria. O esforço de Monitoramento Acústico Passivo (MAP) foi excluído por coincidir com o esforço de Avistagem Embarcada.

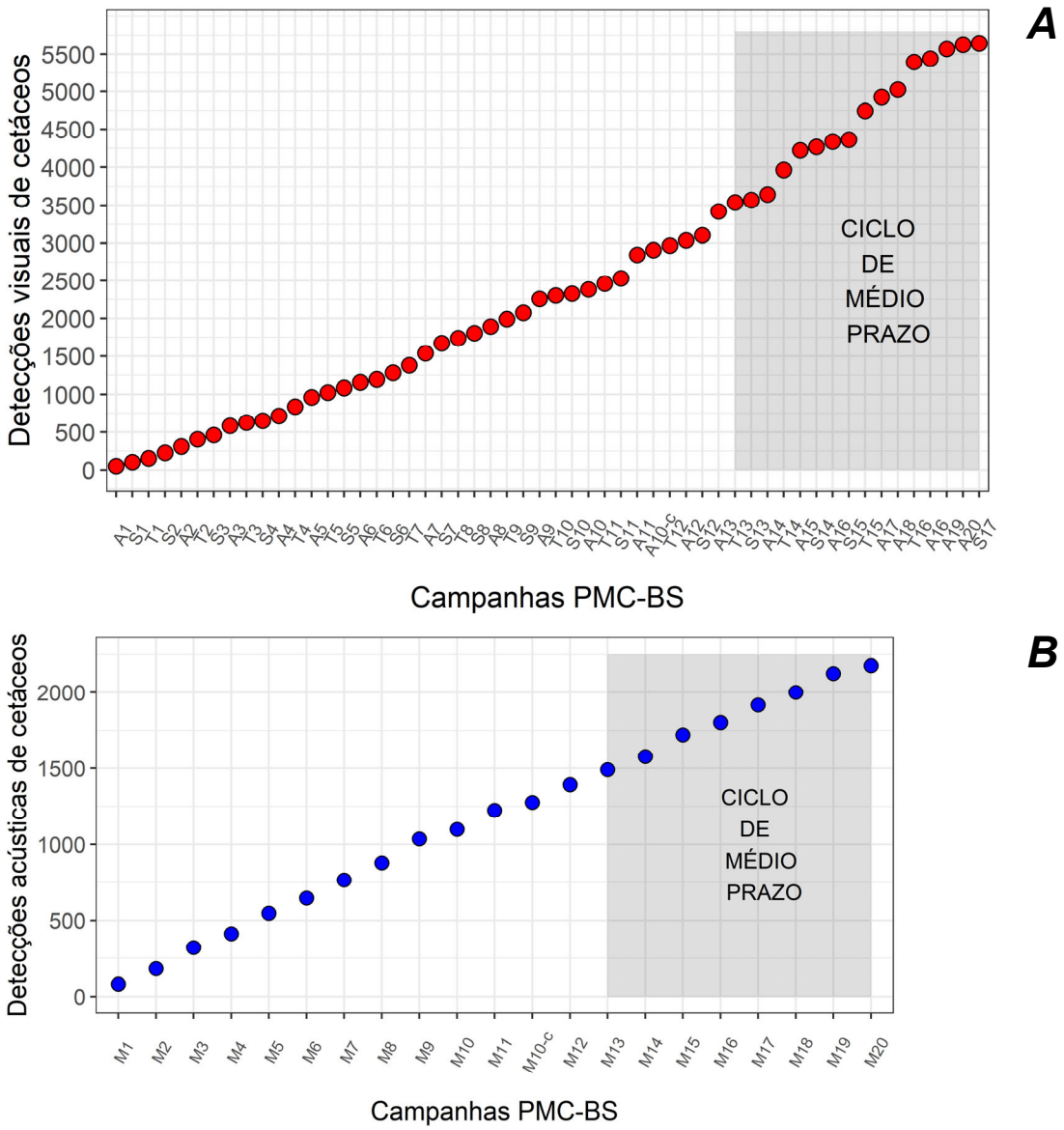


Figura IV.2-2: *Detecções (A) visuais (em vermelho) e (B) acústicas (em azul) cumulativas de cetáceos durante todas as campanhas do PMC-BS até o período contemplado por este 10º Relatório Anual (2015-2025). Prefixo indicando o tipo de campanha: A = Avistagem Embarcada e MAP, S = Avistagem Aérea, T = Telemetria, M = Monitoramento Acústico Passivo.*

Ao longo desses quase dez anos de execução do PMC-BS, 142 transmissores foram colocados com sucesso em indivíduos de 15 espécies de cetáceos, sendo 116 transmissores satelitais e 26 transmissores arquivais (**Tabela IV.2-1**). Mais informações sobre cada implantação de transmissor satelital estão descritas no item **V.2.2 Movimentos**.

Tabela IV.2-1: *Espécies de cetáceos marcadas com sucesso com transmissores satelitais, usando diferentes sistemas de ancoragem, e transmissores arquivais (DTAGs e CATS Cam) durante as Campanhas de Telemetria do PMC-BS entre 2015 e 2025. I = tubo intramuscular; L = LIMPET.*

Espécie	**Tipo de transmissor**				**Total**
	I	**L**	**DTAG**	**CATS**	
Eubalaena australis	3	0	2	0	5
Balaenoptera musculus	2	0	0	0	2
Balaenoptera physalus	1	6	1	0	8
Balaenoptera borealis	3	29	3	3	38
Balaenoptera brydei	0	5	2	0	7
Balaenoptera bonaerensis	0	6	0	0	6
Megaptera novaeangliae	10	0	8	3	21
Physeter macrocephalus	1	2	1	0	4
Orcinus orca	0	15	1	0	16
Globicephala macrorhynchus	0	8	1	0	9
Pseudorca crassidens	0	1	0	0	1
Peponocephala electra	0	2	1	0	3
Grampus griseus	0	1	0	0	1
Steno bredanensis	0	1	0	0	1
Tursiops truncatus	0	20	0	0	20
TOTAL	**20**	**96**	**20**	**6**	**142**

Para 28 espécies com registros fotográficos no PMC-BS foi possível elaborar um catálogo de referência de fotoidentificação, com um total de 3.687 indivíduos catalogados (**Tabela IV.2-2**). As espécies com maior número de fotoidentificações foram o golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*), com cerca 26,1% dos indivíduos identificados (n = 964), seguido do golfinho-pintado-do-Atlântico (*Stenella frontalis*) com 16,3% do total de indivíduos (n = 600). No período do Projeto foram realizadas comparações dos catálogos de animais fotoidentificados do PMC-BS com os catálogos de diferentes instituições de pesquisa do Brasil e do mundo (ver **Volume II - Anexo IV.2-1**: **Resumo das comparações de catálogos com outros grupos de pesquisa**). Ao todo, foram 398 reavistagens realizadas pela equipe de pesquisa de indivíduos dentro do catálogo do PMC-BS e de indivíduos catalogados pelo PMC-BS com indivíduos catalogados por outros grupos de pesquisa, fornecendo importantes informações biológicas como rotas de migração, movimentos, fidelidade ao uso de determinadas áreas e parâmetros populacionais de algumas espécies.

O esforço acumulado de coleta de biópsias ao longo de todo o PMC-BS (até a 20ª Campanha de Avistagem Embarcada e MAP) resultou em 680 amostras processadas de 21 espécies (**Tabela IV.2-3**). As duas espécies das quais se coletou o maior número de amostras continuam sendo o golfinho-pintado-do-Atlântico (*Stenella frontalis*), com 27,5% do total das biópsias (n = 187), e o golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*), com 19,1% do total das biópsias (n = 130) coletadas pelo PMC-BS.

Tabela IV.2-2: *Número cumulativo de indivíduos em catálogo por espécie até o final do Ciclo de Curto Prazo (até a 12ª Campanha de Avistagem Embarcada e MAP) e até o momento de execução do Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS contemplado por este 10º Relatório Anual (incluindo também da 13ª até a 20ª Campanha de Avistagem Embarcada e MAP).*

Espécie	Ciclo de Curto Prazo	Ciclos de Curto e Médio Prazo
Eubalaena australis	0	2
Balaenoptera musculus	6	10
Balaenoptera physalus	18	46
Balaenoptera borealis	50	85
Balaenoptera brydei	30	41
Balaenoptera acutorostrata	3	5
Balaenoptera bonaerensis	11	14
Megaptera novaeangliae	119	272
Mesoplodon europaeus	0	1
Physeter macrocephalus	5	5
Kogia sima	3	8
Ziphius cavirostris	1	5
Orcinus orca	30	55
Globicephala macrorhynchus	117	220
Pseudorca crassidens	20	24
Feresa attenuata	54	89
Peponocephala electra	271	271
Sotalia guianensis	127	196
Steno bredanensis	78	91
Grampus griseus	119	240
Tursiops truncatus	673	964
Stenella attenuata	54	59
Stenella frontalis	446	600
Stenella longirostris	192	257
Stenella clymene	27	33
Delphinus delphis	60	92
Lagenodelphis hosei	11	11
Pontoporia blainvillei	1	1
Total	**2.526**	**3.687**

Tabela IV.2-3: *Número total de biópsias coletadas por espécie nos Ciclos de Curto Prazo (até a 12ª Campanha de Avistagem Embarcada e MAP e 12ª Campanha de Telemetria) e de Médio Prazo do PMC-BS (da 13ª até a 20ª Campanha de Avistagem Embarcada e MAP, e da 13ª até a 16ª Campanha de Telemetria).*

Espécie	Ciclo de Curto Prazo	Ciclo de Médio Prazo	TOTAL
Eubalaena australis	2	2	4
Balaenoptera musculus	8	0	8
Balaenoptera physalus	7	2	9
Balaenoptera borealis	35	14	49
Balaenoptera brydei	14	1	15
Balaenoptera acutorostrata	1	0	1
Balaenoptera bonaerensis	8	1	9
Megaptera novaeangliae	31	10	41
Physeter macrocephalus	7	0	7
Orcinus orca	8	8	16
Globicephala macrorhynchus	19	0	19
Pseudorca crassidens	1	1	2
Peponocephala electra	5	0	5
Sotalia guianensis	2	0	2
Steno bredanensis	16	4	20
Tursiops truncatus	94	36	130
Stenella attenuata	21	1	22
Stenella frontalis	134	53	187
Stenella longirostris	66	20	86
Stenella clymene	11	4	15
Delphinus delphis	27	6	33
Total	**517**	**163**	**680**

V. RESULTADOS E DISCUSSÃO ORIENTADA PARA OS OBJETIVOS

V.1 Descrição da comunidade de cetáceos

Neste primeiro item de resultados orientados para os objetivos do PMC-BS, buscou-se atualizar a descrição da riqueza de espécies de cetáceos da Bacia de Santos com base no extenso banco de dados do PMC-BS, coletado a partir de diferentes campanhas amostrais na área de estudo ao longo dos quase dez anos de execução do projeto. Além disso, no presente relatório, foi realizada uma análise inédita sobre diferenças sazonais da comunidade de cetáceos da Bacia de Santos, utilizando análises multivariadas, incluindo um teste de hipóteses, visando identificar diferenças e similaridades na composição das espécies da Bacia de Santos entre as quatro estações do ano.

V.1.1 Material e métodos

Os métodos utilizados pelo PMC-BS para a amostragem dos cetáceos na Bacia de Santos foram descritos no item **III. Métodos de Coleta** do presente 10º Relatório Anual e os Procedimentos Operacionais (POs) detalhados podem ser acessados no **Volume II** deste relatório.

A identificação taxonômica das espécies de cetáceos foi realizada principalmente com base na visualização de caracteres diagnósticos das espécies conforme descrito na literatura especializada (p.ex., JEFFERSON et al., 2015). Sempre que possível também foram realizados registros fotográficos, sendo que estes registros podem confirmar a identificação realizada visualmente ou mesmo a identificação pode ter sido possível somente por análise das imagens após a detecção.

Adicionalmente, o DNA extraído das amostras de pele, coletadas nas Campanhas de Avistagem Embarcada e MAP e nas Campanhas de Telemetria foi sequenciado para a região controle do DNA mitocondrial (DNAmt). Um total de 680

amostras apresentaram sequências de boa qualidade e foram identificadas molecularmente (ver **Anexo V.1.1-1: Resultados da identificação genética das amostras por DNAmt e sexagem molecular, Volume II**). Os haplótipos da região controle do DNAmt dessas amostras foram depositados no *GenBank*.

Para identificação da espécie, após a geração da sequência consenso das leituras *forward* e *reverse* obtidas para cada amostra no programa SEQUENCHER 5.4.6 (Gene Codes Corporation), cada sequência foi comparada por análise filogenética (*neighbor-joining*) com as sequências do banco de dados de referência do programa *DNA Surveillance* (ROSS et al., 2003). As sequências também foram comparadas com o banco de sequências de DNA do *GenBank*, por pesquisas de similaridade usando a ferramenta *BLAST* desse banco, em que se verifica a espécie com maior similaridade. Porém, nem todas as espécies possuem sequências de referência no *GenBank*. Assim, nos casos de discrepância na identificação entre os resultados do *DNA Surveillance* e a espécie mais próxima no *GenBank*, optou-se pela identificação oriunda do primeiro.

Para testar a sazonalidade na composição da comunidade de espécies da Bacia de Santos, as campanhas foram particionadas nas quatro estações do ano e foi considerada a presença ou ausência de cada. A matriz de presença e ausência das espécies foi utilizada primeiramente para construir uma matriz de dissimilaridade com o Índice de Jaccard, com ênfase nas espécies compartilhadas entre as amostras e ignorando as espécies não compartilhadas. Este procedimento pode ocasionar vieses na representação das comunidades, mas enfatiza a co-ocorrência de espécies entre diferentes estações do ano, sendo interessante para entender potenciais recursos comuns ou condições ambientais similares.

Para explorar graficamente a similaridade na composição das espécies entre estações do ano, foram usados pelo menos três métodos de ordenação multivariada (ver detalhes em BORCARD et al., 2011): escalonamento multidimensional não-métrico (*Nonmetric Multidimensional Scaling* - NMDS), análise de componentes principais (PCA) e análise de redundância (RDA). Estes métodos têm em comum uma interpretação gráfica baseada na proximidade entre os pontos de dados, representados no gráfico pelos dados advindos de cada estação das campanhas. Deste modo os pontos mais próximos são mais similares

INTERNA

entre si que pontos mais distantes. Para facilitar a interpretação foram adicionadas elipses baseadas no desvio padrão para cada estação, que indicam que é esperado que aproximadamente 95% das observações caiam dentro da elipse. Assim, para interpretação dos padrões de similaridade entre estações, observa-se o tamanho das elipses, que indicam maior ou menor dispersão dos pontos, e a sobreposição destas elipses entre as estações, que indicam a similaridade entre os grupos.

Para testar se existe diferença entre as estações do ano na composição das espécies, foi usado a análise de variância multivariada (MANOVA). Este teste multivariado de hipóteses também usa a matriz de dissimilaridade e testa a diferença geral entre os grupos, sem, contudo, indicar a fonte destas diferenças. Todas as análises foram realizadas no ambiente de programação R (R CORE TEAM, 2025) usando o pacote ‘vegan’ (OKSANEN et al., 2022).

V.1.2 Resultados e discussão

A curva de acumulação de espécies em função do esforço amostral tendeu à estabilização após aproximadamente 300 dias de esforço amostral pelo PMC-BS (**Figura V.1.2-1**). Conforme já afirmado em relatórios anteriores, esta tendência à estabilização indica que o intenso esforço amostral empregado no projeto foi suficiente para descrever a riqueza de espécies que ocorre na área de estudo. Apesar de ainda ser possível registrar espécies novas que ocorrem na região, estas espécies são raras ou de difícil detecção, conforme as últimas espécies descobertas, que fazem parte de um grupo críptico que são as baleias-bicudas (Família Ziphiidae). Até o momento foram registradas 29 espécies de cetáceos com registro visual confirmado para a Bacia de Santos (**Tabela V.1.2-1**).

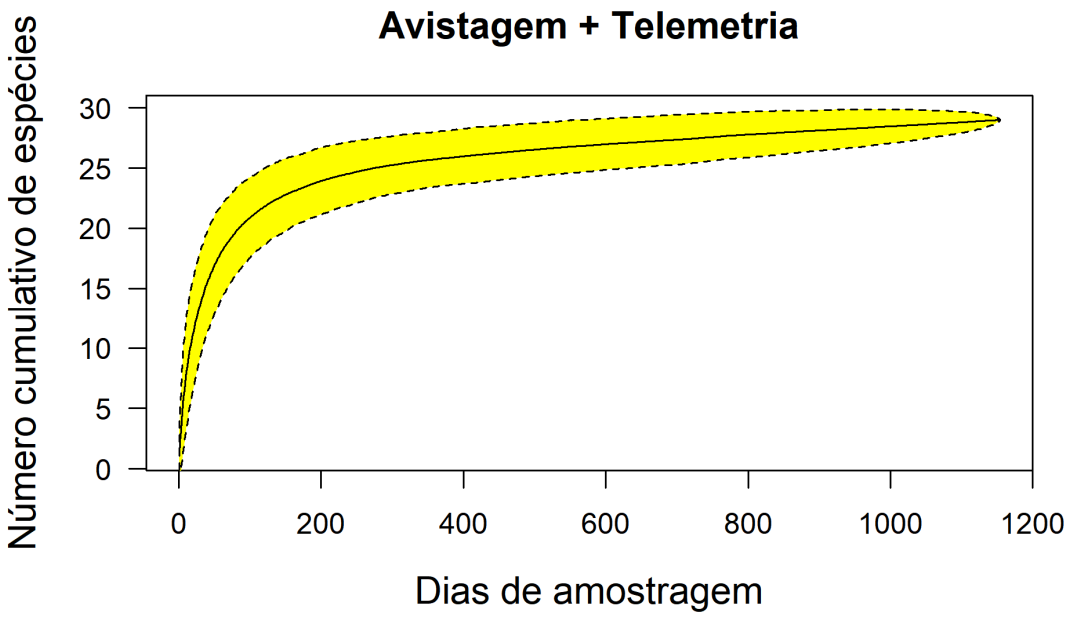


Figura V.1.2-1: *Curva de acumulação de espécies de cetáceos identificadas em função dos dias amostrados na Bacia de Santos pelo PMC-BS entre 2015 e 2025.*

Tabela V.1.2-1: *Espécies de cetáceos avistadas pelo PMC-BS na Bacia de Santos entre 2015 e 2025. Tipo de Campanha do PMC-BS: A = Avistagem Embarcada e MAP; S = Avistagem Aérea; T = Telemetria. Status de conservação: MMA = Ministério do Meio Ambiente; IUCN = União Internacional para Conservação da Natureza; CR = "Criticamente ameaçada", EN = "Ameaçado de extinção", VU = "Vulnerável", NT = "Quase ameaçada", LC = "Baixo risco", DD = "Deficiente em Dados.*

Nome Científico	Nome Comum	Tipo de Campanha do PMC-BS			Status de Conservação MMA* / IUCN	Número de detecções
		A	S	T		
MYSTICETI						
Família Balaenidae						
Eubalaena australis	Baleia-franca-austral			X	EN / LC	13
Família Balaenopteridae						
Megaptera novaeangliae	Baleia-jubarte	X	X	X	- / LC	1.788
Balaenoptera musculus	Baleia-azul	X		X	CR / EN	12
Balaenoptera physalus	Baleia-fin	X		X	EN / VU	75
Balaenoptera borealis	Baleia-sei	X	X	X	EN / EN	116
Balaenoptera brydei	Baleia-de-Bryde	X	X	X	- / LC	114
Balaenoptera bonaerensis	Baleia-minke-antártica	X	X	X	- / NT	17
Balaenoptera acutorostrata	Baleia-minke-anã	X	X		- / LC	9
ODONTOCETI						
Família Physeteridae						
Physeter macrocephalus	Cachalote	X	X	X	VU / EN	39

Nome Científico	Nome Comum	Tipo de Campanha do PMC-BS			Status de Conservação MMA* / IUCN	Número de detecções
		A	S	T		
Família Kogiidae						
Kogia sima	Cachalote-anão	X	X		- / LC	5
Família Ziphiidae						
Ziphius cavirostris	Baleia-bicuda-de-Cuvier	X	X		- / LC	1
Mesoplodon densirostris	Baleia-bicuda-de-Blainville	X			- / LC	1
Mesoplodon europaeus	Baleia-bicuda-de-Gervais	X			- / LC	1
Família Pontoporiidae						
Pontoporia blainvillei	Toninha	X	X	X	CR / VU	57
Família Delphinidae						
Steno bredanensis	Golfinho-de-dentes-rugosos	X	X	X	- / LC	41
Sotalia guianensis	Boto-cinza	X	X	X	VU / NT	64
Tursiops truncatus	Golfinho-nariz-de-garrafa	X	X	X	- / LC	215
Stenella attenuata	Golfinho-pintado-pantropical	X	X	X	- / LC	53
Stenella frontalis	Golfinho-pintado-do-Atlântico	X	X	X	- / LC	344
Stenella longirostris	Golfinho-rotador	X	X	X	- / LC	91
Stenella clymene	Golfinho-de-Clymene	X	X	X	- / LC	24
Delphinus delphis	Golfinho-comum	X		X	- / LC	17
Lagenodelphis hosei	Golfinho-de-Fraser	X			- / LC	1
Grampus griseus	Golfinho-de-Risso	X	X	X	- / LC	92

Nome Científico	Nome Comum	Tipo de Campanha do PMC-BS			Status de Conservação MMA* / IUCN	Número de detecções
		A	S	T		
Peponocephala electra	Golfinho-cabeça-de-melão	X	X	X	- / LC	4
Feresa attenuata	Orca-pigmeia	X	X	X	- / LC	16
Pseudorca crassidens	Falsa-orca	X	X	X	- / NT	8
Orcinus orca	Orca	X	X	X	- / DD	47
Globicephala macrorhynchus	Baleia-piloto-de-peitorais-curtas			X	- / LC	27

* *Status* de conservação do Ministério do Meio Ambiente (MMA) segue a última Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção (MMA, 2022).

Sazonalidade na comunidade de cetáceos

A diferença sazonal na composição da comunidade de cetáceos foi evidente, com diferença significativa entre as estações do ano de acordo com a MANOVA (GL = 3; F = 4,65; p 0,001). De uma maneira geral, as análises multivariadas de ordenamento mostraram maior similaridade na composição da comunidade entre inverno e primavera, e entre verão e outono (**Figuras V.1.2-2** a **V.1.2-4**). O valor de *stress* igual a 0,228 para a análise NMDS indica que a sazonalidade não explica toda a variabilidade dos dados, pois valores abaixo de 0,2 geralmente são considerados boas representações dos dados. Entretanto, diferentes análises de ordenamento mostram maior ou menor sobreposição entre determinadas estações

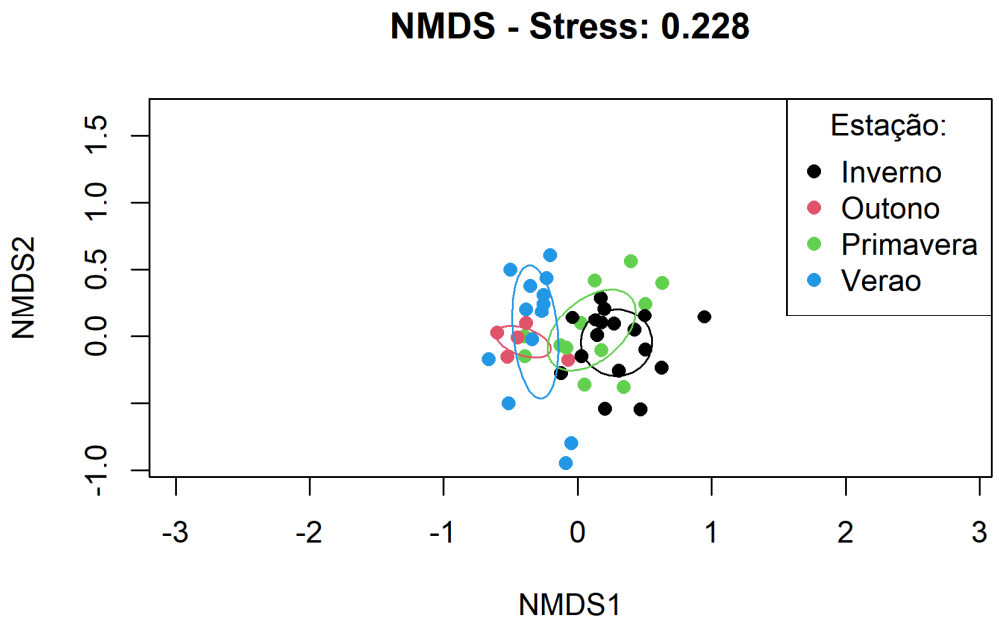


***Figura V.1.2-2**: Bi-plot da análise de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) representado diferenças sazonais na composição de espécies de cetáceos da Bacia de Santos.*

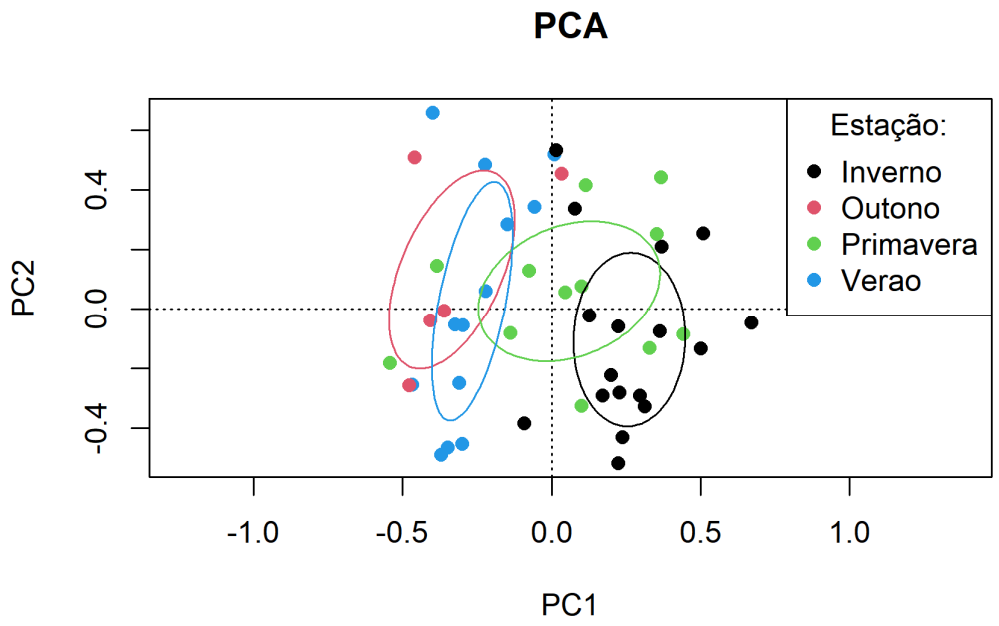


Figura V.1.2-3: *Bi-plot da análise de componentes principais (PCA) representando diferenças sazonais na composição de espécies de cetáceos da Bacia de Santos.*

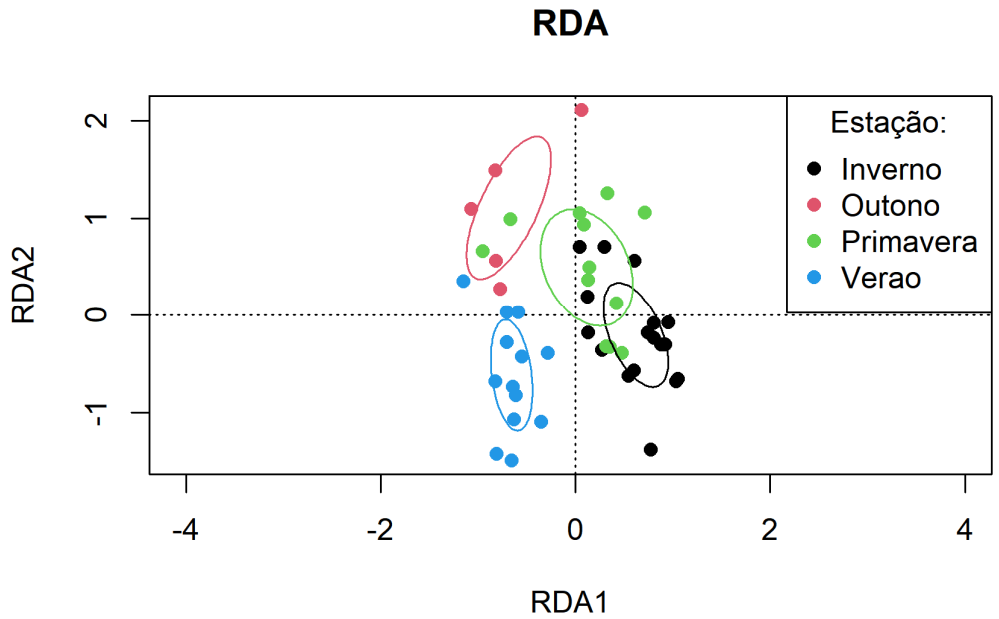


Figura V.1.2-4: *Bi-plot da análise de redundância (RDA) representado diferenças sazonais na composição de espécies de cetáceos da Bacia de Santos.*

O inverno e primavera foram as estações do ano que mais tiveram sobreposição na comunidade de cetáceos e essa similaridade tem relação com a presença de grandes baleias migratórias na área de estudo, como a baleia-jubarte, que permanece em águas brasileiras principalmente entre julho e novembro para reprodução (MORETE et al., 2008). Além da baleia-jubarte, outros grandes balaenopterídeos como as baleias-azul, fin, sei e minke-Antártica, também utilizam as águas da Bacia de Santos nesta época. Algumas campanhas da primavera se aproximaram dos pontos do outono e verão, correspondendo às campanhas realizadas no final da estação, quando as grandes baleias já migraram de volta para as áreas de alimentação em regiões Antárticas e sub-Antárticas.

Além dos migrantes sazonais, a sazonalidade também interfere em outros cetáceos, especialmente considerando que os recursos alimentares da grande maioria das espécies flutuam no tempo, com conexões com a variabilidade ambiental, como temperatura da água e processos oceanográficos em larga e média escala, como a ressurgência do Cabo Frio, ocorrendo principalmente no verão com maior incidência de ventos do quadrante nordeste, e com a convergência subtropical, que ocorre no inverno (MARTINS et al., 2023). A única baleia residente da costa brasileira, a baleia-de-Bryde (*Balaenoptera brydei*), movimenta-se sazonalmente na área de estudo, e eventualmente para regiões adjacentes, aproveitando-se de condições mais produtivas relacionadas com processos oceanográficos de meso-escala (DALPAZ et al., 2023). Dentre as espécies que são predominantes no verão, destacam-se pelo menos três espécies de golfinhos do gênero *Stenella*, como *S. frontalis*, *S. longirostris* e *S. attenuata*. Embora mais informações sejam necessárias sobre a dieta destas espécies, é clara a afinidade deste gênero com águas mais quentes (MORENO et al., 2005) e sua maior abundância na Bacia de Santos no verão (ver item **V.3.1 Estimativas de densidade e abundância de cetáceos**).

Em suma, evidenciamos o papel estruturador da sazonalidade da comunidade de cetáceos, que se junta ao uso de diferentes habitats pela comunidade, conforme evidenciado nos relatórios do PMC-BS e na literatura sobre cetáceos (p.ex. BAUMGARTNER et al., 2001). Além das evidências de uma maior riqueza de espécies de cetáceos no inverno na Bacia de Santos (MARTINS et al., 2023), as análises apresentadas aqui reforçam esta mudança na composição da comunidade relacionada com a sazonalidade.

V.2 Movimentos, uso de habitat e ecologia trófica

V.2.1 Movimentos

V.2.1.1 Movimentos Registrados por Meio de Fotoidentificação

Até o momento ocorreram 398 reavistagens de 15 espécies de cetáceos na Bacia de Santos (**Figura V.2.1-1**). Neste último ano, foram reavistados 30 indivíduos (incluindo as realizadas via comparações de catálogos) de oito espécies: *Steno bredanensis* (12), *Tursiops truncatus* (8 reavistagens), *Megaptera novaeangliae* (4), *Balaenoptera brydei* (2), *Orcinus orca* (2), *Stenella longirostris* (1), *Grampus griseus* (1), *Feresa attenuata* (1). Destas, 14 foram de indivíduos ainda não reavistados, registrados para sete espécies: *Tursiops truncatus* (7 novas reavistagens), *Megaptera novaeangliae* (2), *Orcinus orca* (2), *Steno bredanensis* (1), *Stenella longirostris* (1), *Grampus griseus* (1). Esses dados reforçam a continuidade do monitoramento de indivíduos ao longo do tempo e sua relevância para estudos populacionais e comportamentais.

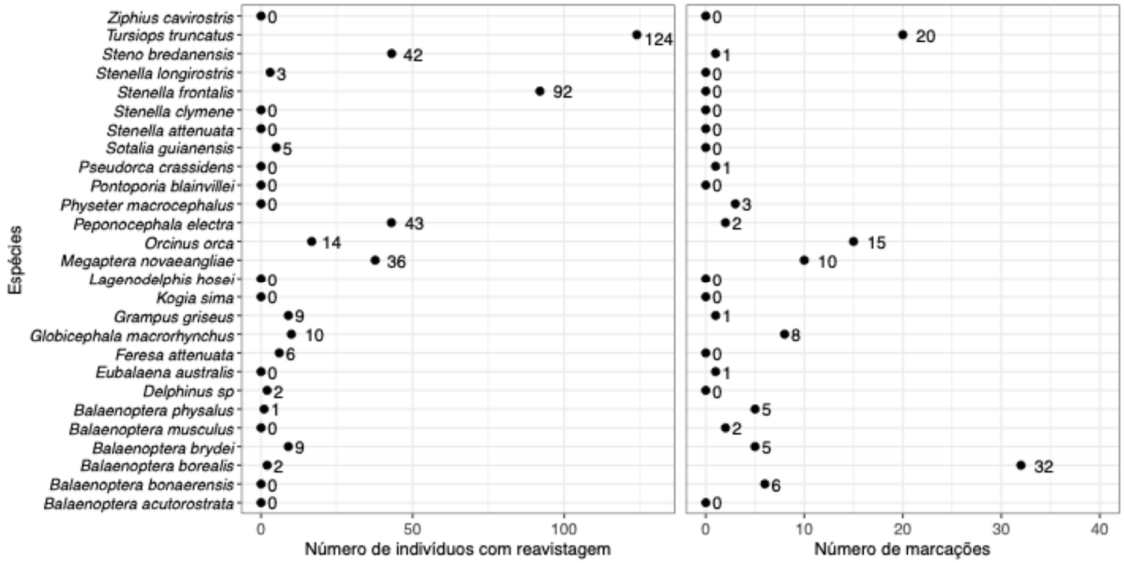


Figura V.2.1-1: *Número de reavistagens (matchs) e de marcação com transmissor satelital por espécie.*

Os novos registros por fotoidentificação foram apresentados em conjunto com reavistagens anteriores, considerando tanto dados internos do PMC-BS quanto comparações com catálogos externos. Esses resultados foram integrados às informações de telemetria, permitindo discussões complementares. Para espécies com ausência de novos dados em uma das abordagens (fotoidentificação ou telemetria), foram reapresentados os registros relevantes de anos anteriores, assegurando a manutenção de uma análise integrada. A fim de identificar padrões de uso espacial e recorrência de indivíduos, aplicou-se uma abordagem de aprendizado não supervisionado (*K-means*; HARTIGAN; WONG, 1979) às reavistagens, por espécie, com base nas coordenadas de longitude, latitude e profundidade. Essa análise permitiu caracterizar áreas com maior frequência de revisitas e potenciais movimentos entre elas, bem como padrões de estruturação, se existir.

V.2.1.2 Movimentos Registrados por Telemetria satelital

Do total de 116 indivíduos marcados com sucesso com transmissores satelitais, foram obtidas informações de 104 indivíduos, de 15 espécies de cetáceos, durante os Ciclos de Curto e Médio Prazo do PMC, que permitiram avaliar a movimentação das espécies e o uso de habitat na Bacia de Santos (**Tabela V.2.1-1 e Tabela V.2.1-2)**. Destes, 48 foram sexados geneticamente (ou pelo dimorfismo sexual aparente para alguns indivíduos de *O. orca*) e um gênero (*Globicephala*) foi identificado em nível de espécie (*G. macrorhynchus*) por meio de amostras coletadas por biópsia para outros indivíduos do mesmo grupo. Em uma ocasião houve a marcação de um indivíduo de *G. macrorhynchus* com dois transmissores por falha de procedimento; neste caso, foi selecionado o transmissor com maior tempo de duração, sendo o outro descartado das análises e não considerado (PTT 224113). Na descrição dos movimentos estão apresentadas apenas as espécies para as quais foram obtidos novos registros em 2024. Para as outras espécies, devem ser consultados relatórios anteriores.

Tabela V.2.1-1: *Informações sobre os indivíduos marcados com sucesso com transmissores satelitais (n = 116) nas Campanhas de Telemetria dos Ciclos de Curto e Médio Prazo (nove primeiros anos) do PMC-BS. PTT = número de identificação do transmissor no sistema Argos; $D_{marcação}$= data de marcação do indivíduo; P_{total} = total de pontos de localização registrados para o indivíduo; P_{filtro} = total de pontos resultantes após a filtragem; $\%_{pt_filtro}$ = percentual de pontos remanescentes após a filtragem (com base no Filtro de Freitas); D_{total} = distância percorrida pelo indivíduo desde a data de marcação até o último ponto registrado, em km; $D_{média}$ = distância média percorrida por dia, em km. S = sexo (M = macho; F = fêmea). Não foi possível realizar a biópsia em alguns indivíduos, o que impossibilitou a sexagem genética.*

PTT	Espécie	$D_{marcação}$	Dias	P_{total}	P_{filtro}	$\%_{pt_filtro}$	D_{total}	$D_{média}$	S
Família Balaenidae									
Eubalaena australis									
197758		22/07/22	31	610	444	72,8	2.554	82,4	F
244927		23/07/23	8	142	104	73,2	744,7	93,1	F
244931		17/07/24	95	1.883	1.528	81,1	6.497,3	68,4	F
Família Balaenopteridae									
Balaenoptera musculus									
158554		13/07/19	46	743	609	82	4.075	88,6	F
197760		20/07/20	23	230	227	98,7	1.580	68,7	F
Balaenoptera physalus									
158553		12/07/19	20	132	77	58,3	2.150	107,5	F
158549		27/08/16	2	7	Sem dados após filtro				--
235333		26/07/22	Falha na transmissão						–
235332		26/07/22	11	111	69	62,1	722	65,6	--
235352		05/07/23	61	668	505	75,6	5.059,2	82,9	F
244906		19/07/24	11	167	137	82	909,7	82,7	–
235350		05/07/24	Falha de transmissão						–
Balaenoptera borealis									
158555*		24/08/16	Falha de transmissão						--
158546		25/08/16	6	87	66	75,9	339	56,5	--
158550		29/08/16	Falha de transmissão						
162629		31/08/16	7	34	7	20,6	453	64,7	M
162630		01/09/16	38	409	305	74,6	3.533	92,9	--
34638		06/08/18	39	304	192	63,1	2.856	73,2	--
34755		07/08/18	12	131	97	74,1	942	78,5	--
58003		07/08/18	4	11	Sem dados após filtro				--

PTT	Espécie	$D_{marcação}$	Dias	P_{total}	P_{filtro}	$\%_{pt_filtro}$	D_{total}	$D_{média}$	S
58005		08/08/18	59	894	81	9,1	3.743	63,4	M
158555		28/07/19	46	159	84	52,8	2.874	62,5	--
179332		28/07/19	3	26	19	73,1	88	29,5	F
179339		28/07/19	42	594	483	81,3	3.021	71,9	--
58007		29/07/19	34	329	248	75,4	2.633	77,4	M
179337		29/07/19	33	332	263	79,2	2.505	75,9	--
197762		22/07/20	28	503	407	80,9	2.466	88,1	--
197767		22/07/20	39	404	401	99,2	3.599	92,3	--
197770		02/08/20	22	392	314	80,1	1.876	85,3	M
197766		02/08/20	53	1.089	867	79,6	4.805	90,6	M
197765		02/08/20	20	301	245	81,4	1.226	61,3	M
179336		03/08/20	7	57	40	70,2	481	68,7	M
179338		03/08/20	4	20	15	75	113	28,4	F
179334		04/08/20	7	113	98	86,7	303	43,3	--
224122		09/07/22	9	90	70	77,8	592	65,8	M
224119		12/07/22	9	37	19	51,6	308	34,2	--
235340		25/07/22	15	79	49	62,0	1.125	75	--
235338		28/07/22	10	55	29	52,7	562	56,2	--
244914		19/07/24	25	347	288	83	2.256,8	90,3	M
244910		20/07/24	15	258	210	81,4	1.053,6	70,2	F
244909		20/07/24	21	419	351	83,8	2.168,9	103,3	–
244911		21/07/24	37	340	242	71,2	2.457,7	66,4	–
244905		22/07/24	5	44	37	84,1	81,4	16,3	–
244913		23/07/24	19	260	214	82,3	1.217,9	64,1	–
Balaenoptera brydei									
166662		25/07/17	28	107	69	64,5	1.107	39,7	--
34775		13/11/17	2	9	7	77,8	34	17,1	F
58004		01/08/18	4	39	27	69,2	194	48,4	M
224124		02/10/21	10	163	116	71,2	538,2	53,8	M
244907		13/07/24	8	95	76	80	257,9	32,2	–
Balaenoptera bonaerensis									
166666		13/07/17	18	174	72	41,4	1.846	102,5	M
179333		13/07/19	17	199	139	69,8	1.641	96,5	--
208551		21/11/20	25	533	316	59,3	3.778	151,1	F
208550		21/11/20	14	318	209	65,7	1.725	123,2	M
235344		27/06/23	9	178	125	70,2	897,3	99,7	–
235346		27/06/23	2	21	14	66,7	78,5	39,2	M

PTT	Espécie	$D_{marcação}$	Dias	P_{total}	P_{filtro}	$\%_{pt_filtro}$	D_{total}	$D_{média}$	S
Megaptera novaeangliae									
158542		10/08/16	19	296	282	95,3	462	24,3	M
158553		20/08/16	15	187	141	75,4	1.501	100,1	--
158554*		21/08/16	3	11	7	63,6	39	12,9	--
158556		02/09/16	9	66	59	89,4	117	13,0	F
34588		20/07/17	54	697	591	84,8	5.163	95,6	F
34686		23/07/17	36	409	330	80,7	2.753	76,5	--
34594		23/07/18	Falha de transmissão						--
34722		26/07/18	51	631	544	6,2	3.867	75,8	M
34738		29/07/18	4	12	4	33,3	114	28,4	--
244926		02/07/23	12	236	183	77,5	1.159,3	96,6	M
Família Physeteridae									
Physeter macrocephalus									
34732		20/11/17	60	368	308	83,7	3.786	63,1	--
34746		20/11/17	3	6	2	33,3	5	1,6	--
34792		20/11/17	4	22	11	50	302	75,5	--
Família Delphinidae									
Orcinus orca									
158547		30/08/16	3	36	30	83,3	147	49,1	M
162628		30/08/16	13	170	145	85,3	683	52,5	M
158545		30/08/16	Falha de transmissão						--
162633		30/07/17	33	555	490	88,3	2.692	81,6	M
58014		06/08/18	11	149	105	70,5	634,5	57,7	--
58013		07/08/18	14	200	167	83,5	634,8	45,3	M
197768		02/08/20	32	512	436	85,1	1.702	53,2	M
197771		05/09/21	14	150	126	84	873,8	62,4	--
208549		05/09/21	10	168	164	97,6	510,1	51	M
224117		18/09/21	16	302	254	84,1	1.267,8	79,2	--
224115		01/07/22	10	134	99	73,9	559	55,9	F
224121		17/07/23	40	1.898	793	41,8	4.473,4	111,8	F
235343		11/07/23	45	975	857	87,9	4.594,8	102,1	–
235354		12/07/23	15	299	215	71,9	1.298,9	86,6	M
235355		12/07/23	12	276	249	90,2	1.108,9	92,4	F
Globicephala macrorhychus									
58016		24/01/19	32	467	335	71,7	2.746	85,8	--
179341		13/07/19	9	88	63	71,6	441	49,5	M

INTERNA

PTT	Espécie	$D_{marcação}$	Dias	P_{total}	P_{filtro}	$\%_{pt_filtro}$	D_{total}	$D_{média}$	S
179340		13/07/19	25	269	210	78,1	1.522	60,9	M
208555		02/12/20	8	83	64	77,1	457	57,2	M
208554		02/12/20	5	58	47	81	245	49	--
224112		24/06/22	24	426	349	81,9	1.997	83,2	--
235334		26/07/22	25	197	144	73,1	1.526	61,1	--
224114		26/07/22	1	2	Sem dados após filtro				--
Pseudorca crassidens									
235351		17/07/23	22	291	181	62,2	2.674,1	121,5	F
Peponocephala Electra									
34756		06/04/18	6	40	19	47,5	239	39,8	--
34773		06/04/18	7	55	13	23,6	267	38,2	--
Grampus griseus									
58010		08/02/19	6	76	57	75	268	44,8	--
Steno bredanensis									
58015		31/07/18	7	114	57	50	1.000	142,9	M
Tursiops truncatus									
158551		25/02/16	8	68	54	79,4	503	62,9	--
158544		17/03/16	13	108	89	82,4	919	70,7	--
162631		06/09/16	4	9	3	33,3	65	16,2	--
162634		14/02/17	4	44	24	54,5	159	39,7	F
162632		24/02/17	7	74	56	75,7	516	73,7	F
162637		24/02/17	10	125	105	84	666	66,6	--
162635		14/02/17	Falha de transmissão						--
166663		20/07/17	14	120	94	78,3	566	40,4	--
166665		30/03/18	12	39	19	48,7	361	30,1	--
34751		30/03/18	20	316	264	83,5	1.357	68,9	--
34754		03/04/18	2	11	5	45,4	14	7,1	--
166664		30/03/18	Falha de transmissão						--
58017		28/07/18	12	195	154	78,9	1.238	103,1	--
162636		28/07/18	15	205	114	55,6	1.810	120,7	--
58008		28/01/20	7	93	70	75,3	474	67,8	--
58009		23/01/20	1	3	Sem dados após filtro				F
224118		16/07/22	8	97	80	82,5	388	48,5	M
224123		28/07/22	6	19	12	63,1	101	16,8	--
235342		17/07/23	8	56	39	69,6	298,5	37,3	–
235348		17/07/23	3	38	28	73,7	123,3	41,1	–

* Canais de transmissão utilizados duas vezes, em campanhas distintas.

***Tabela V.2.1-2**: Informações sobre o número de transmissores, número de posições transmitidas, média, desvio padrão, mínimo e máximo dos dias de monitoramento e distância monitorada para cada espécie, assim como um resumo das características do habitat de ocorrência das espécies marcadas com transmissores satelitais ao longo dos Ciclos de Curto e Médio Prazo (nove primeiros anos) do PMC-BS, considerando os indivíduos para os quais foram obtidas informações (n = 104). N = número de transmissores; P = número de posições após o filtro; Distância média: distância média percorrida por dia de monitoramento; DP: desvio padrão; mínimo e máximo. Faixa latitudinal: mínimo e máximo em graus decimais. Profundidade da área de ocorrência: média ± desvio padrão (mínimo – máximo), em metros.*

Espécie	*N*	P	Dias	Distância média ± DP	Faixa latitudinal	Profundidade
*E. australis**	3	2.076	44,7±45,1 (8-95)	81,3±12,4 (68,4-93,1)	21,8º - 44,4ºS	791,7 ± 1.800,3 (10 – 5.723)
B. musculus	2	836	34,5±16,3 (23-46)	78,6	24,3º– 45,2ºS	2.692,9 ± 1.917,2 (76 - 5.864)
B. physalus	4	788	21±23,2 (2-61)	84,7±17,2 (65,6-107,5)	12,3º– 47,7ºS	2.728,1 ± 1.844,2 (10 – 5.477)
B. borealis	29	5.741	23±15,3 (3–59)	67,1±21 (16,3–103,3)	17,9º– 39,2ºS	1.145,3 ± 1.188,3 (29 – 5.141)
*B. brydei**	5	295	10,4±10,3 (2–28)	38,2±14,4 (17,1–53,8)	22,7º-26,1°S	218,1 ± 211,9 (10 – 763)
B. bonaerensis	6	875	14,2±7,9 (2–25)	102±37 (39,2–151,1)	12,9º-53,8°S	1.636,5 ± 1.651,3 (10 – 6.030)
*M. novaeangliae**	9	2.141	22,5±19,6 (3–54)	58,1±37,8 (12,9–100,1)	18,2º-53,1°S	1.620,5 ± 2.006,4 (10 – 5.478)
P. macrocephalus	3	321	22,3±32,6 (3–60)	46,7±39,6 (1,6–75,5)	27,4º-32,6°S	1.570,7 ± 450,1 (641 – 2.897)
*O. orca**	14	4.130	19,1±12,8	70±21,8	17,1º-	161,5 ± 158,7

Espécie	*N*	P	Dias	Distância média ± DP	Faixa latitudinal	Profundidade
			(3–5)	(45,3–111,8)	47,73°S	(10 – 1.824)
G. macrorhynchus	7	1.212	17±10,5 (5–32)	63,8±15 (49–85,8)	20,9º-28,4ºS	1.641,2 ± 862,8 (209 – 3.755)
P. crassidens	1	181	22	121,5	23,02º-47,7ºS	98,3 ± 175,3 (10 - 2.617)
P. electra	2	32	6,5	39 (38,2–39,8)	24,2º-25,0°S	1.834 ± 285,8 (1.266 – 2.276)
G. griseus	1	57	6	44,8	27,5º-28,8°S	979,4 ± 270,9 (485 – 1.554)
*S. bredanensis***	1	57	7	142,9	22,9º-23,9°S	--
*T. truncatus****	17	1.210	9,6±4,7 (3–20)	54,5±29,5 (7,1–120,7)	20,8º-31,0°S	41,3 ± 23,2 (2 – 141)
TOTAL	104	**19.952**	--	--	--	--

* Para estas espécies foi definida uma profundidade mínima de 10 metros pois a base de dados tem limitações de precisão e houve muitos registros próximos da costa
** Para esta espécie não foi possível obter informações sobre a profundidade dos locais de mergulho pois não houve a transmissão da planilha de mergulhos.
*** Para esta espécie foi definida uma profundidade mínima de 2 metros pois a base de dados tem limitações de precisão e houve registros próximos da costa

V.2.1.3 Movimentos de Eubalaena australis

Foram marcadas três fêmeas da espécie, sendo duas no litoral do Rio de Janeiro e uma no litoral de São Paulo (**Figura V.2.1-2**). A primeira (PTT 197758) foi marcada em Cabo Frio (RJ), em 22/07/2022, e percorreu 2.554 km em 31 dias. Permaneceu no norte do estado até 01/08/2022, quando iniciou um movimento no sentido sul e chegando ao litoral norte de Santa Catarina em 08/08/2022, permanecendo ao sul da Ilha de Santa Catarina até o fim da transmissão, em uma área bastante restrita e próxima da costa. A segunda fêmea (PTT 244927) foi marcada em 23/07/2023

próximo à Ilha de São Sebastião (SP), acompanhada de outro adulto. Realizou um movimento no sentido norte até a latitude de 21,9°S, onde a transmissão foi encerrada em 30/07/2023. A terceira fêmea (PTT 244931) estava acompanhada de um filhote quando foi marcada em 17/07/2024 próximo à Ilha Grande (RJ). Primeiramente seguiu no sentido norte até a latitude de 22.9°S, quando mudou o movimento no sentido sul e seguiu sempre próximo à costa até chegar no litoral de Santa Catarina em 01/09/2024. Depois seguiu em movimento sempre próximo à costa até chegar ao extremo sul do Rio Grande do Sul, onde na latitude de 34,4°S iniciou um movimento migratório, afastando-se da costa na direção sudeste. Chegou à latitude 43,7°S e longitude 44,1°W em 19/10/24, quando encerrou a transmissão.

Os estados comportamentais dos três indivíduos foram estimados considerando dois padrões comportamentais, previamente definidos: Migração (MIG) e Área de Busca Restrita (ARS). Foi possível identificar três principais regiões de ARS dos indivíduos na costa do Brasil, localizadas no litoral centro-sul do Rio de Janeiro, no norte de São Paulo e no centro-sul de Santa Catarina (**Figura V.2.1-2**). Também foi possível registrar de forma inédita a rota migratória (MIG) em direção às prováveis áreas de alimentação, registrada para o indivíduo PTT 244931, que seguiu para a região oceânica a partir do litoral do Rio Grande do Sul, com uma área de ARS sendo identificada ao final da rota. O modelo que apresentou o melhor ajuste dos dados (selecionado a partir do menor valor de AIC), considerou as probabilidades de transição entre estados comportamentais como função da profundidade, temperatura e do ciclo diário, indicando que as transições entre comportamentos de Busca em Área Restrita (ARS) e Migração (MIG) das baleias são moduladas principalmente por variáveis ambientais (profundidade e temperatura) e temporais (ciclo diário). Não foram registradas reavistagens por fotoidentificação para a espécie.

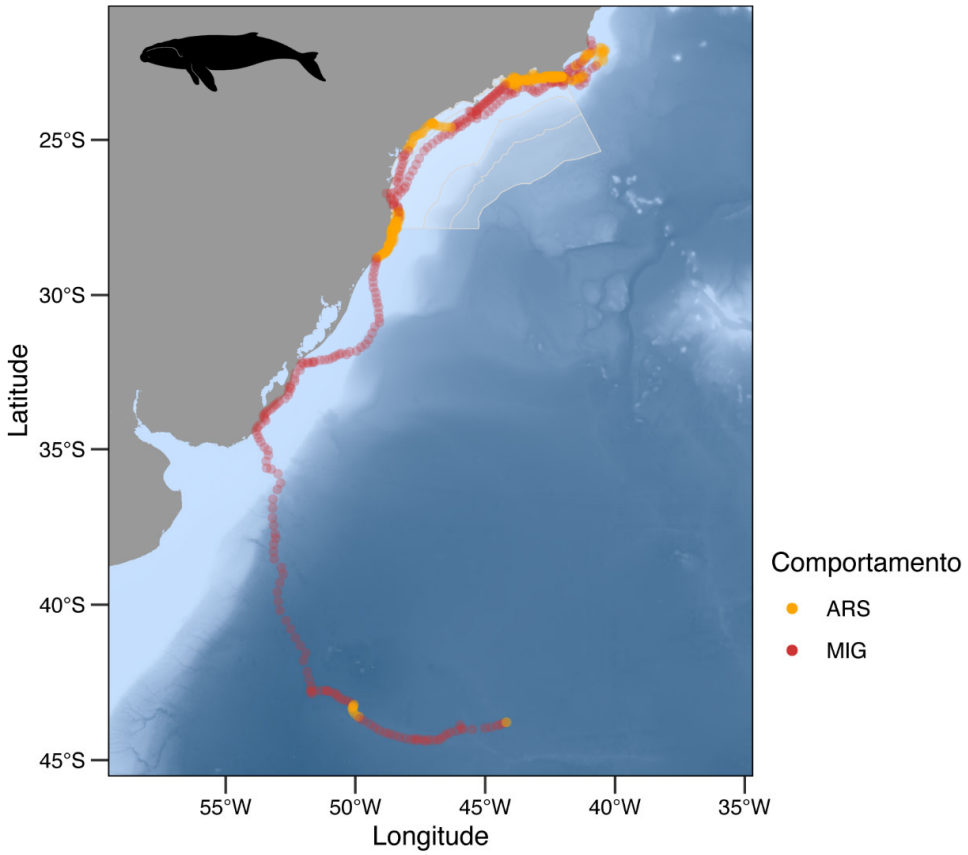


Figura V.2.1-2: *Movimentos de* ***Eubalaena australis*** *na Bacia de Santos obtidos para três indivíduos marcados com transmissores satelitais. Os estados comportamentais foram estimados por um modelo de estado-espaço: MIG (Migração); ARS (Área de Busca Restrita).*

A região da Península Valdéz na Argentina e o litoral sul do Brasil são importantes áreas para a reprodução para a baleia-franca-austral que ocorre durante o inverno e a primavera (RENAULT-BRAGA et al., 2022; 2023). As áreas de alimentação são menos conhecidas, mas incluem a região entre as Ilhas Falkland, as Ilhas Geórgia do Sul e a Plataforma Patagônica, com conectividade também indicada com o Chile, o Mar da Escócia, as Ilhas Shetland do Sul e a Antártica (ZERBINI et al., 2017; WEIR et al., 2024). Contudo, são escassas ainda as informações sobre os movimentos entre áreas de forrageamento e reprodução, e o dados obtidos para o PTT 244931 representam um registro inédito de movimento da população que reproduz no Brasil em direção à uma área de forrageamento. No Brasil, a principal área reprodutiva concentra-se no litoral de Santa Catarina (RENAULT-BRAGA et al., 2022; 2023),

embora a distribuição original alcançasse a Bahia (ELLIS, 1969). É crescente o número de registros no sudeste e nordeste do Brasil (FIGUEIREDO et al., 2017; MORAIS et al., 2017), e os indivíduos marcados pelo PMC reforçam essa tendência, sendo que todas as marcações ocorreram no Sudeste. Cabe destaque ao fato de que todos os indivíduos marcados eram fêmeas. Não havia informações anteriores sobre movimentos da espécie na região da Bacia de Santos.

As três fêmeas foram marcadas pelo PMC-BS em julho, e inicialmente realizaram movimentos no sentido norte, chegando ao litoral norte do Rio de Janeiro entre o final de julho e início de agosto. Com exceção do PTT 244927, que encerrou a transmissão nesta região, as outras duas fêmeas apresentaram um comportamento semelhante, seguindo em direção ao sul e permanecendo por mais tempo no litoral central de Santa Catarina entre os meses de agosto e setembro, numa área conhecida de concentração, onde a espécie costuma permanecer nestes meses do ano para o nascimento dos filhotes e cuidado parental (RENAULT-BRAGA et al., 2022; 2023). As fêmeas marcadas em 2022 e 2024 seguiram para Santa Catarina entre agosto e setembro, permanecendo até o fim do monitoramento em uma área muito restrita próxima à costa, realizando mergulhos rasos, comportamento compatível com parto e amamentação. Fêmeas prenhes e pares mãe–filhote tendem a se manter próximos da costa, evidenciando segregação espacial (PAYNE, 1986; ELWEN; BEST, 2004; RENAULT-BRAGA et al., 2018; 2021). Embora a Bacia de Santos não seja tradicionalmente reconhecida como área central de reprodução das baleias-jubarte, os deslocamentos observados para o norte indicam que a região vem sendo explorada pelas fêmeas no período reprodutivo.

V.2.1.4 Movimentos de Balaenoptera physalus

Um indivíduo de *Balaenoptera physalus* foi fotoidentificado em 13/07/2017 e no dia seguinte, em 14/07/2017 (**Figura V.2.1-3**). Entre avistagens, o indivíduo fez um deslocamento ao norte de aproximadamente 100 km acompanhando a linha do talude. Este deslocamento de 100 km de um dia para o outro seguindo a linha do talude sugere uma possível atividade de forrageio deste indivíduo.

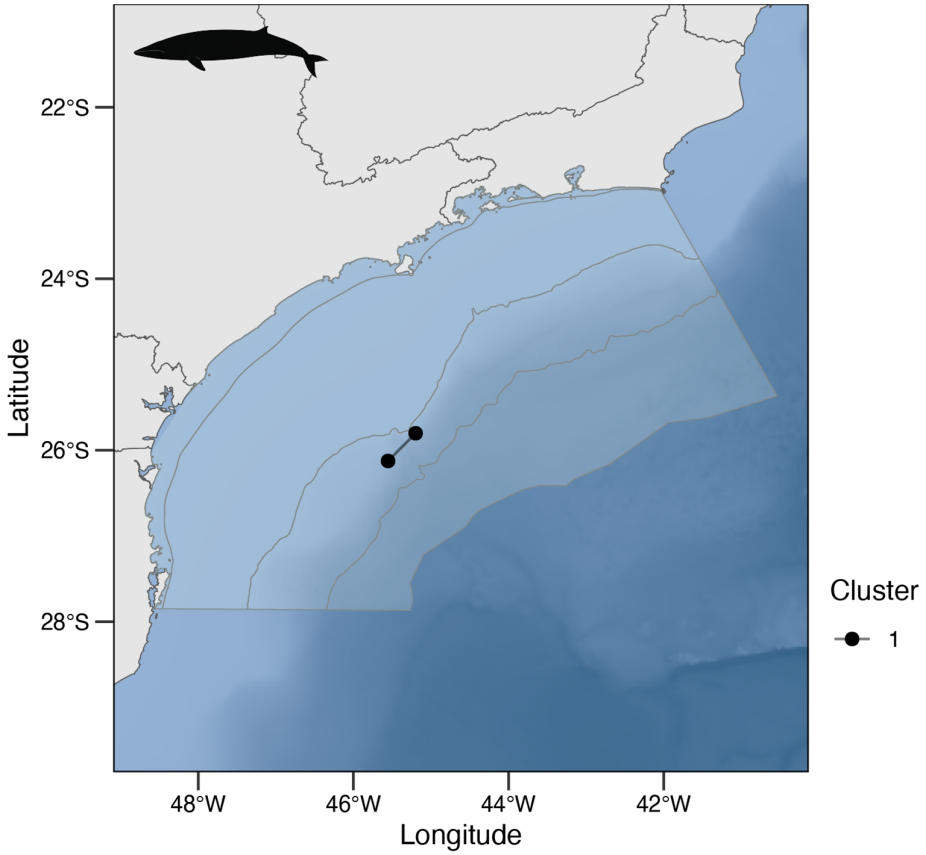


***Figura V.2.1-3**: Reavistagens de **Balaenoptera physalus**, com linhas conectando pontos para representar os deslocamentos mínimos entre registros.*

No total, sete indivíduos de *Balaenoptera physalus* foram marcados. Seis receberam transmissores na configuração LIMPET e um na configuração implantável. Entre eles, dois não transmitiram e um permaneceu ativo por tempo insuficiente, não gerando dados após a filtragem. Os quatro dispositivos que geraram dados foram fixados em duas fêmeas e em dois indivíduos cujo sexo não foi identificado (não foi possível a coleta de biópsia para sexagem), com transmissões que variaram de 11 a 61 dias. Três indivíduos, incluindo a fêmea PTT 158553, foram marcados na região do talude no mês de julho, e pouco tempo depois seguiram no sentido sul. Para o PTT 235332 o tempo de transmissão foi curto e não permitiu o registro da rota migratória, mas para os outros dois indivíduos foi possível registrar a rota no sentido sul/sudeste, com a fêmea PTT 158553 chegando na região das Ilhas Geórgia do Sul

(39,3º S), conhecida área de forrageamento para outros balenopterídeos (ROSSI-SANTOS et al., 2007; ENGEL; MARTIN, 2009; WEIR et al., 2024). O PTT 244906, marcado em 2024, chegou na latitude de 30,8º S após 11 dias de transmissão. A fêmea PTT 235352 apresentou um comportamento distinto dos demais, embora também tenha sido marcada no mês de julho (2023). Diferentemente das demais, ela foi marcada na região costeira, nas proximidades da Baía de Sepetiba (RJ), e seguiu próximo à costa no sentido norte, alcançando a latitude de 12,3º S em 13/08/2023. A partir deste ponto foi para a região oceânica e mudou o movimento no sentido sul, chegando à latitude de 28,6º S em 03/09/2023. Assim como a fêmea PTT 158553, seu movimento sugere um comportamento migratório para as áreas de forrageamento, sendo que ambas não estavam acompanhadas de filhote no momento da marcação

Os estados comportamentais dos quatro indivíduos foram estimados considerando dois padrões comportamentais previamente definidos: Migração (MIG) e Área de Busca Restrita (ARS) (**Figura V.2.1-4).** Áreas de maior permanência (ARS) foram identificadas em uma região ao sul da Bacia de Santos, incluindo os movimentos de três indivíduos; considerando apenas os movimentos da fêmea PTT 235352, a região de Cabo Frio (RJ) e o norte da costa da Bahia foram caracterizados também como áreas de maior permanência. O modelo que apresentou o melhor ajuste dos dados (selecionado a partir do menor valor de AIC) indica que existe heterogeneidade individual no “como” cada baleia se move dentro de cada estado, além de diferenças individuais no “quando/onde” para mudar o comportamento. Isso sugere que as baleias diferem quanto às estratégias de uso do habitat, incluindo a alternância entre estados. De fato, esse resultado é reflexo da grande variabilidade observada nos movimentos registrados para os quatro indivíduos.

A abundância mundial da baleia-fin é estimada em cerca de 100 mil indivíduos, e a espécie permanece listada como “Vulnerável” na Lista Vermelha da IUCN (COOKE, 2018). Diferente do padrão migratório clássico de muitos balenopterídeos, algumas populações podem permanecer em altas latitudes durante os meses frios e ocupar baixas latitudes (20–30ºS) nos meses quentes (EDWARDS et al., 2015), como observado no Mediterrâneo (NOTARBARTOLO DI SCIARA et al., 2013) e no Golfo da Califórnia (TERSHY et al., 2005). No Hemisfério Sul, porém, informações sobre

áreas de alimentação, reprodução e migração ainda são limitadas (MIZROCH et al., 1984). Registros do período de caça no Pacífico Sudeste indicam que as baleias-fin ocorrem desde o Equador até o sul do Chile, com capturas ocorrendo em latitudes baixas durante o verão austral (AGUAYO-LOBO et al., 1998). O uso das águas oceânicas do Pacífico Sudeste durante o inverno austral pode abranger uma área muito extensa, incluindo águas subtropicais (ACEVEDO et al., 2012). No Chile, indivíduos marcados com transmissores satelitais permaneceram entre 27 e 37ºS durante o verão e início do outono, sem realizar os deslocamentos esperados para a primavera/verão (SEPÚLVEDA et al., 2018). Padrões semelhantes de não migração já foram descritos em populações do Pacífico Norte (TERSHY et al., 1993; BÉRUBÉ et al., 2002; JIMÉNEZ LÓPEz et al., 2019) e no Mediterrâneo (BENTALEB et al., 2011), sugerindo que parte do estoque pode ser residente. No Atlântico Sudoeste os registros baleeiros mostram que as baleias-fin eram raras ao norte das águas subantárticas que serviam como áreas de caça (MOORE et al., 1999). As informações seguem escassas, sendo os raros os registros obtidos em levantamentos mais recentes, dificultando a compreensão dos padrões de movimentação da espécie (ANDRIOLO et al., 2010; DI TULIO et al., 2016). Os resultados obtidos pelo PMC na Bacia de Santos reforçam a importância da região para compreender os padrões de movimentação da espécie no Atlântico Sul. A presença e movimentos observados indicam potencial exposição a atividades de exploração de petróleo, incluindo tráfego marítimo, risco de colisões e poluição acústica associada a operações sísmicas, o que aumenta a vulnerabilidade dessa população já classificada como ameaçada.

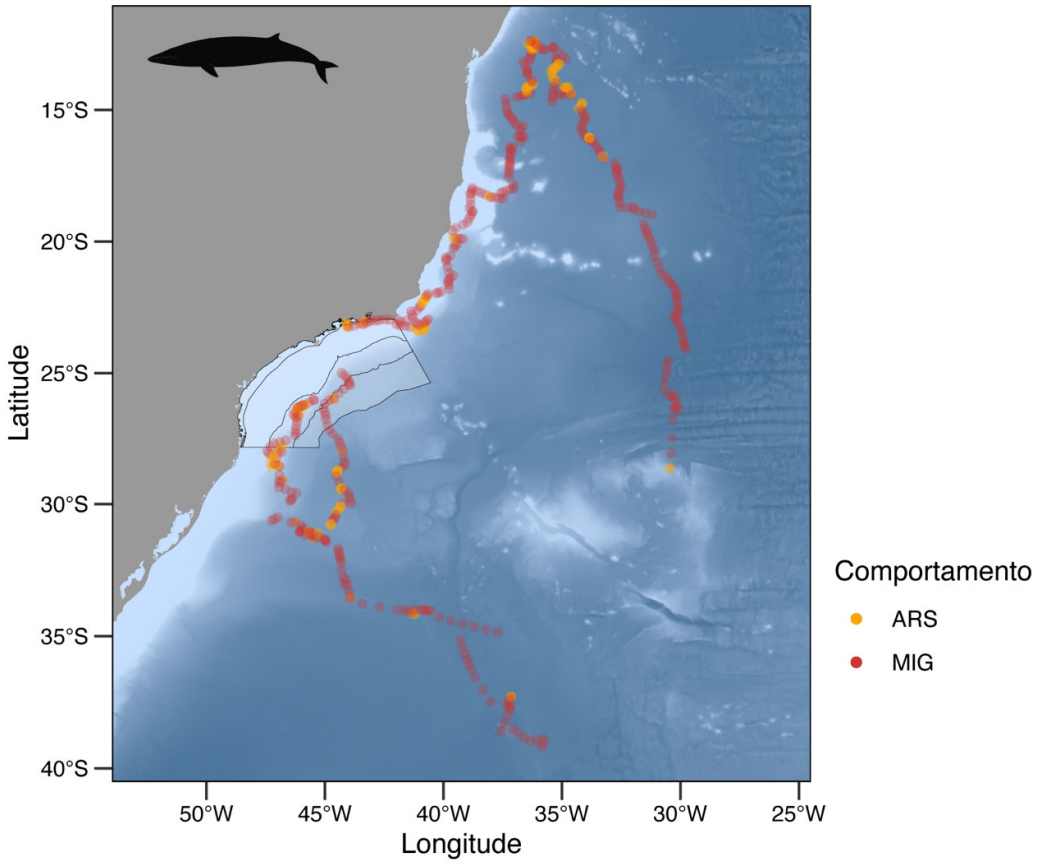


Figura V.2.1-4: *Movimentos de* ***Balaenoptera physalus*** *na Bacia de Santos obtidos para 4 indivíduos marcados com transmissores satelitais. Os estados comportamentais foram estimados por um modelo estado-espaço: MIG (Migração); ARS (Área de Busca Restrita).*

V.2.1.5 Movimentos de Balaenoptera borealis

A comparação do catálogo de *B. borealis* do PMC com o catálogo das Ilhas Malvinas (Responsável pela comparação: Dra. Caroline Weir, *Falklands Conservation*) permitiu a identificação de uma reavistagem. Um indivíduo registrado em 25/08/2016 pelo PMC-BS no norte da Bacia de Santos, foi observado nas Ilhas Malvinas em 19/02/2017, representando um deslocamento linear de aproximadamente 3.500 km (**Figura V.2.1-5**; WEIR et al., 2020). Este registro representa o maior movimento linear já registrado para um único indivíduo da espécie e sugere o uso de águas de baixa latitude durante o inverno e alta latitude no verão

(WEIR et al., 2020). Um segundo foi registrado ao longo de três dias subsequentes, 06/08/2018 a 08/08/2018 (**Figura V.2.1-5**). O registro ocorreu na região do talude, ao sul do primeiro registro do primeiro indivíduo e coincide com a área de maior número de registros da espécie pelo PMC. O agrupamento realizado pelo algoritmo *k-means* separou os registros na Bacia de Santos do registro nas Ilhas Malvinas.

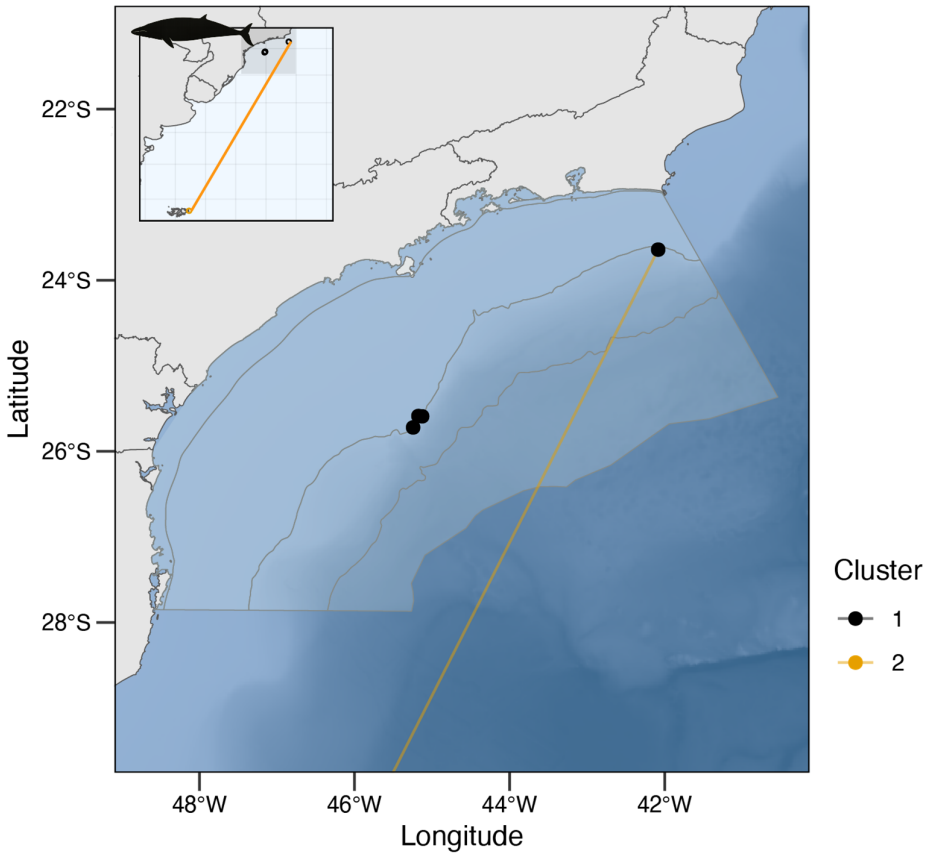


Figura V.2.1-5: *Reavistagens de* ***Balaenoptera borealis****, com linhas conectando pontos para representar os deslocamentos mínimos entre registros. O algoritmo k-means identificou dois agrupamentos, sendo que as linhas amarelas destacam a separação do registro nas Ilhas Malvinas. Detalhe em zoom mostra a reavistagem nessa região.*

No total, 32 indivíduos foram marcados com transmissores satelitais durante o inverno, sendo a baleia-sei a espécie com maior número de marcações no âmbito do PMC da Bacia de Santos. Dois transmissores não transmitiram e para um restaram

poucas posições após filtragem, resultando em 29 indivíduos com os quais foi feita a análise. A sexagem genética foi possível para 12 indivíduos (9 machos e 3 fêmeas). O tempo médio de monitoramento foi de 23 dias (±15), com variação entre 3 e 59 dias.

A maioria dos indivíduos exibiu deslocamentos no sentido sul, iniciados entre julho e setembro, chegando até 39ºS. Esses movimentos coincidem com o período de maior número de registros na Argentina (IÑÍGUEZ et al., 2010). Alguns indivíduos, como os PTTs 58005, 162630, 179337, 179339 e 197766, permaneceram dias na Bacia de Santos antes de seguir viagem. Três indivíduos (PTTs 34755, 58007 e 197762) se deslocaram para o norte, chegando a 17,9ºS, próximo à Cadeia Vitória-Trindade. Esses deslocamentos ocorreram na primeira quinzena de agosto. De forma geral, os animais permaneceram preferencialmente na região do talude, mas também utilizaram áreas rasas da plataforma continental, com profundidade mínima de 29 metros. Os dados obtidos a partir dos seis indivíduos marcados em 2024 permitiram ampliar o conhecimento sobre a ocorrência da espécie em regiões oceânicas, com o registro dos indivíduos chegando a águas com 5.141 metros de profundidade. O uso prolongado da Bacia de Santos por alguns indivíduos indica que a região pode ser estratégica para a espécie. A análise de estado-espaço foi realizada com base nos dados de 27 indivíduos, pois para 2 indivíduos o tempo de monitoramento foi muito reduzido e os dados foram excluídos da modelagem buscando reduzir vieses. Para nenhum indivíduo desta espécie foi registrado um movimento migratório característico, e por este motivo foram considerados apenas os padrões comportamentais de Trânsito (TRANS), que representa movimentos locais, e de Área de Busca Restrita (ARS), que representa áreas de uso mais intenso. Os resultados do modelo não indicam um padrão definido de uso do habitat, sugerindo um uso intenso de grande parte da Bacia de Santos, mas também movimentos ao norte e ao sul (**Figura V.2.1-6**). O modelo que apresentou o melhor ajuste dos dados (selecionado a partir do menor valor de AIC) indica que as transições entre estados comportamentais variaram entre os indivíduos, mas os parâmetros de movimento (distância entre pontos e ângulo) permaneceram comuns a todos. Isso sugere que os indivíduos diferem principalmente no padrão de alternância entre os estados comportamentais, mas compartilham estratégias semelhantes de movimentação

dentro de cada estado.

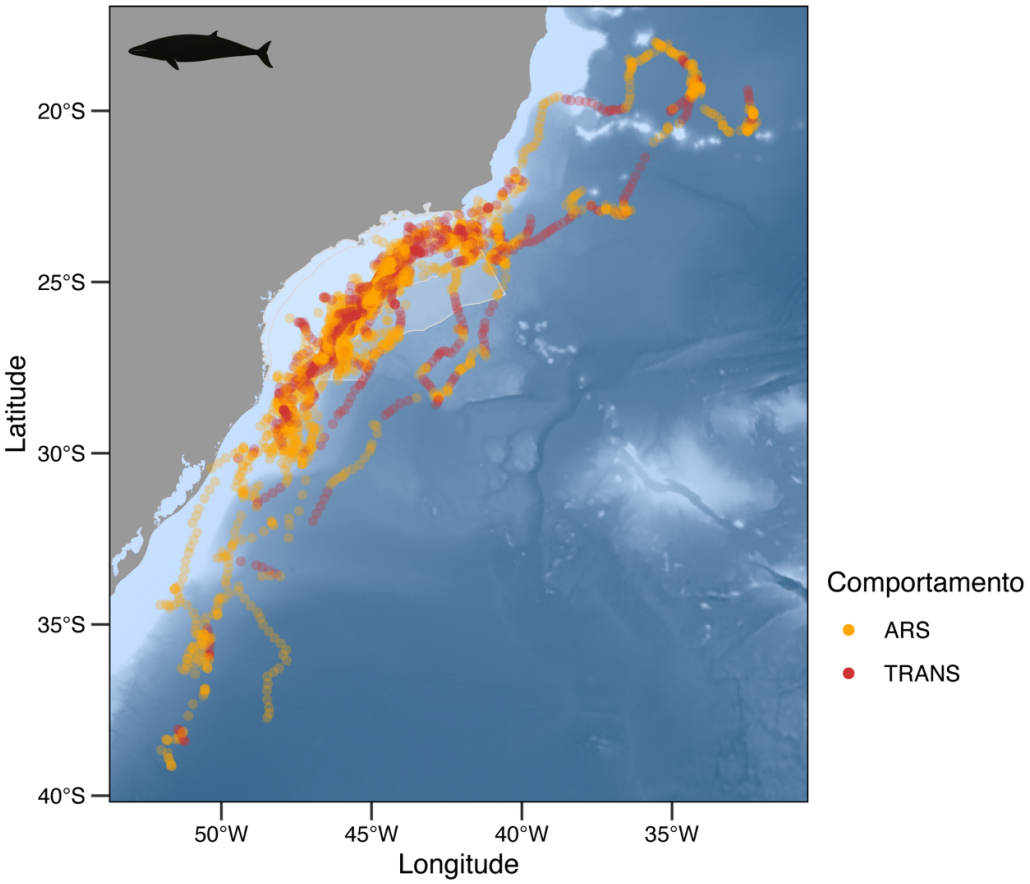


Figura V.2.1-6: *Movimentos de* ***Balaenoptera borealis*** *na Bacia de Santos obtidos para 27 indivíduos marcados com transmissores satelitais. Os estados comportamentais foram estimados por um modelo hierárquico de estado-espaço: TRANS (Trânsito); ARS (Área de Busca Restrita).*

A baleia-sei é tipicamente oceânica (OLSEN et al., 2009) e apresenta migrações latitudinais, com permanência em altas latitudes no verão para alimentação e em baixas latitudes no inverno para reprodução (HORWOOD, 1987). Embora as áreas de alimentação sejam relativamente bem conhecidas, as áreas reprodutivas e as rotas migratórias ainda são pouco documentadas (PRIETO, 2014). No Atlântico Norte, Olsen et al. (2009) registraram um deslocamento de 4.102 km em 43 dias entre os Açores e o Mar de Labrador. No Brasil, os registros da espécie ainda são escassos.

Di Tullio et al. (2016) observaram apenas um indivíduo entre 2009 e 2014 após oito cruzeiros no sul e sudeste. Heissler et al. (2016) relataram grupos com filhotes em Trindade e Martin Vaz, entre maio e junho de 2015. Baracho-Neto et al. (2025) analisaram os dados de 26 indivíduos do PMC-BS, constituindo o maior conjunto de dados já publicado sobre a baleia-sei em baixas latitudes do Atlântico Sudoeste, incluindo uma análise mais detalhada de uso do habitat associado a parâmetros ambientais. Apenas três filhotes foram registrados, mas os dados indicam um uso intenso da região do talude, especialmente nas proximidades de dois cânions submarinos, assim como nas proximidades de Cabo Frio, consideradas áreas de elevada produtividade principalmente no inverno (ODEBRECHT; CASTELLO, 2001), o que sugere a sua utilização também para fins de alimentação durante o período reprodutivo. Essas áreas podem ser consideradas habitats críticos para a baleia-sei no Atlântico Sudoeste.

V.2.1.6 Movimentos de Balaenoptera brydei

Foram registradas até o momento nove reavistagens de *Balaenoptera brydei*, a partir de dados do PMC-BS e comparações de catálogos com outros grupos (**Figura V.2.1-7**). O agrupamento pelo algoritmo k-means indicou dois núcleos principais: (1) áreas costeiras entre Ilhabela (SP), Ilha Grande (RJ) e o Arquipélago das Cagarras (RJ), sugerindo fidelidade de indivíduos a esse trecho; e (2) áreas oceânicas associadas ao talude. As três novas reavistagens do último ano mantêm esse padrão, predominantemente costeiro, mas uma delas conectou um registro próximo a Cabo Frio (RJ) com outro em área oceânica, indicando que parte da população pode transitar entre ambientes costeiros e oceânicos.

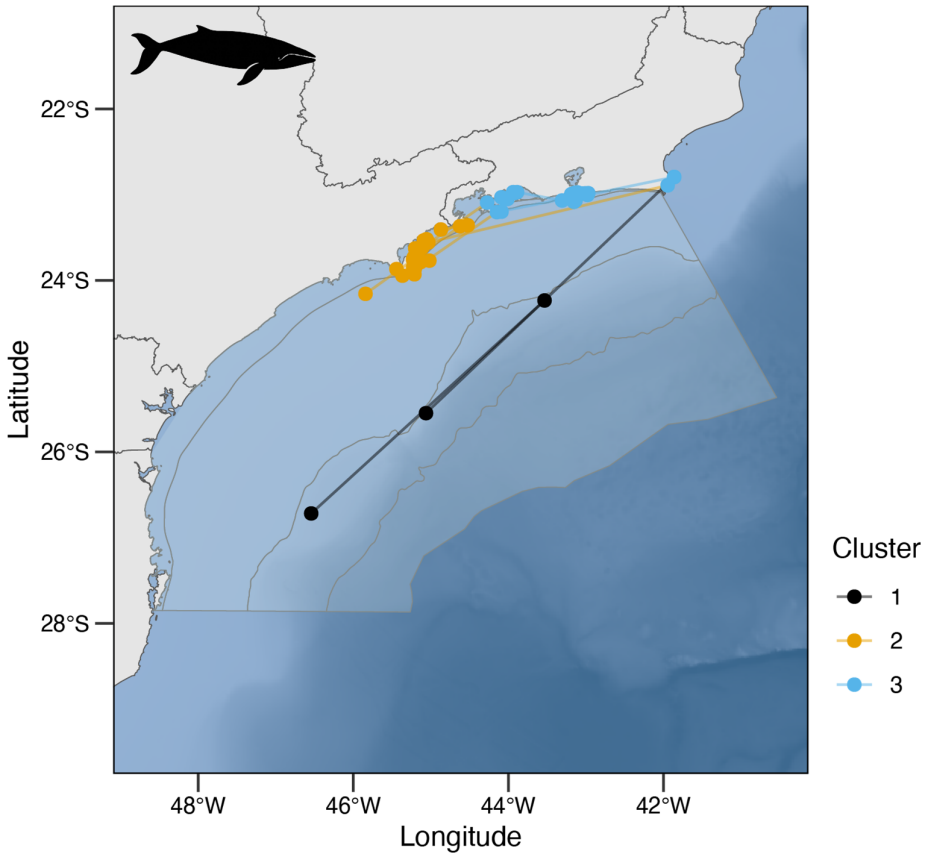


Figura V.2.1-7: *Reavistagens de* ***Balaenoptera brydei****, com linhas conectando pontos para representar os deslocamentos mínimos entre registros. O algoritmo k-means identificou dois agrupamentos distintos, conectados por um registro.*

Cinco baleias-de-Bryde foram marcadas com transmissores, três no inverno e duas na primavera. Três indivíduos foram sexados geneticamente (PTTs 34775, 58004 e 224124), sendo dois machos e uma fêmea. O PTT 166662 foi fotoidentificado em 18/02/2017 e reavistado no dia da marcação, em 25/07/2017, próximo à Ilha de São Sebastião (SP). Apresentava duas cicatrizes profundas no dorso e pedúnculo caudal, provavelmente de colisão com embarcação de médio porte. Esse foi o monitoramento mais longo obtido para a espécie, com 28 dias de duração entre julho e agosto, durante os quais percorreu 1.107 km (39,7 km/dia). O animal permaneceu 12 dias na Baía de Castelhanos e depois seguiu ao sul pela plataforma continental, alcançando regiões mais profundas (>600 m), mas sem sair da Bacia de Santos

(**Figura V.2.1-8**). Em 13/11/2017, uma fêmea (PTT 34775) foi marcada em Cabo Frio, transmitindo apenas por dois dias (34 km). Dois machos (PTT 58004 e 224124) foram marcados no talude e permaneceram nessa região. O primeiro, marcado no inverno, percorreu 193,8 km em quatro dias (48,4 km/dia) entre 23,6º e 24,1ºS. O segundo, marcado na primavera, percorreu 538,2 km em dez dias, permanecendo na área de marcação e realizando mergulhos profundos (>80 m). O indivíduo marcado em 2024 não foi sexado e trouxe novas informações sobre os movimentos da espécie para o limite norte da Bacia de Santos. O PTT 244907 foi marcado ao norte de Cabo Frio, permanecendo na mesma região, próximo à costa, durante o período de monitoramento, que se estendeu por oito dias. Não foi possível obter um bom ajuste do modelo de estado-espaço para esta espécie, possivelmente devido ao seu padrão de movimentação mais errático, considerando que esta é a única espécie de misticeto não migratória na região, permanecendo ao longo do ano e utilizando tanto para alimentação como para reprodução.

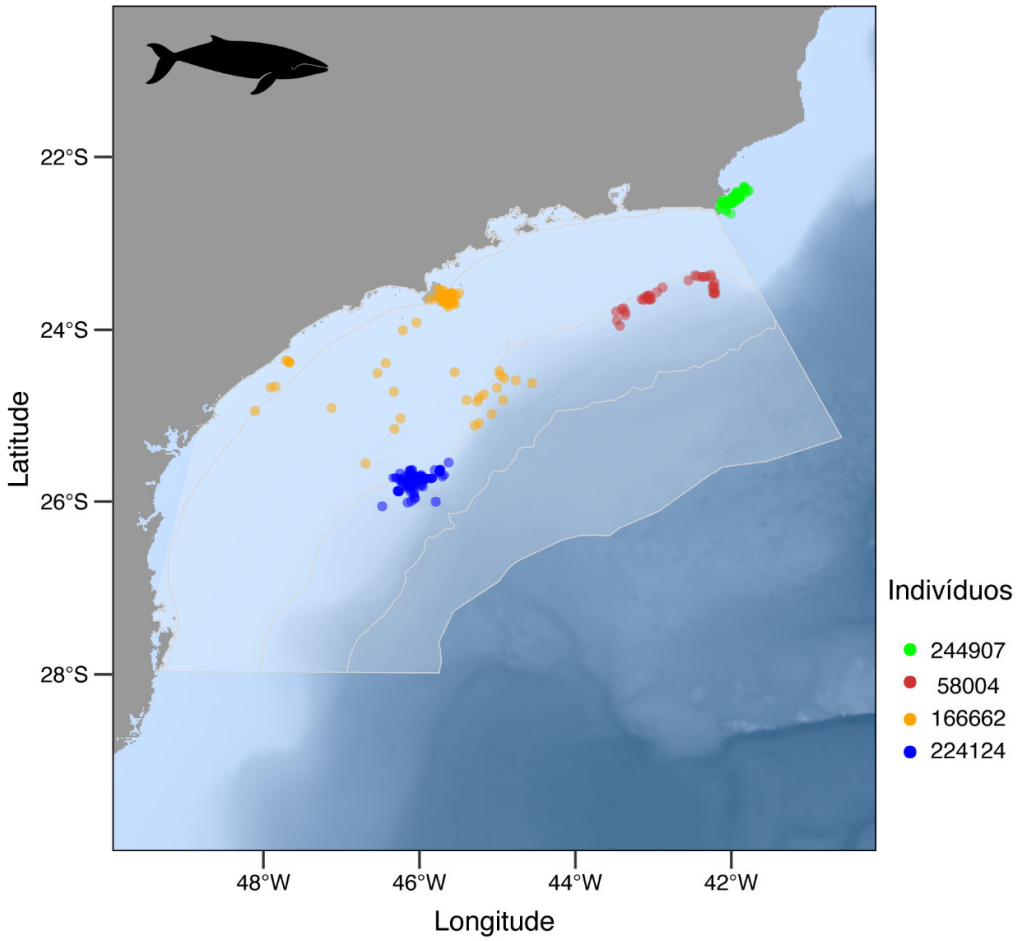


Figura V.2.1-8: *Movimentos de* ***Balaenoptera brydei*** *na Bacia de Santos obtidos para quatro indivíduos marcados com transmissor satelital.*

A baleia-de-Bryde não apresenta padrão migratório definido e tende a permanecer em águas tropicais e temperadas ao longo do ano (KATO; PERRIN, 2009). No Brasil, já foi registrada ao longo das regiões sul, sudeste e nordeste, com evidências de uso das águas tanto para reprodução quanto para alimentação (SICILIANO et al., 2004; LIMA et al., 2006; ANDRIOLO et al., 2010; ATHAYDE et al., 2020). No passado, foi alvo da caça em Costinha (PB) entre as décadas de 1940 e 1970, embora não fosse abundante na região (da Rocha, 1984). Registros recentes no Nordeste são raros e incluem ocorrências tanto costeiras quanto oceânicas (ANDRIOLO et al., 2010).

No Sudeste, a espécie é frequente em cruzeiros no talude (DI TULLIO et al.,

2006) e utiliza áreas costeiras do Rio de Janeiro e de Cabo Frio durante meses quentes, com fidelidade sugerida pelas reavistagens reportadas. Nessas áreas de alta produtividade, já foi observado comportamento de forrageio (LODI et al., 2015), corroborado pelos mergulhos profundos registrados pelo PTT 58004. Em São Paulo, a espécie ocorre ao longo do ano, mas é mais frequente na primavera e no verão (ATHAYDE et al., 2020), acompanhando movimentos de presas pelágicas como a sardinha-verdadeira (*Sardinella brasiliensis*), que se aproxima da costa para desovar no verão e outono (PAIVA; MOTTA, 2000). Dados de encalhes (MILMANN et al., 2020) indicam que 60% ocorreram entre Quissamã (RJ) e Guaratuba (PR), em todas as estações, envolvendo filhotes e adultos. As reavistagens do PMC-BS reforçam esse padrão, com registros no início do inverno, quando o uso da área diminui, e no final da primavera, quando aumenta novamente (MACIEL et al., 2016).

O comportamento de um dos indivíduos reavistados (#03) foi semelhante ao dos PTTs 58004 e 224124, indicando longa permanência no talude, possivelmente para alimentação, em diferentes estações. Isso sugere que a espécie utilize a região ao longo do ano, embora os registros ainda sejam limitados. Esse padrão de uso costeiro e oceânico implica em diferentes pressões: maior exposição ao tráfego marítimo nas áreas costeiras e sobreposição direta às atividades de exploração de petróleo no talude da Bacia de Santos.

V.2.1.7 Movimentos de Orcinus orca

Ocorreram 14 reavistagens de *Orcinus orca* até o momento (**Figura V.2.1-9**). Os primeiros registros ocorreram em 05/03/2016, com três indivíduos fotoidentificados em grupo nas proximidades de Cabo Frio (RJ). Comparações com o catálogo do Projeto Baleia à Vista (PROBAV) revelaram reavistagens desses mesmos indivíduos na região da Ilha de São Sebastião (SP) em três ocasiões distintas: 10/08 e 30/11 de 2018, e 13/07/2020. Dois deles também foram registrados pelo projeto MAQUA em 04/01/2019, reforçando a recorrência de visitas a essa faixa costeira. A partir de 2018, intensificaram-se os registros da espécie por meio dos dados do PMC-BS. Um grupo com dois indivíduos foi fotoidentificado em 06/08/2017, na região do talude ao largo

de Paranaguá (PR), sendo reavistado exatamente um ano depois (06 e 07/08/2018), a apenas 2 km do ponto original. Outro indivíduo foi registrado nessa mesma área em 2020, sendo reavistado 27 dias depois praticamente no mesmo local. Esse padrão se repete em registros subsequentes: um indivíduo observado em 05/09/2021 foi reavistado em 21/07/2022, também no talude, mas mais ao norte, próximo à latitude da Ilha de São Sebastião. Em julho de 2023, um grupo avistado nos dias 11 e 12 nas proximidades de Cabo Frio incluiu o indivíduo #21 (já registrado em 19/01/2019 na Ilha de São Sebastião), além dos indivíduos #44 e #47, observados anteriormente em 16/02/2023 na mesma região. Dois indivíduos desse mesmo grupo foram reavistados e 07/08/2024 pelo PMC-Peregrino. A análise espacial por agrupamento (k-means) identificou duas áreas principais de ocorrência/reavistagem: uma costeira (entre Cabo Frio e Ilha de São Sebastião) e uma oceânica (região do talude). Esses núcleos coincidem com as áreas de maior densidade de registros da espécie no PMC-BS, sugerindo que determinados indivíduos possam utilizar essas regiões de forma recorrente, com possível fidelidade ou residência, associada a atividades de alimentação. Não foram marcados novos indivíduos de *O. orca* com transmissores satelitais em 2024.

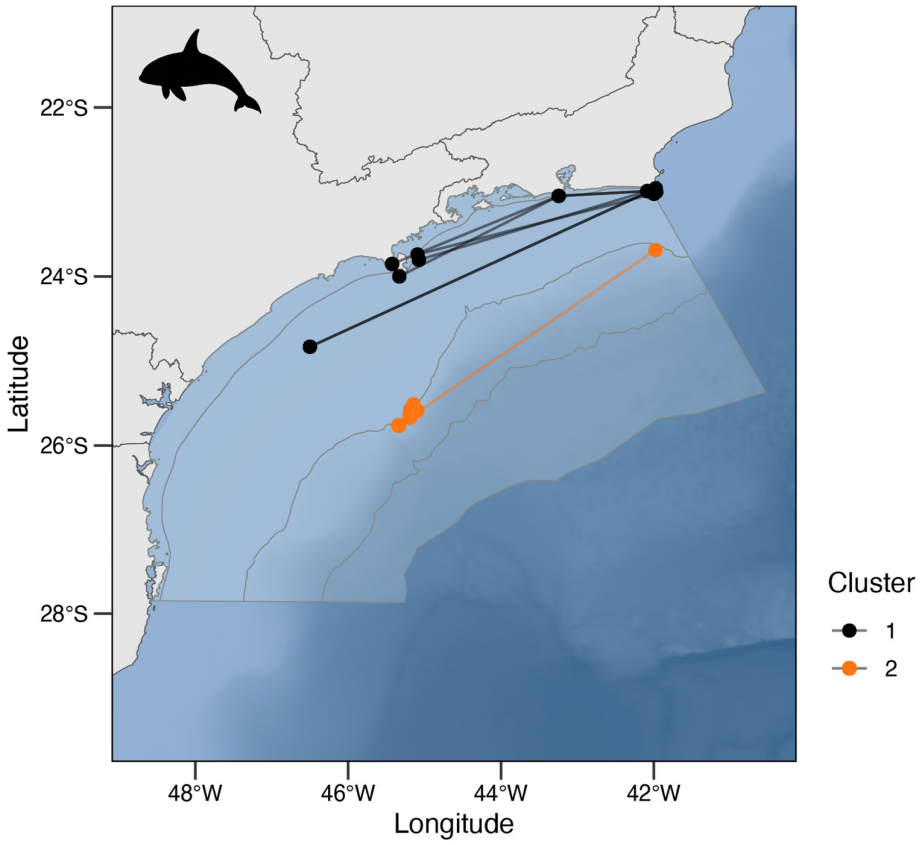


Figura V.2.1-9: *Reavistagens de* ***Orcinus orca****, com linhas conectando pontos para representar os deslocamentos mínimos entre registros. O algoritmo k-means identificou dois agrupamentos distintos, não conectados.*

Orcinus orca é uma espécie cosmopolita que habita tanto ambientes costeiros quanto oceânicos, alimentando-se de uma ampla variedade de presas, como peixes, cefalópodes, tartarugas, aves e mamíferos marinhos (JEFFERSON et al., 2015). No Brasil, há registros ocasionais de indivíduos solitários ou grupos com até 11 orcas nos litorais do Rio de Janeiro, São Paulo e Santa Catarina, distribuídos ao longo de todas as estações (SICILIANO et al., 1999; SANTOS et al., 2010; LODI; FARIAS-JÚNIOR, 2011; ATHAYDE et al., 2023). Observações específicas incluem dois grupos registrados no outono na região do talude da Bacia de Santos (DI TULLIO et al., 2016) e dois indivíduos no Banco de Vitória, ao sudeste de Abrolhos, no inverno (WEDEKIN et al., 2014). No sul do Brasil, orcas têm sido registradas interagindo com a pesca de espinhel direcionada a atum e peixe-espada na região do talude (SECCHI; VASKE,

1998; DALLA-ROSA; SECCHI, 2007), com uma aparente sazonalidade entre junho e outubro.

Dados de fotoidentificação também demonstram movimentos amplos ao longo da costa: três indivíduos deslocaram-se entre o litoral sul do Rio de Janeiro e o centro de Santa Catarina, e dois entre o sul do Rio de Janeiro e o Uruguai (ATHAYDE et al., 2023). Associações sociais duradouras foram observadas, com grupos compostos por indivíduos de diferentes idades e sexos (ATHAYDE et al., 2023), padrão igualmente registrado entre os animais marcados em um mesmo grupo. O comportamento de alguns indivíduos reavistados, como o #06, foi semelhante ao reportado em relatórios anteriores via registros de telemetria, com longas permanências na região do talude, especialmente no entorno do cânion de Cananéia. Esse padrão sugere que a espécie utiliza a Bacia de Santos ao longo do ano, com alternância entre áreas costeiras e oceânicas. Tal uso misto implica diferentes níveis de exposição a ameaças: maior risco de colisões e perturbações nas zonas costeiras, e sobreposição direta às atividades de exploração e produção de petróleo nas regiões profundas da bacia.

V.2.1.8 Movimentos de Megaptera novaeangliae

A comparação do catálogo de *Megaptera novaeangliae* do PMC-BS com o catálogo do Instituto Baleia Jubarte (IBJ) permitiu a identificação de nove reavistagens, totalizando 25. Adicionalmente, a partir da plataforma *Happywhale*, foram registradas 11 reavistagens, ampliando o conjunto de informações disponíveis para a população. Todos os registros do PMC-BS ocorreram entre Cabo Frio (RJ) e São Sebastião (SP), enquanto os registros de outros grupos, identificados pelas comparações de catálogos, ocorreram entre o litoral de Vitória (ES) e Corumbau (BA), caracterizando movimentos típicos para as áreas reprodutivas nas proximidades de Abrolhos (BA). A **Figura V.2.1-10** apresenta o acumulado de reavistagens para *M. novaeangliae*, com destaque para os três movimentos longos entre a Bacia de Santos, Ilhas Geórgia do Sul e Península Antártica (já apresentados e discutidos em relatórios anteriores). O agrupamento realizado pelo algoritmo *k-means* separou os

registros da Bacia de Santos dos da Península Antártica.

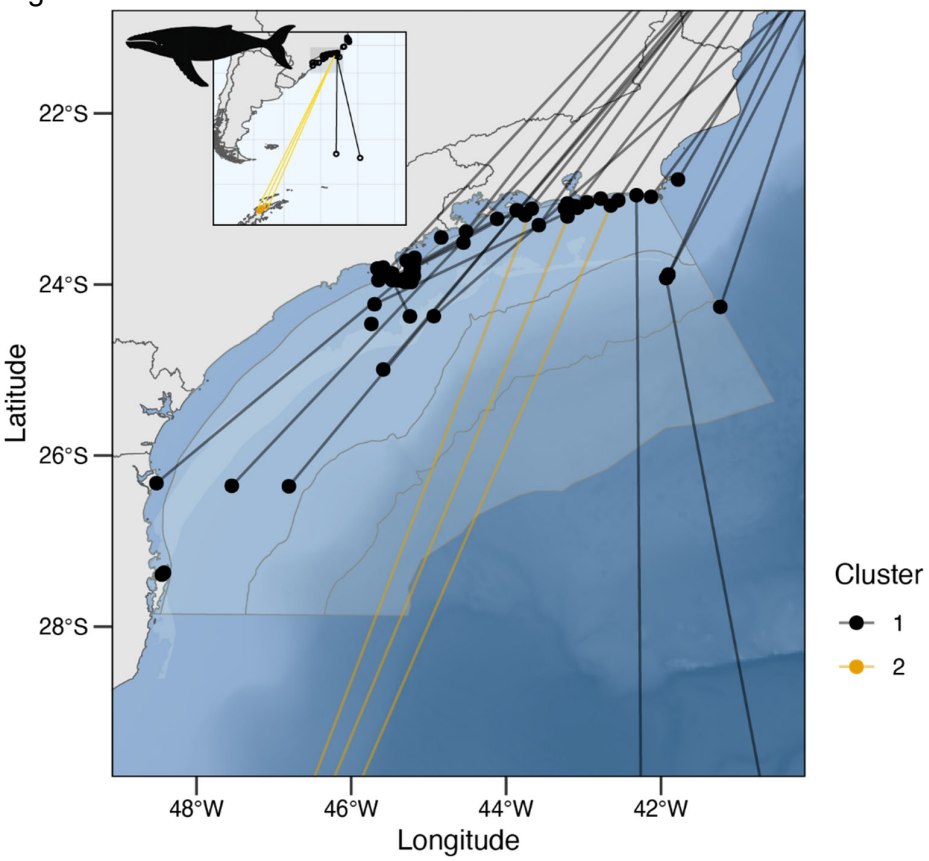


Figura V.2.1-10: *Reavistagens de* ***Megaptera novaeangliae****, com linhas conectando pontos para representar os deslocamentos mínimos entre registros. O algoritmo k-means identificou dois agrupamentos, sendo que as linhas amarelas destacam a separação dos registros da Península Antártica. Detalhe em zoom mostra a reavistagem nessa região.*

Não foram marcados novos indivíduos de *M. novaeangliae* com transmissores satelitais em 2024. Contudo, os dados obtidos em campanhas anteriores para sete indivíduos foram reanalisados utilizando a nova abordagem. Foram considerados dois estados comportamentais previamente definidos para esta espécie: Áreas de Busca Restrita (ARS) e Migração (MIG). No litoral norte de Santa Catarina, na região de Cabo Frio, assim como também no entorno da latitude de 35ºS e no final da rota migratória (MIG) em direção ao sul, no entorno da latitude de 52ºS (**Figura V.2.1-11**),

foram identificadas áreas de maior permanência, associadas as ARS. A migração MIG) foi registrada para três indivíduos: um subadulto de sexo indeterminado (PTT 158553), uma fêmea (PTT 34588) e um macho (PTT 34722), que seguiram em direção ao sul entre o fim de julho e agosto, todos partindo da região de Cabo Frio, afastando-se gradualmente da costa e seguindo pela região oceânica na direção das Ilhas Geórgia do Sul. A área de uso restrito identificada no litoral norte de Santa Catarina foi registrada no inverno de 2016, quando subadultos permaneceram de 9 a 19 dias nesta região, principalmente em comportamentos de alimentação. Na mesma região houve uma reavistagem por fotoidentificação e foram marcados dois indivíduos: o macho PTT 158542 (10/08/2016) e a fêmea PTT 158556 (02/09/2016). O movimento migratório em direção ao norte foi realizado por um macho (PTT 244926) marcado em Ilhabela (SP) em julho de 2023 e um indivíduo de sexo não definido marcado em 2020 (PTT 34686), que seguiram até o Banco dos Abrolhos.

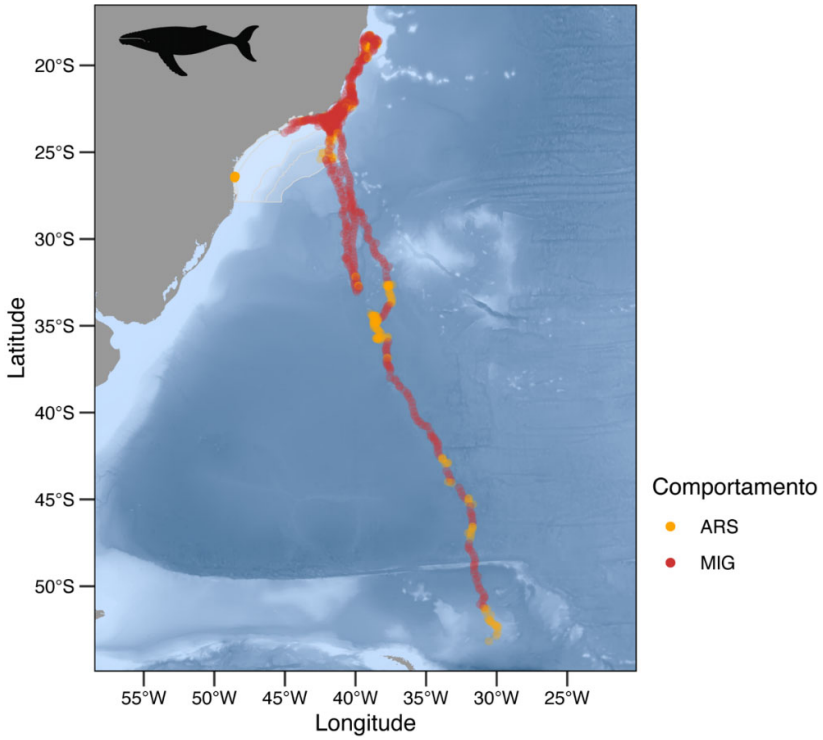


Figura V.2.1-11: *Movimentos de* ***Megaptera novaeangliae*** *na Bacia de Santos obtidos para sete indivíduos marcados com transmissor satelital. Os estados comportamentais foram estimados por um modelo hierárquico de estado-espaço: MIG (deslocamento/migração); ARS (áreas de permanência).*

A baleia-jubarte é uma das espécies de misticetos mais estudadas no mundo, mas ainda há lacunas importantes sobre sua ecologia no Hemisfério Sul (IWC, 2006). A população que migra anualmente para a costa leste da América do Sul é reconhecida pela IWC como “Estoque Reprodutivo A” (IWC, 2005). Durante o inverno e a primavera, esses animais utilizam principalmente o Banco de Abrolhos (BA) como área de reprodução (Wedekin et al., 2010), retornando no final da temporada reprodutiva às áreas de alimentação, principalmente nas Ilhas Geórgia do Sul e Sandwich do Sul (ZERBINI et al., 2006; ENGEL; MARTIN, 2009). A abundância na região aumenta progressivamente a partir de julho, com pico entre agosto e setembro, reduzindo em novembro (MORETE et al., 2008).

Os indivíduos monitorados pelos transmissores satelitais revelaram rotas consistentes com esse “corredor migratório”, mas em alguns casos a migração para as áreas de alimentação ocorreu mais cedo que o esperado, já no início de agosto (ZERBINI et al., 2006; MORETE et al., 2008). Outros indivíduos migraram para o Banco de Abrolhos, dentro do padrão esperado para o estoque (WEDEKIN et al., 2010). Há também registros atípicos, como os PTTs 158543 e 158546, que permaneceram no litoral sul do Brasil — região com poucos relatos históricos de concentração da espécie, embora encalhes sejam documentados há décadas (CHEREM et al., 2004). Nos últimos anos, contudo, têm aumentado os registros de jubartes no sudeste e sul, tanto de animais vivos como mortos, incluindo casos de emalhamento registrados pelo PMC-BS e PMP-BS. Esse cenário sugere que a expansão populacional pode estar favorecendo uma dispersão maior, com uso de novas áreas. O caso de um indivíduo fotoidentificado em São Sebastião (SP) e 45 dias depois em Santa Catarina reforça a hipótese de permanência na Bacia de Santos por períodos prolongados, não apenas como rota migratória, mas também como área de alimentação e reprodução. De fato, já foram relatados eventos oportunistas de forrageio durante a migração na costa brasileira (Danilewicz et al., 2009; Witteveen et al., 2011).

Entre 2016 e 2024, o Projeto de Monitoramento de Praias (PMP-BS) registrou 298 encalhes de baleias-jubarte na Bacia de Santos (Rio de Janeiro a Santa Catarina). Esses resultados evidenciam que a região é utilizada de formas diversas

pela espécie, mas também que ela está fortemente exposta a riscos diversos, incluindo aqueles associados à exploração de petróleo, como tráfego marítimo, emalhamento em redes de pesca offshore e poluição acústica decorrente de operações sísmicas. Assim, a Bacia de Santos deve ser considerada não apenas uma área de passagem, mas também um habitat funcional para a população, onde as pressões antrópicas podem ter efeitos significativos sobre sua dinâmica.

V.2.1.9 Movimentos de Feresa attenuata

Até o momento, foram realizadas seis reavistagens de *Feresa attenuata.* Em fevereiro de 2018, seis indivíduos foram identificados em um grupo de cerca de 30 animais em águas oceânicas, próximo ao talude. Em abril de 2019, quatro desses indivíduos foram reavistados ~120 km ao norte (**Figura V.2.2.12**), sugerindo manutenção parcial da composição grupal após um ano. Em agosto de 2020, outro grupo de aproximadamente 50 animais foi observado praticamente na mesma área do primeiro registro. Cinquenta dias depois, em setembro, dois indivíduos desse grupo foram reavistados em um grupo menor, de ~20 animais, a 200 km ao norte. No último ano, ocorreu ainda uma nova reavistagem, também sobre o talude, de um indivíduo previamente registrado em 2020, reforçando o padrão já observado para a espécie de uso consistente dessa área.

Pouco se sabe sobre os padrões de distribuição e movimento da espécie, que ocorre em águas tropicais e temperadas (ROSS; LEATHERWOOD, 1994). No Brasil, a maioria dos registros é de encalhes (ZERBINI; SANTOS, 1997; MAGALHÃES et al., 2008), com a primeira ocorrência reportada na Bahia (ROSSI-SANTOS et al., 2006). Globalmente, a espécie é mais frequente em águas profundas (120–1.000 m), com registros de fidelidade a ilhas oceânicas (BAIRD et al., 2011) e aproximação ocasional da costa em águas quentes (WADE; GERRODETTE, 1993). As reavistagens obtidas pelo PMC-BS, todas no talude, reforçam a associação da espécie a águas profundas. Esse padrão, no entanto, também indica potencial vulnerabilidade às atividades de exploração de petróleo na Bacia de Santos, além de riscos associados ao tráfego marítimo em rotas oceânicas. À medida que o catálogo cresça, novas reavistagens poderão contribuir para esclarecer a dinâmica espacial e social desses grupos.

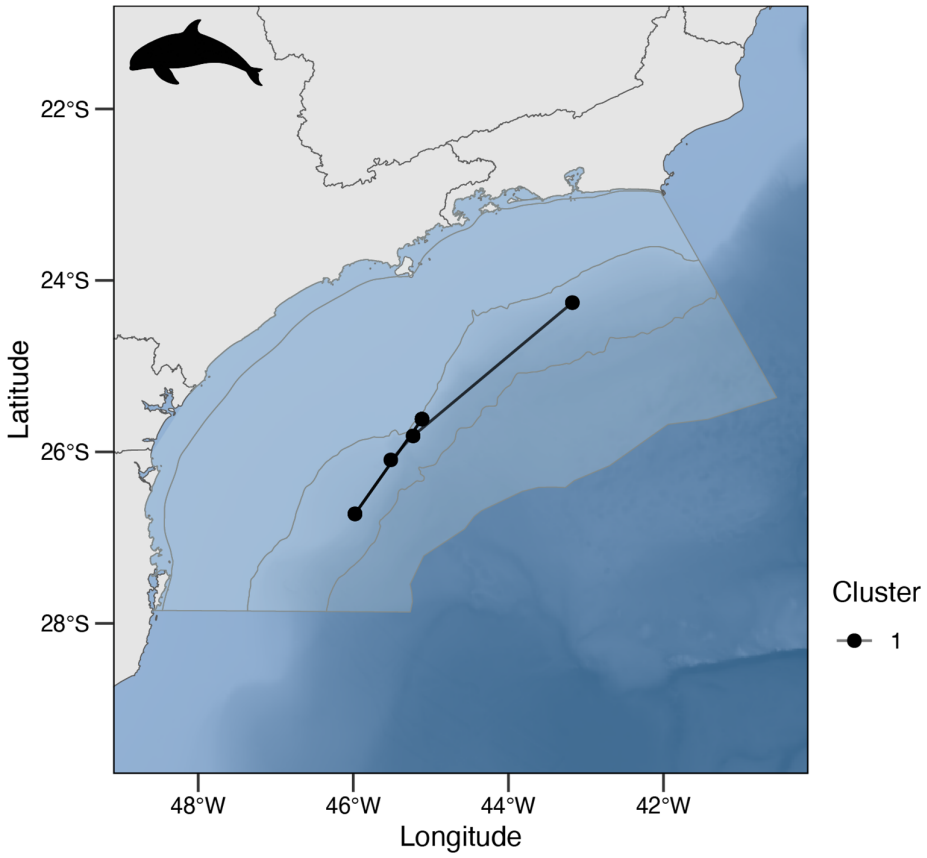


Figura V.2.1-12: *Reavistagens de* ***Feresa attenuata****, com linhas conectando pontos para representar os deslocamentos mínimos entre registros. O algoritmo k-means identificou um único agrupamento, ao longo do Talude.*

V.2.1.10 Movimentos de Grampus griseus

Até o momento, foram realizadas nove reavistagens de *Grampus griseus.* As primeiras reavistagens ocorreram em 2019, quando dois indivíduos observados em 2016 foram reavistados. Em 2020, houve quatro reavistagens de indivíduos identificados em 2018 e uma de 2019. Em 2021, um indivíduo fotoidentificado no mesmo ano foi reavistado. No último ano, acrescenta-se uma nova reavistagem, também em área de talude. Todos os registros ocorreram em águas oceânicas, especialmente próximas ao talude, caracterizando movimentos norte–sul (**Figura V.2.1-13**). O agrupamento pelo algoritmo *k-means* indicou duas áreas principais no

talude, conectadas por deslocamentos entre elas. A relevância dessa região foi reforçada pela única marcação satelital – já apresentada em relatórios anteriores –, na qual um indivíduo percorreu 268,6 km em seis dias ao longo do talude. Nesse registro satelital, foram registrados mergulhos profundos (>100 m) em uma área reconhecida pelo PMC-BS pela alta concentração de cetáceos. Não foram marcados novos indivíduos de *G. griseus* com transmissores satelitais em 2024.

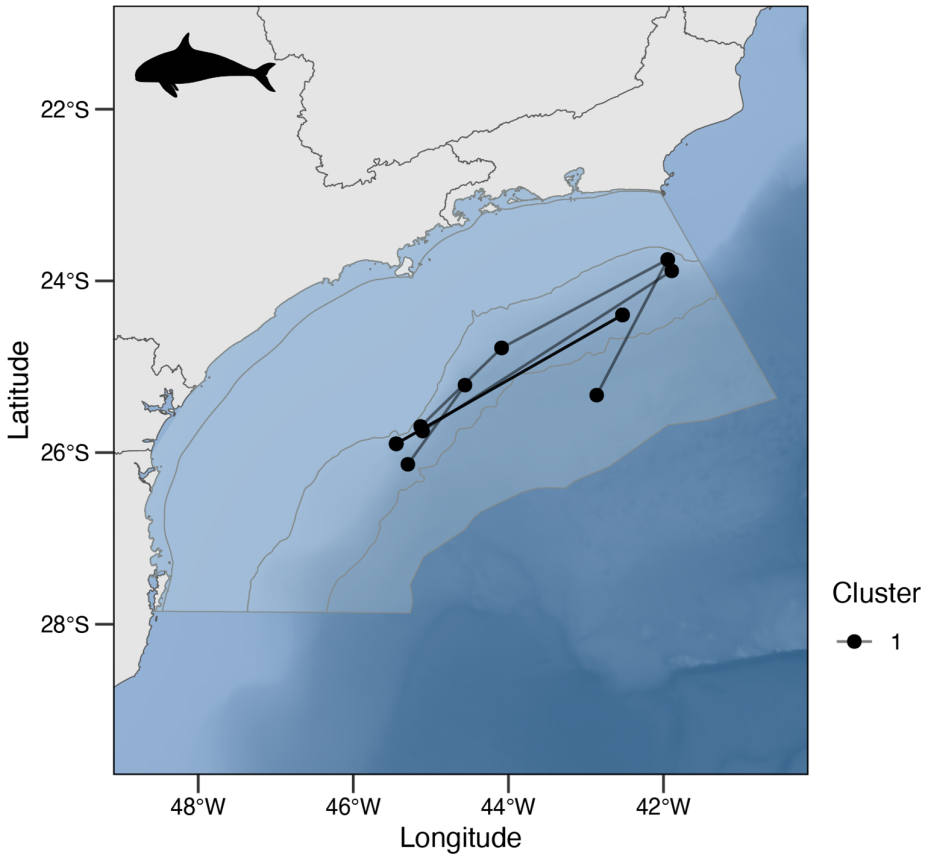


Figura V.2.1-13: *Reavistagens de* ***Grampus griseus****, com linhas conectando pontos para representar os deslocamentos mínimos entre registros. O agrupamento pelo algoritmo k-means identificou apenas um núcleo de ocorrência.*

Grampus griseus ocorre amplamente em águas temperadas e tropicais, preferindo ambientes oceânicos entre 200 e 1.000 m de profundidade e temperaturas acima de 12 °C (BEARZI et al., 2011; HARTMAN, 2018). A espécie apresenta fidelidade a determinadas regiões, muitas vezes associadas a ilhas oceânicas

(Hartman et al., 2014), e sua dieta é composta principalmente por cefalópodes, com clara preferência por lulas mesopelágicas (BEARZI et al., 2010). No Atlântico Sul Ocidental, a espécie apresenta o menor número de registros, provavelmente devido ao baixo esforço de pesquisa em áreas oceânicas (JEFFERSON et al., 2014). Os autores destacam ainda que ela tende a ocorrer em águas temperadas, entre 30º e 45º de latitude em ambos os hemisférios. Tanto as reavistagens de fotoidentificação quanto o indivíduo marcado com transmissor satelital no PMC-BS ocorreram em áreas oceânicas, próximas ao talude. Esse padrão também foi registrado em outros locais: um golfinho-de-Risso reabilitado e monitorado por 23 dias no Golfo do México, em águas de 125 m de profundidade (WELLS et al., 2009), e dois indivíduos que permaneceram próximos a ilhas oceânicas no sul da Califórnia (FALCONE; SCHORR, 2012). Esse uso predominantemente oceânico reforça que a espécie está diretamente exposta às atividades de exploração de petróleo na Bacia de Santos.

V.2.1.11 Movimentos de Steno bredanensis

Steno bredanensis é a terceira espécie com maior número de reavistagens, totalizando 42 indivíduos observados em múltiplas ocasiões (incluindo 12 novos registros no último ano). As reavistagens ocorreram ao longo da faixa costeira entre a Ilha de São Sebastião (SP) e Cabo Frio (RJ), passando pela Ilha Grande e pelo Arquipélago das Cagarras (RJ; **Figura V.2.1-14**), muitas delas integradas ao catálogo de fotoidentificação do Projeto Baleias e Golfinhos do Rio de Janeiro (PBGRJ). O agrupamento pelo algoritmo *k-means* indicou um único agrupamento para todas as reavistagens, com núcleos em Cabo Frio, Cagarras, Ilha Grande e Ilha de São Sebastião. Esse padrão sugere uma mesma unidade populacional costeira, possivelmente com fidelidade a habitats específicos, reforçando resultados anteriores sobre a conexão entre Ilha de São Sebastião e Cabo Frio, aparentemente relevantes para forrageio (LODI et al., 1999; 2012). Como essas reavistagens ocorreram em anos distintos, os indivíduos provavelmente apresentam um padrão de residência na região.

Em contraste, registros em áreas oceânicas pelo PMC-BS sugerem a existência de outro agrupamento, indicando possível estruturação populacional. O único movimento claro de afastamento da costa foi de um indivíduo observado próximo à

Ilha Grande e reavistado ~200 km ao sul, a 150 km da costa, sugerindo deslocamentos oportunísticos de forrageio ou uso ocasional de áreas mais amplas. A ausência de reavistagens conectando indivíduos costeiros e oceânicos reforça a hipótese de diferenciação entre os dois grupos. Esses resultados ganham relevância no contexto da Bacia de Santos: enquanto os grupos costeiros estão mais expostos ao tráfego intenso de embarcações e interações com atividades pesqueiras, os indivíduos oceânicos ocupam áreas diretamente sobrepostas a zonas de exploração de petróleo e gás. Tal cenário evidencia pressões antrópicas distintas que podem afetar diferentemente cada grupo, ressaltando a importância de considerar a possível estruturação populacional em estratégias de conservação. Como apresentado em relatórios anteriores, apenas um indivíduo foi marcado com transmissor satelital. Marcado ao norte da Baía de Guanabara, deslocou-se para o sul acompanhando a linha costeira até as imediações da Baía de Sepetiba, área que coincide com registros frequentes de fotoidentificação. Não foram marcados novos indivíduos de *S. bredanensis* com transmissores satelitais em 2024.

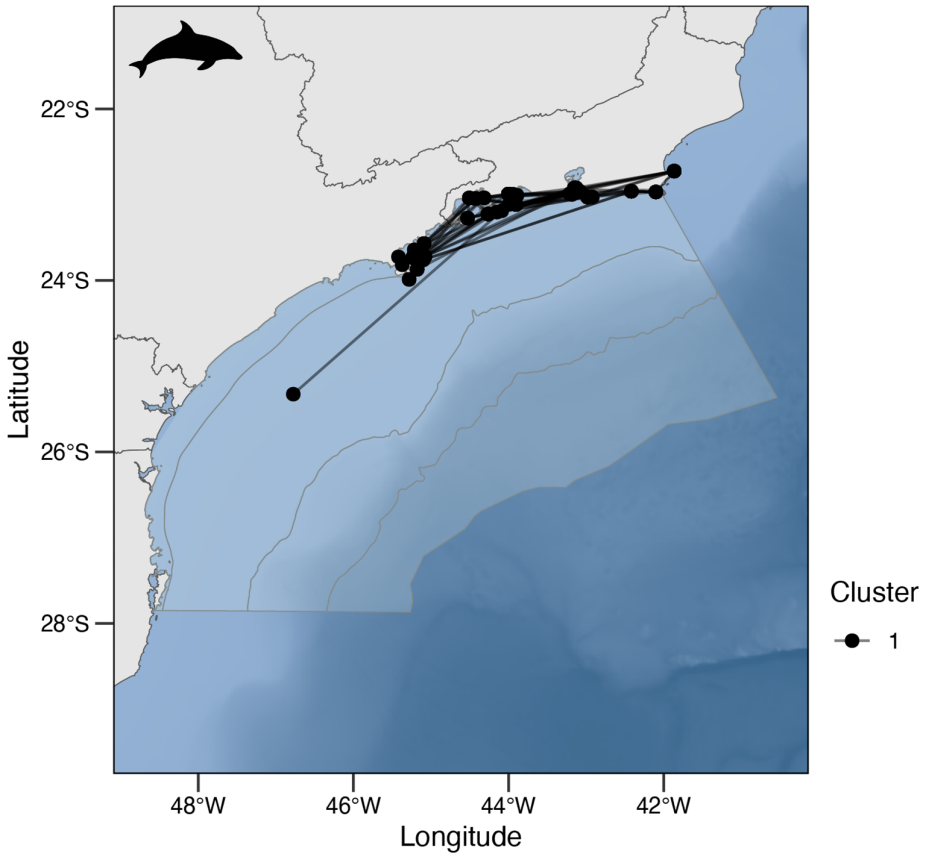


Figura V.2.1-14: *Reavistagens de* ***Steno bredanensis****, com linhas conectando pontos para representar os deslocamentos mínimos entre registros.*

V.2.1.12 Movimentos de Tursiops truncatus

Tursiops truncatus é a espécie com maior número de reavistagens, totalizando 124 indivíduos (incluindo oito novos registros no último ano). O agrupamento pelo algoritmo *k-means* indicou três áreas principais: (1) de Cabo Frio (RJ) à Ilha de São Sebastião (SP), com fidelidade de indivíduos ao Arquipélago das Cagarras (Lodi et al., 2014); (2) registros em águas oceânicas; e (3) litoral do Paraná a Santa Catarina, conectados por movimentos frequentes e longos — incluindo um indivíduo registrado nas três áreas em um deslocamento mínimo de 700 km (**Figura V.2.1-15**).

A maioria das reavistagens correspondeu ao ecótipo oceânico, ainda que muitas vezes próximo à costa (SIMÕES-LOPES et al., 2019). Houve apenas uma

reavistagem do ecótipo costeiro, de um indivíduo da população de Laguna (SC), observado pelo PMC-BS em Itajaí (SC), cerca de 150 km ao norte. Três indivíduos foram reavistados em área oceânica próxima ao talude, com registros em setembro de 2018 e novamente 27 meses depois, praticamente no mesmo local. Outros 24 casos revelaram estabilidade de grupo, com os mesmos indivíduos sendo reavistados juntos em diferentes ocasiões, sobretudo nas áreas 1 e 3. Em síntese, os dados de fotoidentificação revelam áreas de uso recorrente, movimentos de longa distância entre essas áreas e certa estabilidade na composição de grupos, indicando uma população estruturada e conectada ao longo da faixa costeira e oceânica da Bacia de Santos (**Figura V.2.1-15**). Não foram marcados novos indivíduos de *T. truncatus* com transmissores satelitais em 2024.

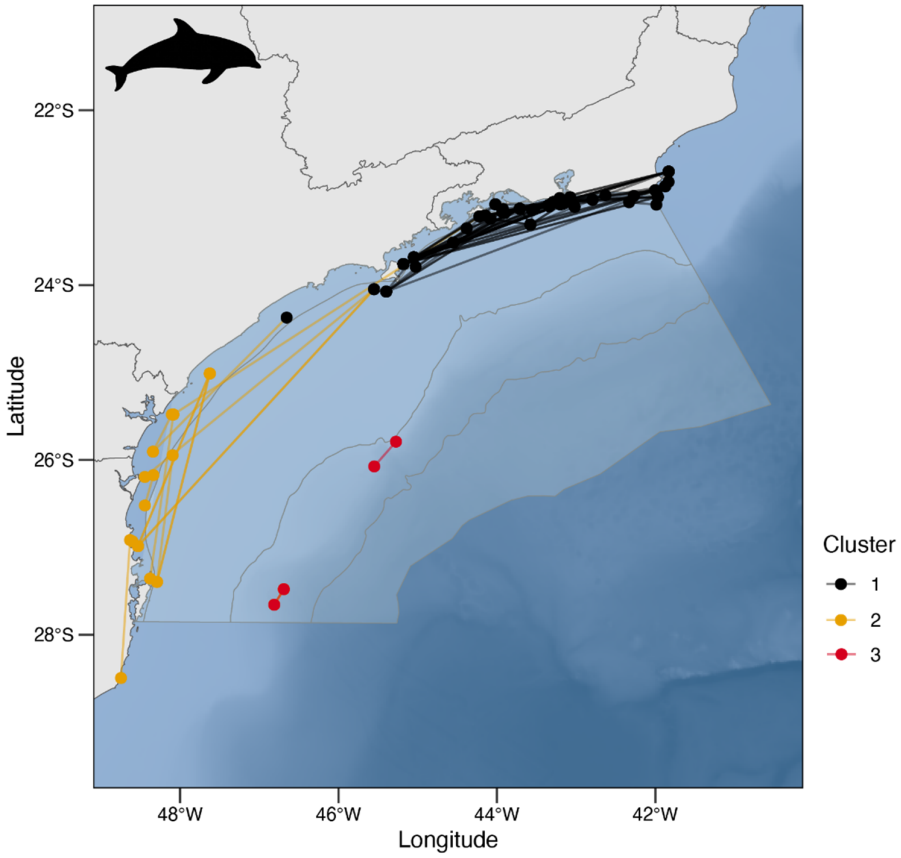


***Figura V.2.1-15**: Reavistagens de **Tursiops truncatus**, com linhas conectando pontos para representar os deslocamentos mínimos entre registros.*

Três agrupamentos (clusters) foram identificados pelo algoritmo k-means: dois costeiros (amarelo e preto) e um oceânico (vermelho).

Tursiops truncatus apresenta ampla distribuição em águas tropicais e temperadas, ocupando habitats variados que incluem ambientes pelágicos, baías costeiras e estuários. No Brasil, o ecótipo costeiro ocorre de forma contínua no litoral de Santa Catarina e Rio Grande do Sul, onde populações residentes estão estabelecidas em quatro sistemas estuarinos — de Laguna (SC) à Lagoa dos Patos (RS) — considerados os mais estudados no Atlântico Sul Ocidental (SIMÕES-LOPES & FABIÁN, 1999; FRUET et al., 2014).

Movimentos de longa distância já foram documentados para o ecótipo costeiro, como deslocamentos de até 314 km entre RS e SC (SIMÕES-LOPES; FABIÁN, 1999) e de 100 km ao longo da costa do RJ (LODI et al., 2008). Ao norte da Ilha de Santa Catarina, também foram registrados grandes agregados, com até 200 indivíduos próximos à costa (WEDEKIN et al., 2008). As reavistagens apresentadas neste relatório reforçam esse padrão de deslocamentos extensos.

Na região oceânica, a espécie é registrada apenas pontualmente, e ainda são escassas as informações sobre padrões de uso e movimentos (WEDEKIN et al., 2014). No entanto, a reavistagem de três indivíduos em um intervalo de tempo considerável, nas proximidades do talude, sugere possível utilização recorrente de áreas oceânicas associadas à alta disponibilidade de recursos. Esses registros também reforçam a relevância da Bacia de Santos não apenas como área de passagem, mas também como habitat funcional para a espécie, onde indivíduos costeiros estão mais expostos ao intenso tráfego de embarcações, enquanto aqueles que utilizam áreas oceânicas se sobrepõem diretamente às zonas de exploração de petróleo e gás.

V.2.1.13 Movimentos de Stenella longirostris

Até o momento foram registradas quatro reavistagens de *Stenella longirostris*, todas em áreas oceânicas associadas ao talude (**Figura V.2.1-16**). O indivíduo #153, observado em 28/07/2019 (24ºS), foi reavistado em 02/02/2020 cerca de 400 km ao

sul (\~25ºS), caracterizando movimento norte–sul. Houve ainda uma reavistagem confirmada geneticamente de um indivíduo amostrado em 04/05/2018 e novamente em 02/08/2018, também próximo ao talude. No último ano, dois novos registros reforçaram esse mesmo padrão, com deslocamentos ao longo do talude e em latitudes semelhantes. A espécie ocorre em águas tropicais e subtropicais, sendo menos frequente em águas temperadas. No Brasil, sua presença mais ao sul parece estar relacionada à influência da Corrente do Brasil durante o verão (SECCHI; SICILIANO, 1995). Os registros de reavistagens coincidem com esse padrão, sugerindo movimentos sazonais norte–sul associados ao aumento da temperatura das águas. O uso recorrente do talude como habitat reforça que a espécie está diretamente exposta às atividades de exploração de petróleo na Bacia de Santos.

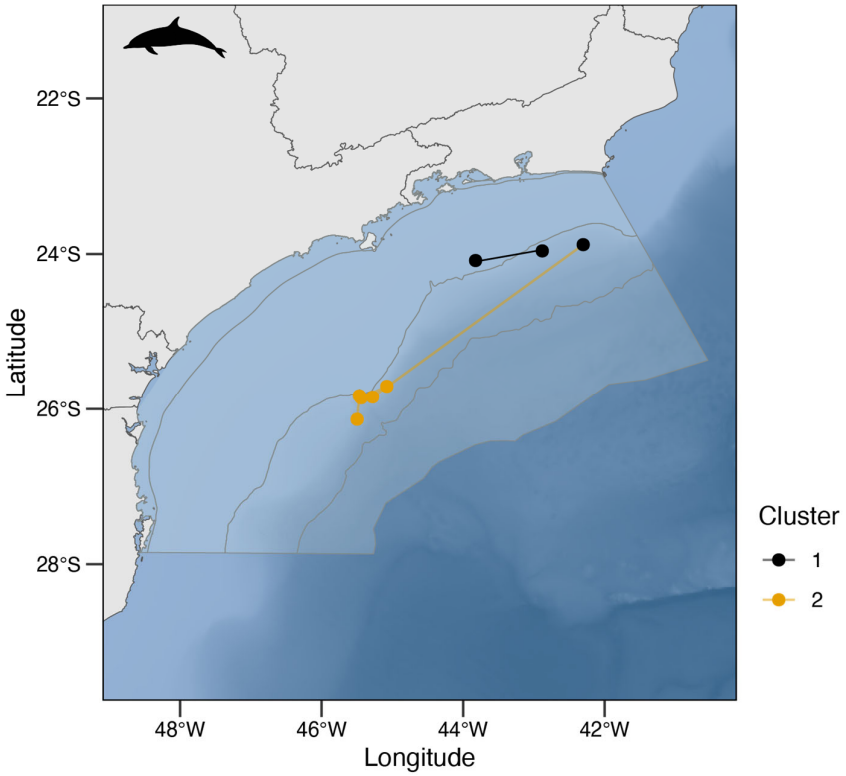


Figura V.2.1-16: *Reavistagens de* ***Stenella longirostris*** *obtidas por fotoidentificação e uma recaptura confirmada por genética. As linhas conectam os pontos e representam os deslocamentos mínimos entre registros. Dois agrupamentos principais (clusters) foram identificados, conectados entre si por uma reavistagem.*

V.2.2 Modelagem do risco de colisão com embarcações

A modelagem estatística é uma ferramenta importante para entender melhor a ecologia das espécies. Além das atividades mercantes de importações e exportações de bens e serviços, com o aumento da industrialização no mar, tem sido observado um aumento significativo de embarcações para dar suporte às atividades de óleo e gás.

Consequentemente, a megafauna marinha, incluindo grandes cetáceos que passam um tempo considerável de suas vidas na superfície, tem sido vulnerável às embarcações, com efeitos indiretos, como o ruído, e diretos, como a colisão com embarcações (PIROTA *et al.*, 2019; NISI *et al.* 2024).

Entretanto, tais efeitos têm sido subestimados e sub-reportados. Para superar tais desafios, estudos de modelagem de risco de colisão tem crescido nos últimos tempos, superando a simples sobreposição espacial entre as espécies e os navios (e.g., CONN; SILBER, 2013; KEEN *et al.*, 2019; PIROTA *et al.*, 2019; NISI *et al.*, 2024; BLONDIN *et al.*, 2025). Ainda que os métodos estejam sendo padronizados e refinados, tais estudos indicam que o risco de colisão pode ser influenciado por i) características dos navios (como, por exemplo, tamanho, velocidade e densidade dos navios), ii) adequabilidade de habitat e iii) tempo que os indivíduos passam na superfície (KEEN *et al.*, 2019; BLONDIN *et al.*, 2024).

Neste item, procurou-se modelar estatisticamente o risco de colisão de embarcações com as baleias-jubarte (*Megaptera novaeangliae*) e as orcas (*Orcinus orca*), considerando os três fatores supracitados, na Bacia de Santos. Tais espécies foram escolhidas pelo maior número de registros ao longo das campanhas e indivíduos marcados com transmissores satelitais, de onde o tempo dos indivíduos na superfície pode ser extraído. O presente tópico integra, portanto, informações da modelagem de habitat com telemetria.

V.2.2.1 Mapeamento das embarcações (V)

Para esse item, foi usado o conjunto de dados trabalhos pelo Projeto de Monitoramento de Tráfego de Embarcações (PMTE) da PETROBRAS entre os anos de 2021 e 2023. As embarcações a serviço da PETROBRAS, assim como outras embarcações de grande porte, referidas aqui como TERCEIROS, são dotadas de sistemas de rastreamento, conforme determinações da *International Maritime Organization* (IMO), que permitem georeferenciá-las, obtendo além da localização, velocidade (em nós), rumo da embarcação, data, horário, tipo, nome e número de registro no IMO. Para o mapeamento presente neste item, as informações referentes à 'densidade navegada (km/km²)' e à 'velocidade' (média e mediana) foram usadas. Os dados destes parâmetros referentes aos anos de 2021 a 2023 foram agregados nos 974 quadrantes ou blocos que já vem sendo usados pelo PMC-BS de aproximadamente 18,52 km de largura. Dessa forma, cada quadrante possuía dados referentes aos três parâmetros.

Os parâmetros 'densidade navegada (km/km²)' e 'mediana da velocidade' em cada quadrante foram usadas para computar o parâmetro 'volume do tráfego de embarcações' que compõe diretamente o risco de colisão, calculado como:

$$Volume\ do\ tráfego = \sum densidade\ navegada * mediana\ da\ velocidade$$

V.2.2.2 Modelagem de adequabilidade (A)

Para essas análises, foi conduzido um protocolo similar aos realizados no 9º Relatório Anual. Especificamente, utilizou-se inicialmente um grid com 974 quadrantes ou blocos de aproximadamente 18,52 km de largura. Cada bloco/quadrante corresponde à unidade espacial amostral da modelagem de habitat. Todos os dados de sensoriamento remoto por satélite analisados neste estudo contaram com o auxílio da ferramenta *Marine Geospatial Ecology Tools* (MGET) (ROBERTS *et al.*, 2010). Este pacote de ferramentas analíticas permite o acesso aos dados oceanográficos de diferentes fontes (**Tabela V.2.2-1**), dentre outras funcionalidades para o processamento e análise destes dados.

Os dados foram baixados ou processados em formato *raster* com base nas datas específicas de cada uma das campanhas, consistindo na média das informações em cada intervalo. Assim, os processamentos desses dados resultaram em arquivos *raster* de toda a área do projeto, de cada um dos parâmetros analisados, para cada uma das campanhas realizadas. De posse da setorização dos blocos de análise, realizou-se o cruzamento dos setores com os dados de satélite, resultando, assim, no valor médio de cada parâmetro em cada bloco ao longo das 18 campanhas de Avistagem Embarcada e MAP. A escolha por essas duas abordagens amostrais se deu pela sistematização e homogeneidade do esforço amostral na área de estudo.

No presente relatório, foram considerados inicialmente 7 potenciais variáveis explanatórias, que se tornaram 15, quando se considerou os valores mínimo, máximo e variação (amplitude ou desvio padrão, quando necessário, a depender da variável) (**Tabela V.2.2-1**).

Foram realizados o teste de correlação de Pearson e o Fator de Variação da Inflação (VIF) para detectar correlação e multicolinearidade entre as variáveis ambientais. Apenas as variáveis com valor de correlação abaixo de |0,7| e VIF menor que três foram inseridas conjuntamente numa mesma rodada do modelo (ZUUR *et al.*, 2009) (**Figura V.2.2-3** e **Tabela V.2.2-2**). Por exemplo, se o primeiro modelo usou a variável “Profundidade média”, o segundo modelo usou a variável “Profundidade mínima” que por estarem correlacionadas não podem constar no mesmo modelo.

Tabela V.2.2-1: *Fontes de dados ambientais utilizados para a modelagem de habitat de cetáceos na Bacia de Santos.*

Dado	Fonte	Unidade
Profundidade mínima	GEBCO	Metros
Profundidade média	GEBCO	Metros
Profundidade máxima	GEBCO	Metros
Amplitude de declividade	GEBCO	graus
Declividade média	GEBCO	Graus
Declividade máxima	GEBCO	Graus
Temperatura mínima	REMO/UFRJ; DMI	°C
Temperatura média	REMO/UFRJ; DMI	°C
Temperatura máxima	REMO/UFRJ; DMI	°C

Dado	Fonte	Unidade
Velocidade média de correntes	OSCAR/NOAA	m/s
Direção predominante das correntes	OSCAR/NOAA	graus
Clorofila mínima	Ocean Color/NASA	mg/m3
Clorofila média	Ocean Color/NASA	mg/m3
Clorofila máxima	Ocean Color/NASA	mg/m3
Salinidade	HYCOM	PSU

As variáveis explanatórias com menor poder explicativo foram removidas subsequentemente dos conjuntos de modelos, reduzindo-se assim o conjunto de dados de variáveis explanatórias. Foi avaliado também como a remoção ou adição de variáveis aumentava o desempenho do modelo (AUC, Sensibilidade e Especificidade). Tal escolha se deu uma vez que existe a necessidade de se buscar modelos cujas previsões possam encontrar um equilíbrio entre generalização e complexidade, tendo-se em conta que modelos muito complexos podem sobreajustar (*overfitting*) e gerar interpretações ecológicas pouco realistas (MEROW *et al.*, 2014; BELL *et al.*, 2016).

O processamento final dos dados ambientais resultou em quatro conjuntos de modelos (Tabela V.2.2-2), para incluir as variáveis geofísicas e oceanográficas que não exibissem multicolinearidade (correlação entre si).

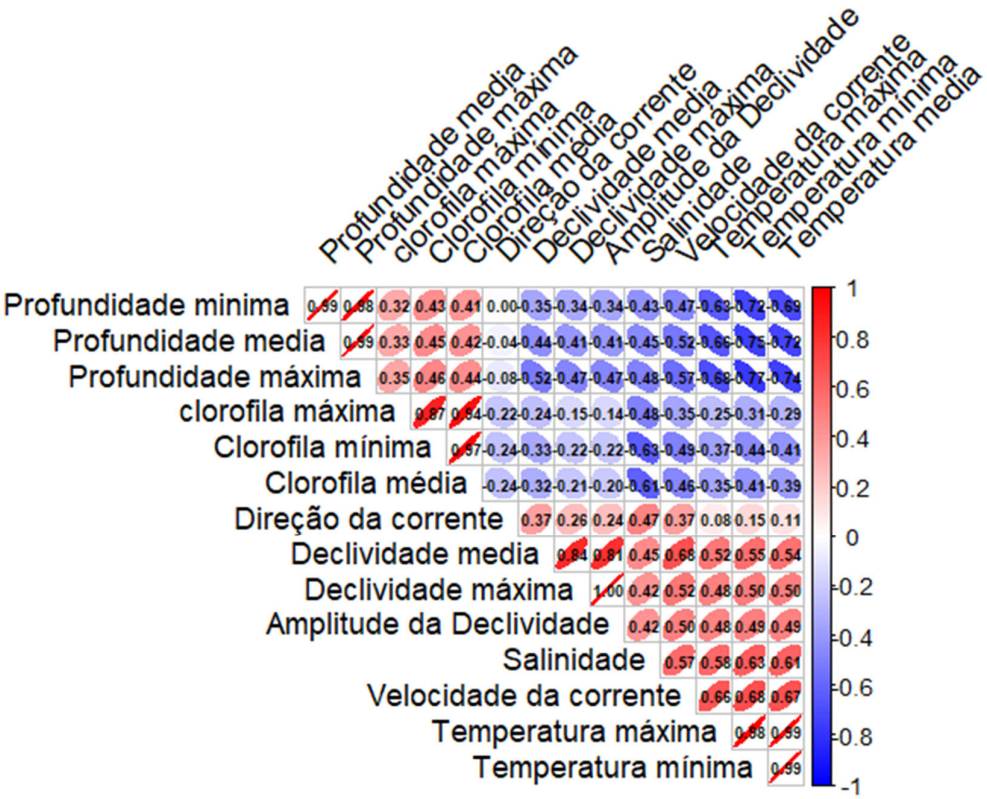


Figura V.2.2-3: *Matriz de correlação entre as variáveis explanatórias candidatas para modelar a adequabilidade de habitat da baleia-jubarte (**Megaptera novaeangliae**) e da orca (**Orcinus orca**).*

Todas as análises foram realizadas no ambiente R, usando o pacote ‘biomod 2’ v.4.2.-5-2 (THUILLER *et al.*, 2023) e o mesmo protocolo analítico foi considerado, individualmente, para as duas espécies.

Tabela V.2.2-2: *Conjunto de modelos e variáveis explanatórias usadas para investigar o uso do habitat da baleia-Jubarte e da orca na Bacia de Santos. Dentro das células, o valor entre parêntesis se refere ao valor do Fator de Inflação da Variância (VIF) para cada variável ambiental dentro dos conjuntos de modelos 1, 2, 3 e 4.*

Variáveis	Modelo 1	Modelo 2	Modelo 3	Modelo 4
Salinidade	x (2,5)	X (2,2)	X (2,1)	
Direção da corrente	X (1,6)			
Velocidade da corrente	X (2,3)			
Clorofila mínima				X (1,3)
Clorofila média		X (1,7)	X (1,7)	
Clorofila máxima	X (1,4)			
Profundidade mínima	X (1,8)	X (1,8)		
Profundidade média				X (2,0)
Profundidade máxima			X (2,0)	
Temperatura mínima				
Temperatura média				
Temperatura máxima	X (2,9)	X (2,2)	X (2,3)	X (1,9)
Declividade média				
Declividade máxima				
Amplitude da Declividade	X (1,4)	X (1,3)		X (1,3)

Os dados foram analisados usando modelos de consenso baseado em cinco algoritmos que capturam de forma complementar a relação entre a espécie e o ambiente: ajuste de regressão estatística (Modelos Generalizados Lineares - GLM e Modelos Generalizados Aditivos – GAM), modelos de árvore de decisão (*Random Forest* – RF e *Gradient Boosting Machine* – GBM) e de máxima entropia (MaxEnt). A abordagem dos modelos de consenso foi escolhida para evitar a variabilidade inerente de algoritmos individuais e extrair as melhores predições, principalmente em um cenário de registros esparsamente distribuídos na região (GUISAN *et al.*, 2017).

Três conjuntos de pseudo-ausências foram gerados para cada espécie, usando-se da estratégia espacialmente estruturada, ou seja, a partir de no mínimo 30 km de cada registro. A distância mínima de 30 km tem o propósito de permitir que as potenciais ausências estejam fora da área média de deslocamento diário das espécies, permitindo maior distinção entre presenças e pseudo-ausências (BARBET-MASIN *et al.*, 2012). A geração de mais de um conjunto de pseudo-ausência garante melhor cobertura do espaço geográfico evitando tendências espaciais, garantindo a independência dos dados e melhorando as estimativas dos coeficientes para diferentes algoritmos (BARBET-MASIN *et al.*, 2012).

Foi realizada uma abordagem de validação cruzada separando os registros em 70% para treino e 30% para teste, mantendo a prevalência fixa a 0,5. A partir disso, 10 repetições de cada modelo foram realizadas. Tal protocolo gerou, para cada espécie, um conjunto de 150 modelos (três conjuntos de pseudo-ausência, cinco algoritmos e 10 repetições). Considerando-se os quatro conjuntos de modelos supracitados, no total foram gerados 600 modelos de adequabilidade de habitat para cada espécie, totalizando 1200 modelos.

O desempenho dos modelos foi avaliado a partir da Área Abaixo da Curva de Característica de Operação do Receptor (AUC). Essa métrica é independente de limiares arbitrários e representa a taxa de acerto entre presença e ausências verdadeiras. De forma geral, é considerado o desempenho do modelo que possuir AUC > 0,9 como ‘excelente’; 0,80 □AUC □0,90 como ‘bom’; e, 0,70 □AUC □0,80 como ‘plausível’ (ARAUJO *et al.*, 2005). Além do AUC, foi calculada a sensibilidade (proporção de presenças corretamente preditas) e especificidade (proporção de ausências corretamente preditas), permitindo inferir sobre a incerteza do modelo (GUISAN *et al.*, 2017).

As predições dos modelos individuais que obtiveram AUC > 0,7 foram combinados em um modelo de consenso a partir da média ponderada. A média ponderada dá pesos maiores aos modelos de melhor desempenho, representando as melhores predições na avaliação entre a espécie e o ambiente. Do modelo de consenso foi realizado um teste de importância das variáveis. Tal teste embaralha as predições do modelo, removendo cada variável uma a uma, e calcula separadamente o valor de desempenho do modelo. Se a variável removida prejudicar o desempenho

do modelo, então seu valor de importância será maior (THUILLER *et al.*, 2020). Curvas de resposta foram geradas para avaliar a predição do modelo de consenso em relação a cada variável explanatória.

As predições espaciais do modelo de consenso com a média ponderada foram espacializadas e incluídas em um mapa no software ArcGIS 10.8.

V.2.2.3 Tempo de superfície (S)

De modo a calcular o risco de colisão de forma mais realista, é importante quantificar o tempo que os indivíduos passam na superfície, momento em que pode ocorrer o atropelamento caso haja sobreposição espaço-temporal entre as embarcações e os cetáceos. Nesse item, seguiu-se Keen *et al.* (2019), calculando-se o percentual de tempo gasto pelos indivíduos de cada espécie nas profundidades entre 0-20 m. Nessa profundidade assume-se que há algum risco de colisão caso haja sobreposição espaço-temporal, uma vez que a baleia pode ser sugada pelo navio dado o seu arrasto (SILBER *et al.*, 2010; ROCKWOOD *et al.*, 2017; KEEN *et al.*, 2019).

Dessa forma, na integração com os resultados de telemetria, foi atribuído a média dos tempos de mergulho nessa faixa de profundidade dos indivíduos de baleia-jubarte e orca na área estudada para cada registro realizado pelas campanhas de Avistagem Embarcada e Telemetria.

V.2.2.4 Risco de colisão

Para calcular o risco de colisão, adaptou-se as metodologias de Keen *et al.* (2019) e Blondin *et al.* (2025), obtendo-se o risco espacialmente explícito para cada quadrante, conforme a fórmula abaixo:

$$Risco\ de\ colisão = \sum((V * A * S$$

Onde, V = Volume de tráfego, A = Adequabilidade de habitat, S = Tempo de superfície.

A multiplicação dos parâmetros reflete sua plausibilidade ecológica uma vez que a colisão é um evento que requer, necessariamente, a co-ocorrência dos três fatores, evitando falsos positivos. Isto é, o risco de colisão se dará onde as interações espaço-temporais entre cetáceos e embarcações sejam presentes, ou seja, em áreas (i) com volume de tráfego **e** (ii) adequadas para a espécie **e** (iii) onde as baleias passam parte do seu tempo na superfície (Laist et al. 2001; Keen et al. 2019).

Devido à grande diferença nas escalas de medida entre os parâmetros (volume de tráfego na ordem de milhares vs. adequabilidade e tempo de superfície entre 0-100), aplicou-se normalização min-max ao volume de tráfego para padronizar todas as variáveis na escala 0-100 (Han et al. 2011). Esta transformação linear preserva as relações proporcionais originais enquanto permite a integração equitativa dos três fatores no cálculo do risco.

A normalização do volume de tráfego foi calculada separadamente para a PETROBRAS e para TERCEIROS, utilizando a fórmula:

$$Vnorm = (Vpixel - Vmin)/(Vmax - Vmin)x100$$

onde:

- Vnorm é o valor normalizado (0-100)*
- Vpixel é o volume de tráfego original do pixel
- V_{min} e V_{max} são os valores mínimo e máximo totais registrados tanto para a PETROBRAS quanto para TERCEIROS

Para melhorar a comparabilidade entre as estimativas de risco entre PETROBRAS e TERCEIROS, também foi realizado a normalização min-max. Por fim, para avaliar o risco de colisão total, independente das empresas presentes, realizou-se uma estimativa total de risco de colisão combinando-se PETROBRAS e TERCEIROS.

V.2.2.5 Resultados

V.2.2.5.1 Mapeamento das embarcações

A maior densidade de embarcações se concentrou ao longo do estado do Rio de Janeiro e com baixas velocidades. O volume total do tráfego de embarcações da PETROBRAS esteve concentrado ao longo do estado do Rio de Janeiro, em regiões mais oceânicas, assim como regiões costeiras próximas da Ilha Grande e baía de Guanabara (**Figura V.2.2-1**). Nesse conjunto de dados a densidade navegada variou entre 0 e 12.235,6 km/km² navegados (3.469,4 ± 4.899,2) e a mediana da velocidade entre 0 e 20,69 nós (mediana = 11,43 nós).

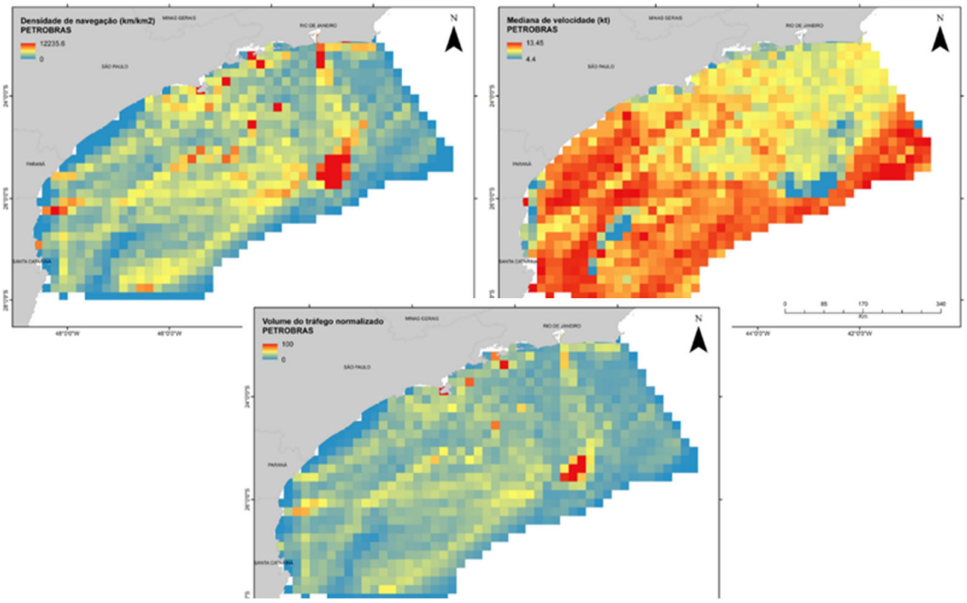


Figura V.2.2-2: *Volume de tráfego de embarcações da PETROBRAS, obtidos a partir do produto da densidade de tráfego pela mediana das velocidades das embarcações. Os dados foram obtidos pelo PMTE, entre 2021 e 2023. Figura no canto superior esquerdo representa a densidade de navegação das embarcações. Figura no canto superior direito representa a mediana das velocidades das embarcações. Figura no centro representa o volume do tráfego de embarcações.*

As embarcações de TERCEIROS, por sua vez, alcançaram velocidades médias maiores (11,6 nós) que as embarcações da PETROBRAS, alcançando o máximo de velocidade de 16,0 nós. O maior volume de tráfego das embarcações de TERCEIROS foi concentrado em regiões mais costeiras por toda a área de estudo, ainda que regiões com volumes intermediários também pudessem ser observados ao longo do talude e em regiões mais oceânicas próximas aos estados de São Paulo e do Rio de Janeiro (**Figura V.2.2-4**).

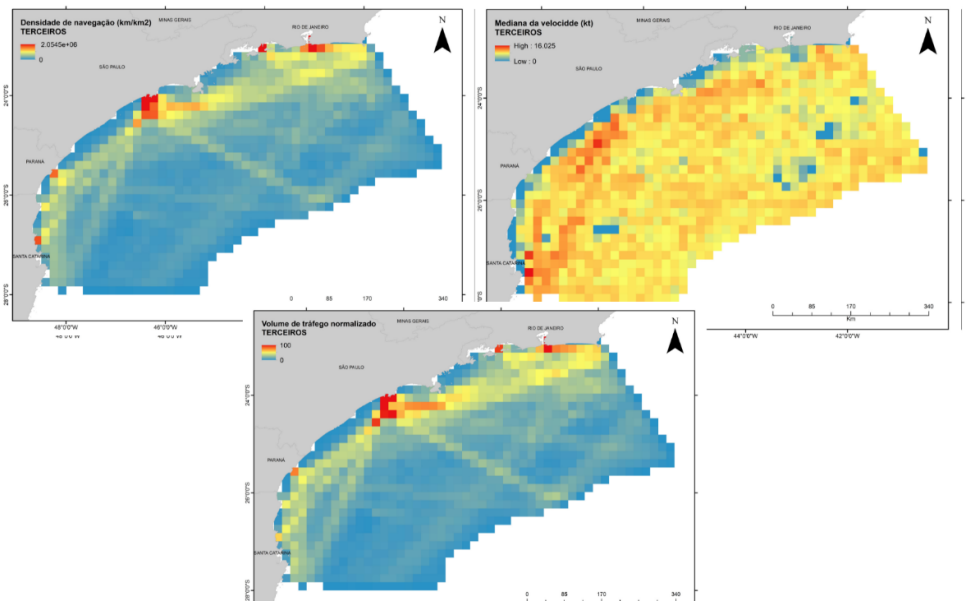


Figura V.2.2-4: *Volume de tráfego de embarcações de TERCEIROS, obtidos a partir do produto da densidade de tráfego pela mediana das velocidades das embarcações. Os dados foram obtidos pelo PMTE, entre 2021 e 2023. Figura no canto superior esquerdo representa a densidade de navegação das embarcações. Figura no canto superior direito representa a mediana das velocidades das embarcações. Figura no centro representa o volume do tráfego de embarcações.*

O quadro abaixo compara as densidades navegadas, as medianas das velocidades das embarcações e o volume de tráfego entre as embarcações da PETROBRAS e de TERCEIROS.

Quadro V.2.2-1: *Estatísticas descritivas referentes aos parâmetros das embarcações da PETROBRAS e de TERCEIROS, obtidas do Projeto de Monitoramento do Tráfego de Embarcações, que podem potencialmente se sobrepor espaço-temporalmente com os cetáceos na Bacia de Santos.*

Parâmetro	PETROBRAS			TERCEIROS		
	Min	Max	Média	Min	Max	Média
Densidade navegada (km/km²)	0	12235,6	1080,2	0	2054498,8	39287,3
Mediana da velocidade (kt	4,4	13,4	10,5	2,1	16,02	11,65
Volume do tráfego	0	115627	11134,0	0	18182314,3	454051,8

Considerando o volume de tráfego total, ou seja, somando-se os valores da PETROBRAS e de TERCEIROS, pode-se observar que o volume total reflete a dinâmica de TERCEIROS, uma vez que a densidade navegada é muito superior à dinâmica da PETROBRAS (**Figura V.2.2-5)**. O volume de tráfego reflete maiores valores próximos à costa, principalmente concentrados ao redor de Santos e a cidade do Rio de Janeiro.

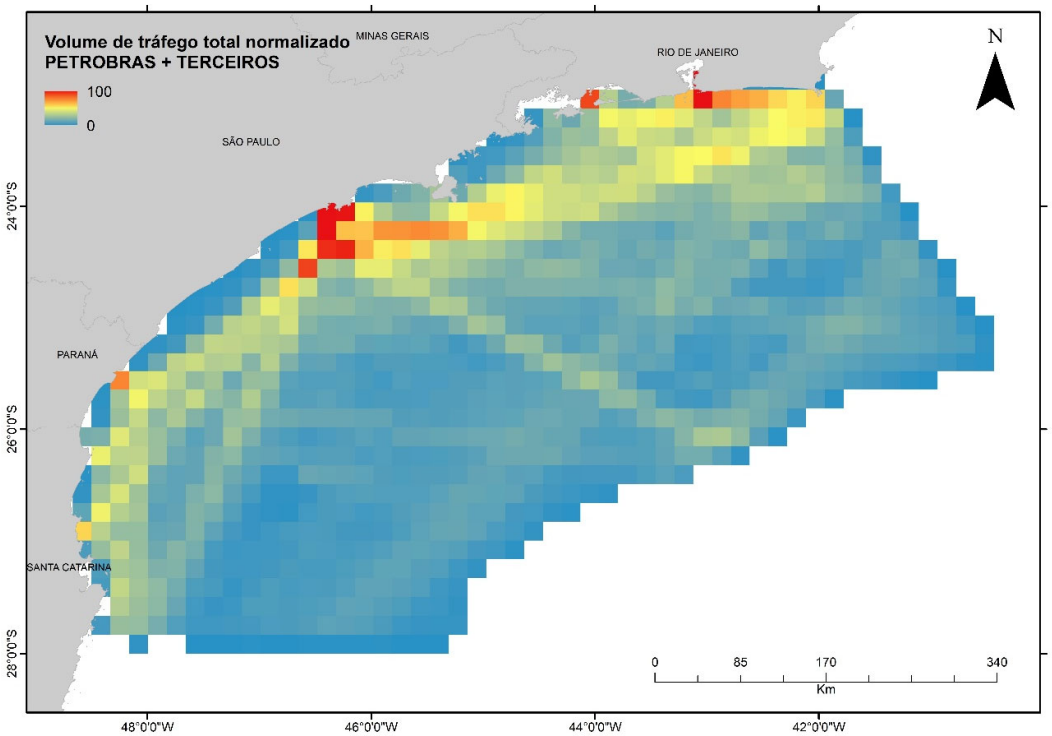


Figura V.2.2-5. *Volume total de tráfego de embarcações, obtidos a partir do somatório dos volumes de tráfego das embarcações da PETROBRAS e TERCEIROS. Os dados foram obtidos pelo PMTE, entre 2021 e 2023.*

V.2.2.5.2 Modelagem de adequabilidade de habitat – baleia-jubarte

Um total de 1.529 registros foram usados para modelar a adequabilidade de habitat das baleias-jubarte (**Figura V.2.2-6**).

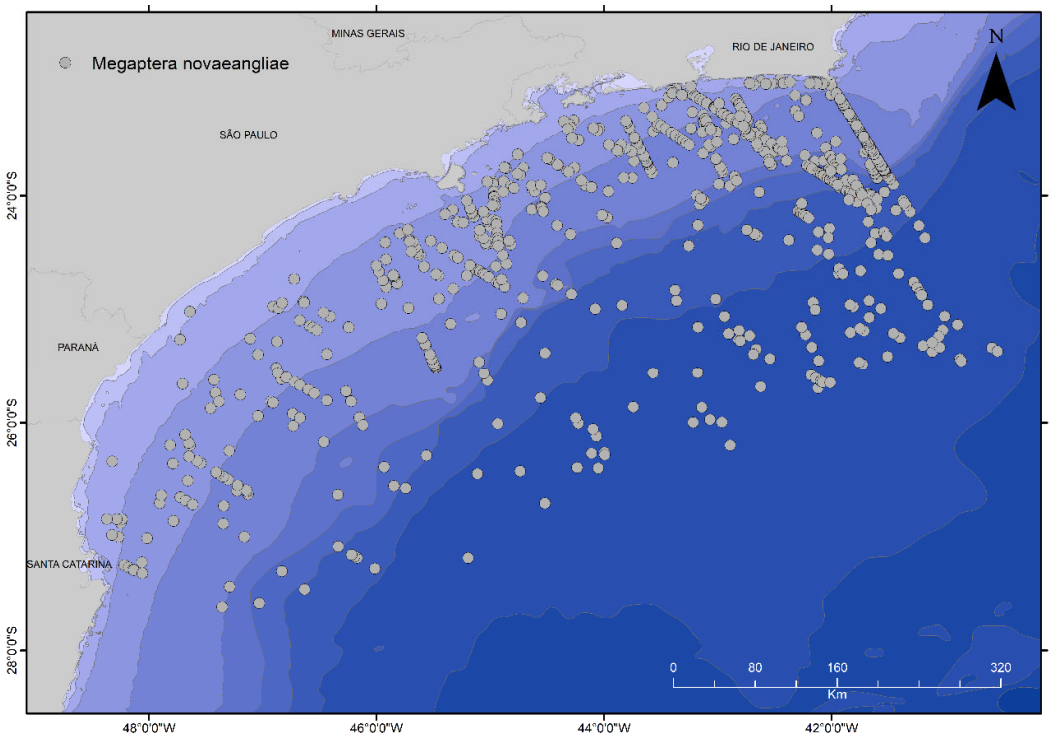


Figura V.2.2-5: *Registros de ocorrência que foram usados para modelar a adequabilidade de habitat das baleias-jubarte,* ***Megaptera novaengliae****, na Bacia de Santos.*

Os quatro conjuntos de modelos gerados tiveram desempenhos similares. Apesar do desempenho similar, o modelo 2 foi o escolhido para gerar as estimativas dos parâmetros da modelagem de adequabilidade de habitat, por possuir maior AUC, maior sensibilidade (maior taxa de acertos pelo modelo sobre as presenças) e maior especificidade (maior taxa de acertos pelo modelo sobre as ausências) (**Tabela V.2.2-4**).

Tabela V.2.2-4: *Estimativa do desempenho dos quatro conjunto de modelos gerados para investigar a adequabilidade de habitat da baleia-jubarte. Os conjuntos de modelos foram gerados para incorporar a maior abrangência possível de variáveis não-correlacionadas e multicolineares. As variáveis explanatórias de cada modelo se encontram na tabela V.2.3-2. AUC = Área sob a Curva.*

Modelo	AUC	Sensibilidade	Especificidade
Modelo 1	0,95	93,6	96,2
Modelo 2	0,98	94,0	98,2
Modelo 3	0,96	91,9	95,3
Modelo 4	0,96	93,4	95,6

A maior adequabilidade para as baleias-jubarte se concentraram ocorreu, principalmente, nas áreas costeiras e oceânicas entre os estados de São Paulo e norte do Rio de Janeiro. No norte do Rio de Janeiro, as áreas oceânicas foram mais adequadas do que nas demais áreas oceânicas no restante da área de estudo (**Figura V.2.2-6**).

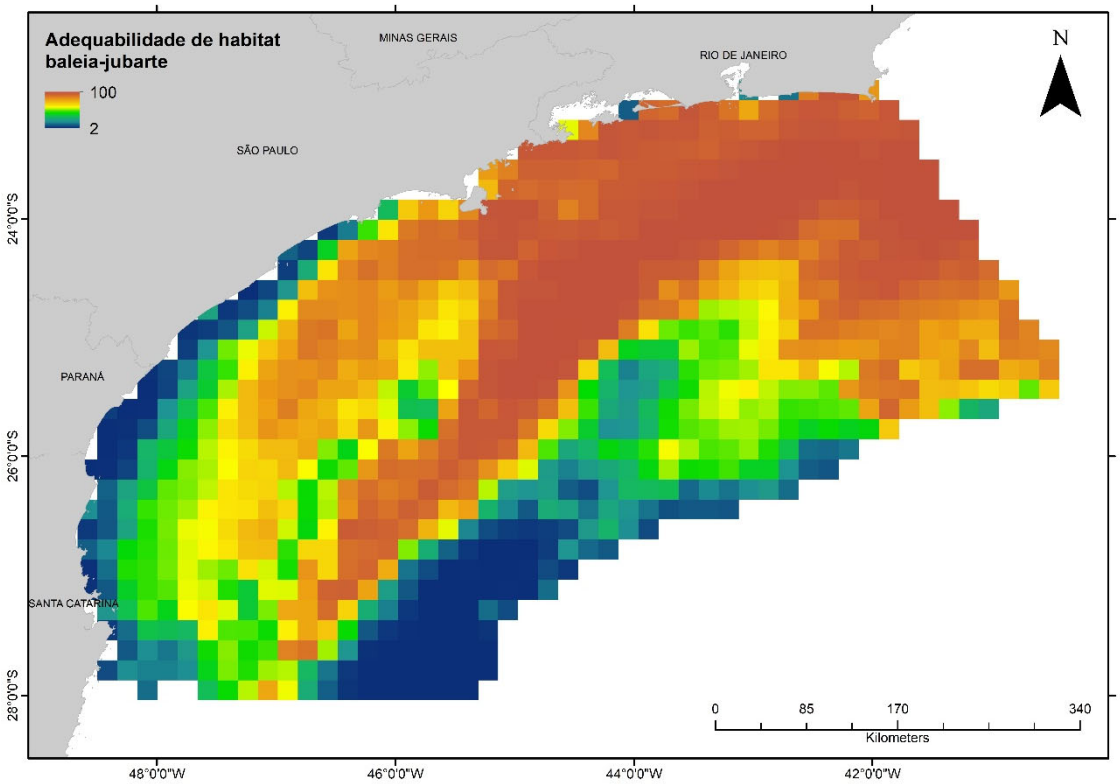


Figura V.2.2-6: *Adequabilidade de habitat para a ocorrência da baleia-jubarte,* ***Megaptera novaeangliae****, gerado pelo modelo de consenso ponderado pela média na Bacia de Santos.*

V.2.2.5.3 Tempo de superfície – baleia-jubarte

Ao todo, a proporção do tempo gasto na superfície foi obtida para 5 indivíduos de baleia-jubarte marcados com transmissores implantáveis. Os transmissores ficaram nos animais em média 28,4 ± 19,1 dias. Durante esse tempo, os indivíduos marcados passaram a mediana de 56,55% do tempo entre as profundidades 0-20 m (**Tabela V-2.2-5**).

Tabela V.2.2-5: *Informações sobre as baleias-jubartes marcadas com transmissores satelitais implantáveis que foram usadas para o cálculo do tempo de superfície, parâmetro usado na equação do risco de colisão dos cetáceos com embarcações. PTT = Platform Transmitter Terminal, % tempo na superfície se refere as médias dos diferentes dias no qual o transmissor estava conectado a baleia.*

PTT	Instrumento	Data	% Tempo na superfície	Dias com transmissor
34588	Mk10	20/07 a 07/09/2017	62,4	49
34686	Mk10	23/07 a 23/08/2017	55,3	30
34722	Mk10	26/07 a 11/09/2018	56,2	45
158553	Mk10	20/08 a 31/08/2016	50,1	11
244926	Mk10	25/07 a 01/08/2023	45,7	7

Tais informações foram agregadas aos registros de baleias-jubarte e mapeado dentro dos quadrantes existentes (**Figura V.2.2-7**).

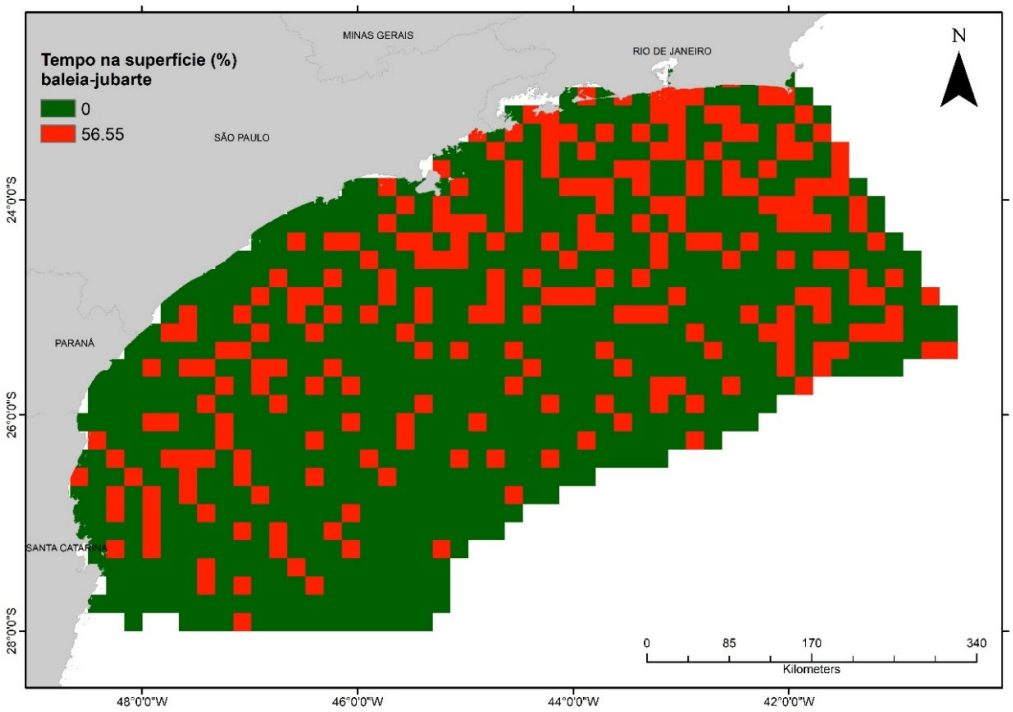


Figura V.2.2-7: *Quadrantes contendo a mediana do tempo na superfície calculado para baleias-jubarte, **Megaptera novaeangliae**, marcadas com transmissores satelitais.*

V.2.2.5.4 Risco de Colisão – baleia-jubarte

Embarcações PETROBRAS

Para as baleias-jubarte, os maiores valores de risco de colisão se concentram no estado do Rio de Janeiro, principalmente em áreas costeiras e no talude, mas também com alguns quadrantes em áreas oceânicas. Na região costeira e no talude, valores maiores de risco são encontrados nas regiões externas à região de Ilhabela e às baías de Guanabara e da Ilha Grande. Em regiões oceânicas, podem ser observados quadrantes com maiores valores de risco de colisão na região central da porção marítima do estado do Rio de Janeiro, na direção da baia de Guanabara (**Figura V.2.2-9**).

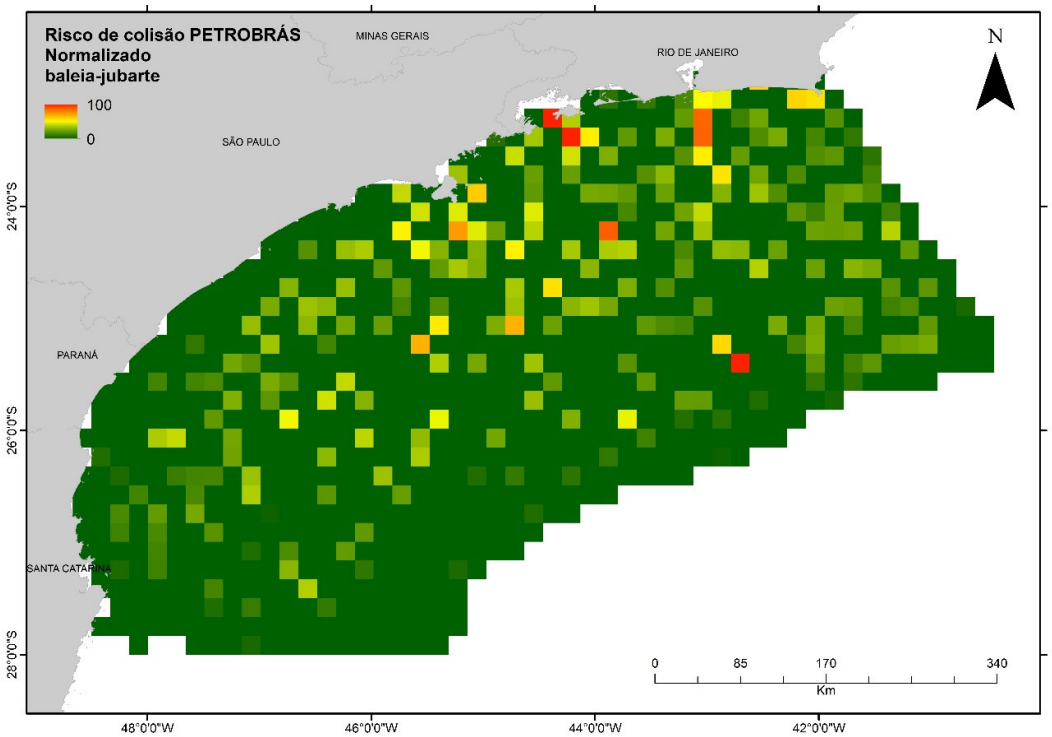


Figura V.2.2-9: *Risco de colisão normalizado das baleias-jubarte com embarcações Petrobras Valor de risco máximo antes de normalizar = 240921, valor de risco mínimo antes de normalizar = 0.*

Embarcações de terceiros

Para as embarcações de terceiros, os maiores valores do risco de colisão foram observados em regiões costeiras na região centro-norte do estado do Rio de Janeiro e próximo a região de Ilhabela. Na região do talude, os maiores valores de risco foram observados o longo do estado do Rio de Janeiro. Em regiões oceânicas, para as embarcações de TERCEIROS, foram observados valores mais baixos de risco de colisão com as baleias-jubarte (**Figura V.2.2-10**).

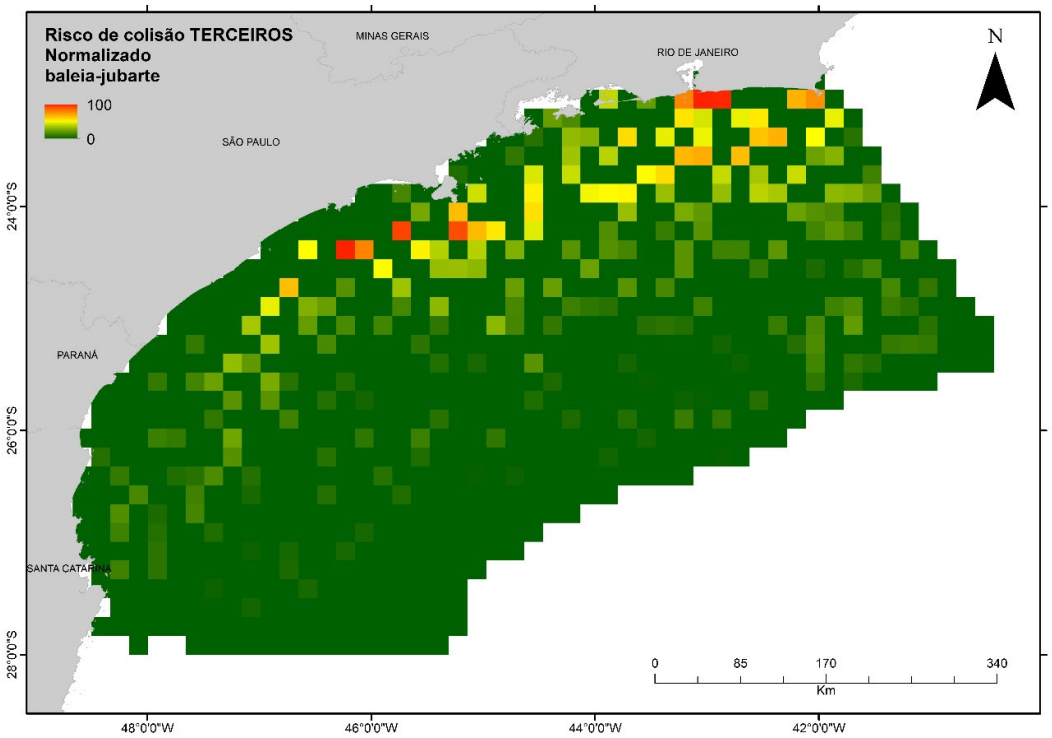


Figura V.2.2-10: Risco de colisão das baleias-jubarte com embarcações de TERCEIROS. Valor de risco de colisão máximo antes de normalizar = 91820,2, valor de risco de colisão mínimo = 0.

Risco cumulativo total

Considerando-se o risco de colisão total, ou seja, os riscos de colisão com embarcações tanto da PETROBRAS quanto de TERCEIROS podem-se observar

maiores valores de risco em regiões costeiras e no talude no norte de São Paulo e próximo às regiões das baías da Ilha Grande e da Guanabara e, em menor escala, no norte da porção marítima do estado do Rio de Janeiro (***Figura V.2.2-11***). Além disso, pode-se observar um quadrante oceânico com altos valores de risco de colisão (***Figura V.2.2-11***).

V.2.2.5.5 Modelagem de adequabilidade de habitat – orca

Um total de 55 registros foram usados para modelar a adequabilidade de habitat das orcas (**Figura V.2.2-12**).

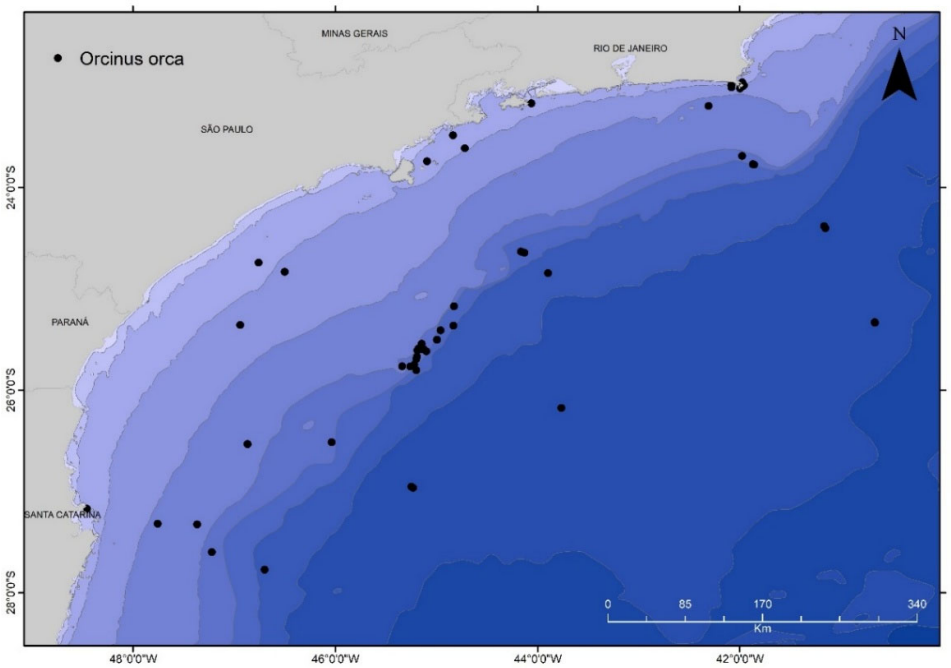


Figura V.2.2-12: *Registros de ocorrência que foram usados para modelar a adequabilidade de habitat das orcas,* ***Orcinus orca****, na Bacia de Santos.*

Os quatro conjuntos de modelos gerados tiveram bons desempenhos. Apesar do desempenho similar, o "Modelo 4" foi o escolhido para gerar as estimativas dos parâmetros da modelagem de adequabilidade de habitat, por possuir maior AUC e maior especificidade (maior taxa de acertos pelo modelo sobre as ausências) (**Tabela V.2.2-6**).

Tabela V.2.2-6: *Estimativa do desempenho dos quatro conjunto de modelos gerados para investigar a adequabilidade de habitat da orca. Os conjuntos de modelos foram gerados para incorporar a maior abrangência possível de variáveis não-correlacionadas e multicolineares. As variáveis explanatórias de cada modelo se encontram na tabela V.2.3-2. AUC = Área sob a Curva.*

Modelo	AUC	Sensibilidade	Especificidade
Modelo 1	0,85	95,6	92,7
Modelo 2	0,84	95,2	91,5
Modelo 3	0,80	92,5	90,9
Modelo 4	0,97	92,4	97,6

A maior adequabilidadeda para as orcas se concentraram ocorreu, principalmente, em áreas mais costeiras, do norte de São Paulo ao norte do Rio de Janeiro e ao longo da quebra da plataforma continental (**Figura V.2.2-13**).

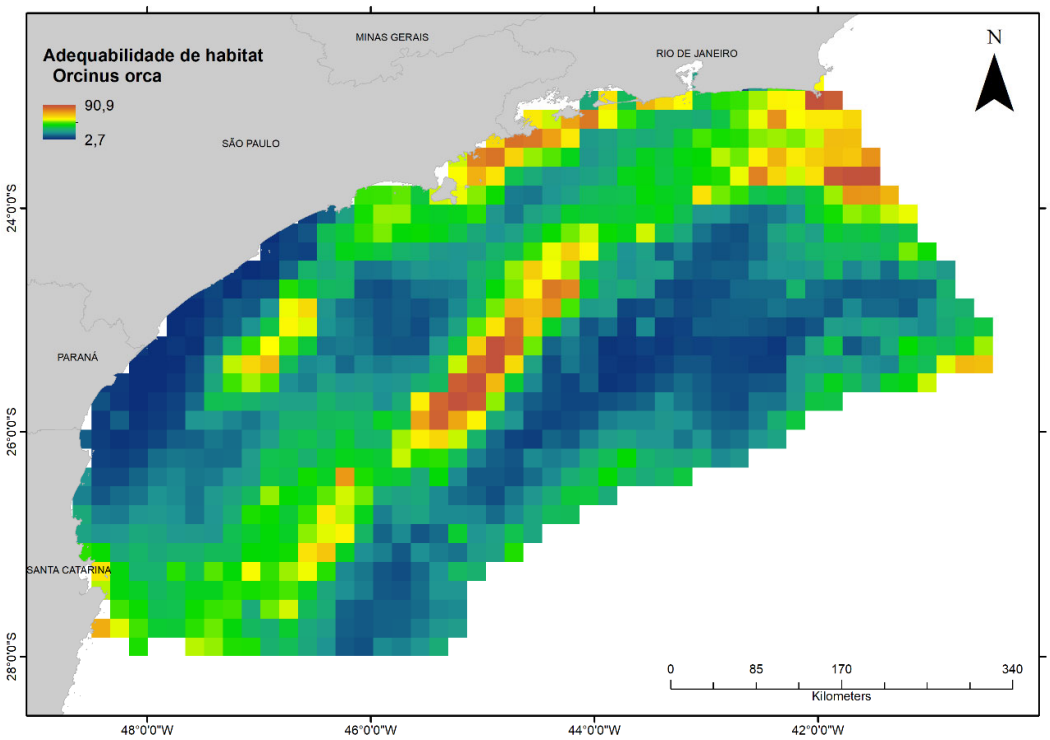


Figura V.2.2-13: *Adequabilidade de habitat para a ocorrência da orca,* ***Orcinus orca****, gerado pelo modelo de consenso ponderado pela média na Bacia de Santos.*

V.2.2.5.6 Tempo de superfície – orca

Ao todo, a proporção do tempo gasto na superfície foi obtida para 7 indivíduos de orca marcados com transmissores implantáveis. Os transmissores ficaram nos animais em média 11,6 ± 7,8 dias. Durante esse tempo, os indivíduos marcados passaram a mediana de 75,9% do tempo entre as profundidades 0-20 m (**Tabela V-2.2-7**).

Tabela V-2.2-7. *Informações sobre as orcas marcadas com transmissores satelitais implantáveis que foram usadas para o cálculo do tempo de superfície, parâmetro usado na equação do risco de colisão dos cetáceos com embarcações. PTT = Platform Transmitter Terminal, % tempo na superfície se refere as médias dos diferentes dias no qual o transmissor estava conectado ao cetáceo.*

PTT	Instrumento	Data	% Tempo na superfície	Dias com transmissor
162628	Mk10	30/08 a 07/09/2016	80,6	8
162633	Mk10	30/07 a 28/08/2017	60,2	29
58013	Mk10	07/08 a 13/08/2018	56,2	7
58014	Mk10	06/08 a 14/08/201	79,3	9
224117	Mk10	18/09 a 29/09/2021	74,3	12
208549	Mk10	05/09 a 12/09/2021	80,7	8
224115	Mk10	01/07 a 07/07/2022	86,2	8

Tais informações foram agregadas aos registros de orcas e mapeado dentro dos quadrantes existentes (**Figura V.2.2-14**).

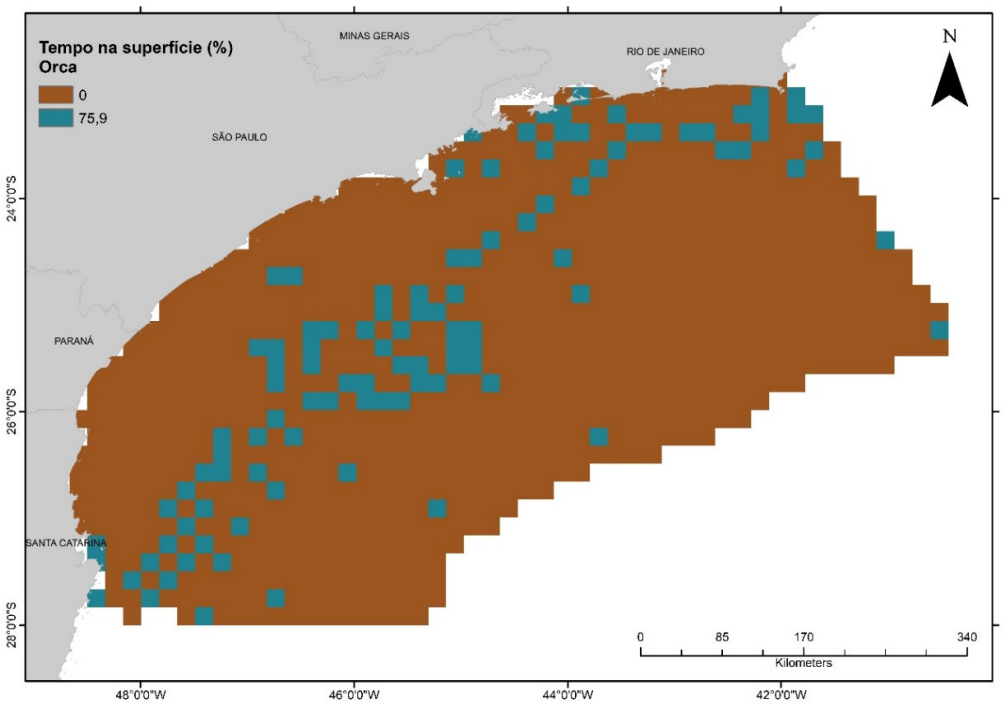


Figura V.2.2-14: *Quadrantes contendo a mediana do tempo na superfície calculado para orcas,* ***Orcinus orca****, marcadas com transmissores satelitais.*

V.2.2.5.7 Risco de Colisão – orca

Embarcações PETROBRAS

Os maiores valores de risco de colisão de orcas com embarcações da PETROBRAS estão concentrados na quebra da plataforma continental ao longo da região central do mar do estado de São Paulo e, com menor intensidade, em regiões costeiras na porção sul e norte do mar do estado do Rio de Janeiro. (**Figura V.2.2-15**).

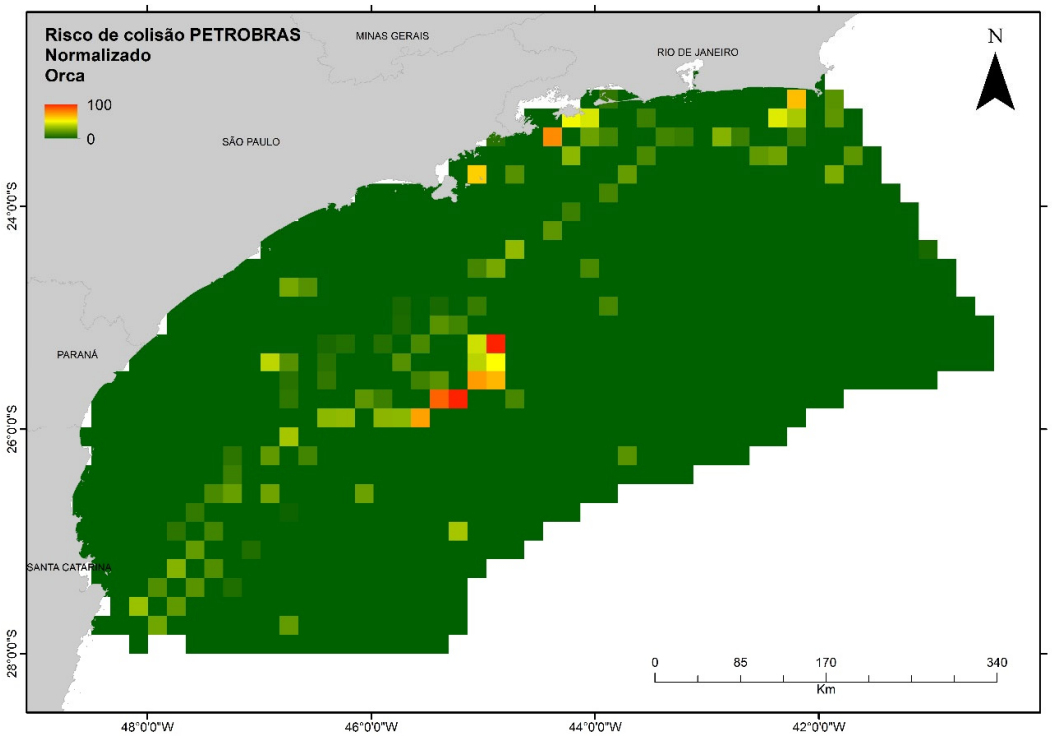


Figura V.2.2-15: *Risco de colisão das orcas com embarcações da PETROBRAS. Maior valor antes de normalizar = 14165,1. Menor valor antes de normalizar = 0.*

Embarcações de terceiros

Para as embarcações de TERCEIROS, os maiores valores do risco de colisão com orcas se concentraram nas regiões costeiras na porção sul do estado do Rio de Janeiro, próximo as baías de Sepetiba e Ilha Grande, e na porção norte do estado, próximo à região dos Lagos. (**Figura V.2.2-16**).

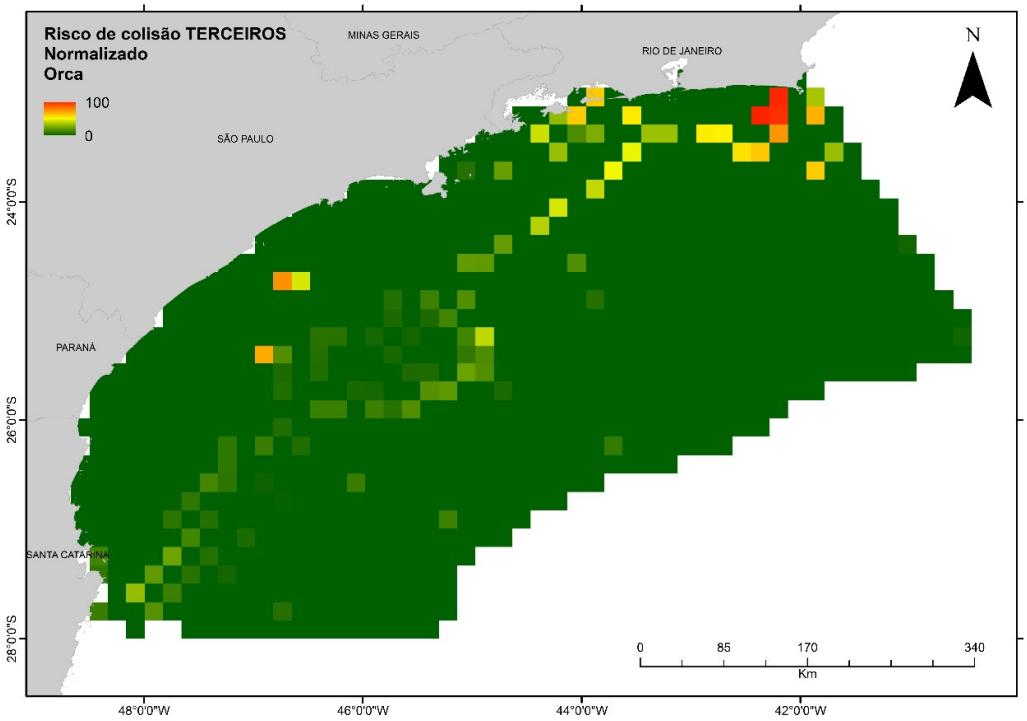


Figura V.2.2-16: *Risco de colisão das orcas com embarcações de TERCEIROS. Valor de risco de colisão máximo antes de normalizar =38.000,1, valor de risco de colisão mínimo = 0.*

Risco cumulativo total

Considerando-se o risco de colisão total com as orcas, ou seja, os riscos de colisão das embarcações tanto da PETROBRAS quanto de TERCEIROS podem-se observar maiores valores de risco no talude ao norte do estado do mar de São Paulo e costeira próximos as regiões das baías da Ilha Grande no norte do estado do Rio de Janeiro (***Figura V.2.2-17***).

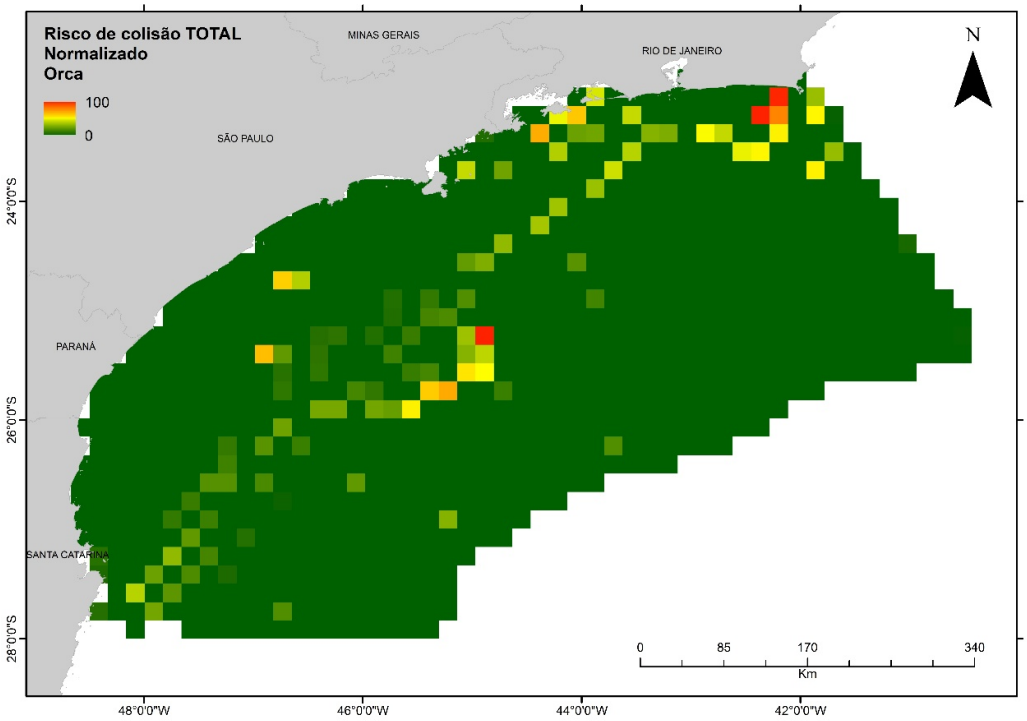


Figura V.2.2-17. *Risco de colisão das orcas com embarcações de TERCEIROS. Valor de risco de colisão máximo antes de normalizar =13.400,6, valor de risco de colisão.*

V.2.2.6 Discussão sobre o risco de colisão com cetáceos

No presente relatório, foi possível modelar, pela primeira vez, o risco de colisão de duas espécies de cetáceos com embarcações. A presente abordagem, levando em conta características de mergulho das espécies e o volume de tráfego (densidade * velocidade) tem o potencial de aumentar o conhecimento existente, superando os estudos que apenas sobrepõem estaticamente a presença das espécies e de embarcações.

Com o aumento do número de embarcações no mar, levadas pela crescente globalização do comércio de bens e serviços, diversos estudos vêm reportando colisão de embarcações com cetáceos, especialmente os de grande porte como

baleias-fin (*Balaenoptera physalus)*, baleias-jubarte (Megaptera novaeangliae), baleias-franca (*Eubalaena australis)*, baleias-azuis (*Balaenoptera musculus)* e cachalotes (*Physeter macrocephalus)* no oceano Atlântico, Pacífico e no mar mediterrâneo (Laist *et al.* 2001, Keen *et al.* 2019, Winkler *et al.* 2020, Grossi *et al.* 2021). De fato, em uma análise global recente, foi reportado que a navegação se sobrepõe com 92% de toda a área usada por cetáceos globalmente, aumentando o risco de colisão. Entretanto, apenas cerca de 7% dos locais com maiores riscos de colisão possuem estratégias para minimizá-las (Nisi *et al.* 2024).

Ainda que subrreportadas, colisões de embarcações com cetáceos vêm sendo documentadas desde o início do século 19, com aumento expressivo a partir de 1970, onde os avanços da tecnologia permitiram embarcações cada vez maiores e mais rápidas (Laist *et al.* 2001).

Tal crescimento fez com que a Comissão Baleeira Internacional (IWC) estabelecesse uma base de dados global, como parte do “Plano Estratégico para Mitigar os Impactos da Colisão de Embarcações com Cetáceos”, inicialmente estabelecido em 2009 e formalizado em 2017 (Cates *et al.* 2017, Ritter & Panigada, 2019, Winkler *et al.* 2020). O plano, que atualmente possui objetivos e metas para 2022-2032, tem como objetivo entender e reduzir permanentemente a colisão de embarcações com cetáceos a partir da introdução de medidas de manejo (IWC, 2022). Dentre os objetivos considerados de alta prioridade, está o de mapear as áreas onde o risco de colisão é maior (IWC, 2022).

As colisões das embarcações com cetáceos frequentemente envolvem lesões letais ou sub-letais, devido ao alto impacto causada por lacerações dos hélices e/ou traumas de contusão que podem afetar a sobrevivência e reprodução (Laist *et al.* 2001, Vanderlaan & Taggart 2007, Winkler *et al.* 2020, Nisi *et al.* 2024). Em cerca de 57,4% dos casos reportados por Winkler *et al.* (2020), a colisão levou a morte direta dos animais, enquanto 15,7% dos casos foram reportados como sub-letais com machucados externos severos, levando a problemas de locomoção e eventualmente a morte por inanição. Além disso, as colisões podem ter efeitos populacionais significativos, principalmente se afetarem filhotes e fêmeas lactantes ou grávidas (Winkler *et al.* 2020, Schoeman *et al.* 2020).

No presente 10º Relatório Anual, observou-se que existem regiões onde foram estimados altos valores de risco de colisão das embarcações para ambas as espécies de cetáceos, seja por TERCEIROS ou pela PETROBRAS. As áreas com maiores valores de risco de colisão, de forma geral, congregam regiões adequadas para a ocorrência das espécies, onde os animais costumam estar mais na superfície, e que se sobrepõem com alto volume de tráfego de embarcações

Os fatores que levam a uma colisão são múltiplos variando de aspectos biológicos da espécie, como capacidade perceptual, manobrabilidade e comportamento na superfície da água a características das embarcações, como, principalmente tamanho e velocidade (Laist *et al.* 2001, Keen *et al.* 2019, Blondin *et al.* 2025).

Ainda que o risco de colisão seguido de trauma letal seja maior com embarcações maiores que 80 m, as colisões podem ocorrer com embarcações de diferentes tamanhos, desde embarcações menores de turismo de observação de baleias a grandes navios cargueiros. Entretanto, embarcações maiores representam riscos maiores dado a sua capacidade de arrasto e baixa manobrabilidade (Laist *et al.*, 2001, Winkler *et al.* 2020, IWC, 2022).

Outro fator que aumenta a probabilidade de colisão das embarcações com cetáceos é sua velocidade. Modelos hidrodinâmicos e biofísicos identificaram que embarcações navegando a mais de 10 nós têm maior probabilidade de colidir com cetáceos e que, a partir de velocidades de 15 nós, o risco da colisão ser fatal aumenta para 79% (Vanderlaan & Taggart 2007). Estudos recentes, usando outros modelos biofísicos, demonstraram que o risco de colisão pode ser significativo mesmo a 10 nós, chegando a somar 69% para embarcações pequenas e 83% para embarcações de grande porte a essa velocidade (Kelley *et al.* 2020).

Nesse contexto, é importante destacar diferenças nesses parâmetros, que compõem o volume de tráfego das embarcações, entre empresas (PETROBRAS e TERCEIROS) e classes de tamanho das embarcações (apenas no caso da PETROBRAS, uma vez que estas informações estavam disponíveis).

Em média, a maior parte das embarcações da PETROBRAS monitoradas pelos sistemas de monitoramento navegaram próximo ou abaixo de 10 nós, que poderia representar um risco menor para muitas espécies. Entretanto, é possível observar no

Quadro V.2.3–1 e no Anexo II do relatório do PMTE (2021) que algumas embarcações de 60-100 m e maiores que 150 m alcançaram velocidades bem acima de 10 nós (ex: UP Opal – 87,07 m – velocidade média 18,6 nós/h e AKER WAYFARER – 156,90 m – velocidade média 16 nós/h – para mais detalhes ver anexo II do relatório do PMTE de 2021), o que aumenta significativamente o risco de colisão e trauma fatal. Adicionalmente, a PETROBRAS, em atendimento a demandas e solicitações decorrentes do licenciamento ambiental de suas atividades no Pré-Sal, possui procedimentos internos de navegação que orientam a redução de velocidade em áreas costeiras específicas e em situações de avistamento de fauna visando, justamente, minimizar riscos de colisão com a fauna marinha.

As velocidades das embarcações de TERCEIROS foram em média maiores (11,6 nós/h) do que as da PETROBRAS e representaram 95,7% da Bacia de Santos, refletindo diretamente em um volume de tráfego alto tanto próximo a costa quanto afastado.

No componente biológico, é possível destacar similaridades e diferenças no risco de colisão das embarcações com as baleias-jubarte e com as orcas.

Considerando-se o risco total (embarcações PETROBRAS + embarcações de TERCEIROS) é possível observar que, independentemente da espécie, os maiores valores se concentraram ao longo do estado do Rio de Janeiro, tanto em regiões costeiras (baía da Ilha Grande e centro-norte do mar do estado do Rio de Janeiro) quanto oceânicas. De forma menos intensa, mas ainda relevante, o norte do mar do estado de São Paulo também apresentou valores de risco significativos para ambas as espécies.

Para as baleias-jubarte, foram estimados que 26,6% dos quadrantes da bacia de Santos apresentaram valores não-nulos (i.e. positivos) de risco de colisão. Já para as orcas, foi estimado que 11,3% dos quadrantes apresentaram algum risco de colisão. Tais resultados são esperados pela grande concentração e distribuição de baleias-jubarte na Bacia de Santos e na costa brasileira, que vem aumentando significativamente nos últimos anos (WEDEKIN *et al.*, 2017), chegando a 94% do tamanho da população em períodos pré-caça (ZERBINI *et al.*, 2019). Considerando que muitas fêmeas com filhotes e fêmeas grávidas de baleias-Jubarte passam pela

bacia de Santos, quase um terço da bacia apresentar algum risco é relevante para discutir potenciais medidas mitigadoras.

As orcas, por sua vez, possuem uma distribuição menos dispersa, ainda que mais conhecimento sobre sua distribuição seja necessário.

Além da proporção de área com risco de colisão também podem ser observados diferenças nos valores do risco de colisão entre as espécies, principalmente, na região mais afastada da costa. Para as baleias-jubarte, foram estimados altos valores de risco (ex: quadrantes laranjas e vermelhos) na região oceânica central do estado do Rio de Janeiro, região que faz parte do seu corredor migratório (WEDEKIN *et* al., 2017). Para as orcas, entretanto, os altos valores foram estimados para a região do talude ao longo da porção centro-sul de São Paulo.

As orcas são predadores-de-topo, realizando um controle *top-down*, mantendo as populações de outras espécies em níveis equilibrados e evitando eventuais dominâncias de espécies. Logo, representa um papel ecológico fundamental para o equilíbrio do ecossistema marinho (ESTES *et al.*, 1998; KISZKA *et al.*, 2022). Sua concentração em regiões do talude, como no entorno do Cânion Cananéia, pode representar busca por recursos alimentares em regiões com alta diversidade de habitats e, consequentemente, maior densidade de presas. Além disso, pouco se sabe sobre a biologia e demografia das orcas no Brasil e, consequentemente, na bacia de Santos. Ao mesmo tempo, ainda não se tem informações suficiente para se estimar o risco de extinção das orcas tanto no Brasil quanto no mundo (IUCN, 2024; BRASIL, 2024). A existência de quadrantes com altos valores de risco de colisão que podem levar a traumas fatais representa uma ameaça para os indivíduos que usam a Bacia de Santos.

É importante ressaltar que os dados do próprio Projeto de Monitoramento de Cetáceos na Bacia de Santos(PMC-BS) e do Projeto de Monitoramento de Praias (PMP-BS) indicam que poucos animais possuem marcas morfológicas externas indicativas de colisão com embarcação. Entretanto, algumas ressalvas são importantes. Primeiro, nem todas os cetáceos que são atropelados por embarcações vão ser fotografados e/ou encalhar em regiões costeiras. Muitos indivíduos ao sofrerem colisões, que possam ser fatais, podem submergir, não estando detectáveis

ao observador, subestimando, portanto, o risco real (LAIST *et al.*, 2001, WINKLER *et al.* 2020, IWC, 2022).

Segundo, existir algum risco de colisão não implica, necessariamente, em colisão. Isso se dá porque o indivíduo tem a sua própria capacidade de evadir das embarcações. Entretanto, essa evasão resulta em uma alteração comportamental que, consequentemente, pode aumentar os gastos energéticos, como já foi demonstrado para belugas, *Delphinapterus leucas*, no Ártico (MARTIN *et al*. 2022) e orcas, na Columbia Britânica, Canadá (WILLIAMS *et al*. 2006). No último caso, o tráfego de embarcações resultou em uma perda energética estimada pelas orcas de até 18%. Além disso, já foi demonstrado que a capacidade de percepção e evasão de algumas espécies, como as baleias-azuis, em relação a embarcações, principalmente de grande porte e velocidade, é limitada, aumentando as chances de colisão (McKENNA *et al*., 2015).

Para as baleias-jubarte na Bacia de Santos que estão migrando por milhares de quilômetros ou para as orcas que, potencialmente, usam a bacia de Santos como importante área para captura de presas, o aumento do gasto energético, principalmente a longo-prazo, pode gerar redução nas chances de sobrevivência e reprodução.

Por fim, é importante levantar algumas limitações da presente abordagem, que será incrementada em relatórios futuros. Primeiro, é importante destacar que outras espécies precisam ser avaliadas quanto ao risco de colisão, principalmente espécies globalmente ameaçadas de grandes cetáceos que representam alto número de casos de colisão com embarcações, como as baleias-fin e as cachalotes, que contam com número de indivíduos com transmissores ainda pequeno, o que pode tendenciar as informações sobre o tempo de superfície, componente importante para a modelagem do risco de colisão.

Segundo, é importante estimar o risco de colisão com embarcações considerando a variabilidade dos tamanhos, uma vez que o risco é dependente do tamanho (Laist *et al*., 2001; Blondin *et al*.., 2025). No presente momento, para esse relatório, os dados sobre os tamanhos das embarcações estão disponíveis apenas para a PETROBRAS e não para TERCEIROS. No futuro, em posse dessas informações para TERCEIROS, seria importante analisar com mais detalhes o risco

de colisão para embarcações de diferentes classes de tamanhos. Além disso, é importante reconhecer que a Organização Maritima Internacional (da sigla *IMO* em inglês) determina AIS para embarcações de grande porte apenas, resultando em uma lacuna de monitoramento para embarcações de pequeno porte, muito comuns em regiões mais costeiras. Portanto, o risco de colisão ainda pode estar subestimado, principalmente em regiões costeiras.

Apesar das limitações inerentes a qualquer estudo, o presente relatório representa um primeiro passo importante rumo a um entendimento melhor sobre o risco de colisão de embarcações com espécies de cetáceos, considerando uma abordagem múltipla, incluindo densidade e velocidade de navegação, perfil de mergulho das espécies e a adequabilidade de habitat. Tais parâmetros se adequam as melhores práticas reconhecidas pela Comissão Baleeira Internacional (IWC) e que vem sendo executados em estudos recentes e de impacto (KEEN *et al.*, 2019; BLONDIN *et al.*, 2025).

V.2.3 Estrutura genética populacional

A identificação de populações distintas de cetáceos é fundamental para definir estratégias adequadas de proteção e manejo para as populações consideradas Unidades Evolutivamente Significativas (*Evolutionarily Significant Unit - ESU*). Embora não existam barreiras físicas óbvias nos oceanos que impeçam o fluxo gênico e a maioria dos cetáceos possuírem alta capacidade de dispersão, várias espécies possuem maior estrutura populacional do que seria esperado devido a adaptação e evolução a diferentes habitats ou mesmo em simpatria como resultado de especializações alimentares.

A genética molecular tem sido amplamente utilizada para análise de estrutura populacional em cetáceos, sendo de grande importância para identificar unidades de conservação e estimar fluxo gênico entre as populações (HOELZEL, 2002). Portanto, a técnica pode auxiliar na avaliação da estrutura populacional das diferentes espécies de cetáceos da Bacia de Santos, e consequentemente fornecer informações importantes sobre ocorrência, distribuição e uso de habitat.

Nos anos anteriores a estrutura genética populacional foi investigada tanto para as quatro espécies de delfinídeos (*Tursiops truncatus*, *Stenella frontalis*, *S. longirostris* e *Delphinus delphis*) com maior número amostral ao longo do PMC-BS, quanto para três espécies que foram amostradas em áreas costeiras e em áreas oceânicas, incluindo *T. truncatus* e *S. frontalis* citadas anteriormente, e *Steno bredanensis*. Além disso, a estrutura populacional e as relações filogenéticas entre as baleias-sei (*Balaenoptera borealis*) amostradas na Bacia de Santos, Oceano Atlântico Sul Ocidental, e a população de *B. borealis* do Oceano Atlântico Norte foram investigadas (ver PETROBRAS, 2022; 2023a).

Dessas espécies, cinco (*T. truncatus*, *S. frontalis*, *S. longirostris*, *S. bredanensis* e *B. borealis*) foram amostradas neste ano. No entanto, o tamanho amostral para essas espécies não aumentou consideravelmente, exceto para *S. frontalis* (n = 13) e para *B. borealis* (n = 9) que possuíram uma maior amostragem e consequentemente novos haplótipos de DNAmt. Um novo haplótipo foi também encontrado para *T. truncatus*. Portanto, neste 10° relatório anual a estrutura genética populacional foi atualizada para essas três espécies. Embora apenas duas amostras de *S.*

bredanensis foram coletadas esse ano e não houve haplótipo novo, a análise de estrutura genética também foi atualizada para a espécie. Para *S. longirostris* e *D. delphis* é indicado consultar o 8° e 9° Relatório Anual do PMC-BS (PETROBRAS, 2023a; 2024a).

Golfinho-nariz-de-garrafa, Tursiops truncatus

O golfinho-nariz-de-garrafa foi a segunda espécie com maior amostragem ao longo dos dez anos do PMC-BS, e uma das únicas que possui dados genéticos publicados no Brasil para comparação. Neste ano oito novas amostras foram coletadas, totalizando 126 amostras (após remoção de amostras duplicadas, ver **item V.3.3** Diversidade Genética), e um novo haplótipo foi encontrado.

Os ecótipos costeiro e oceânico de *T. truncatus* no Oceano Atlântico Sul Ocidental são diferenciados geneticamente e morfologicamente, e recentemente foram validados como duas subespécies diferentes (COSTA et al., 2016; 2021). Enquanto o golfinho-nariz-de-garrafa (*T. truncatus truncatus*), conhecido como ecótipo oceânico, tem uma ampla distribuição, incluindo águas costeiras (~ 30 metros) e profundas (> 150 metros), até a quebra da plataforma continental (> 100 km), o boto-de-Lahille (*T. truncatus gephyreus*), considerado como ecótipo costeiro, tem uma distribuição restrita às águas rasas (□ 20 metros) do litoral sul do Brasil (acima de 25°S) e estão associados a foz dos rios, estuários e lagoas (LAPORTA et al., 2016; FRUET et al., 2017; SIMÕES-LOPES et al., 2019). No entanto, os dois ecótipos vivem em simpatria nas águas do Sul do Brasil (26°S - 34°S).

Nas campanhas do PMC-BS, embora a maioria dos indivíduos de *T. truncatus* foi amostrada mais próximo à costa (n = 94), em profundidades menores que 50 metros, e o restante (n = 32) amostrado em áreas oceânicas, no talude continental (**Figura V.2.3-1**), os indivíduos apresentaram uma morfologia característica do ecótipo oceânico ou subespécie *T. truncatus truncatus*, com a coloração mais escura, a nadadeira dorsal falcada e o rostro mais curto (SIMÕES-LOPES et al., 2019).

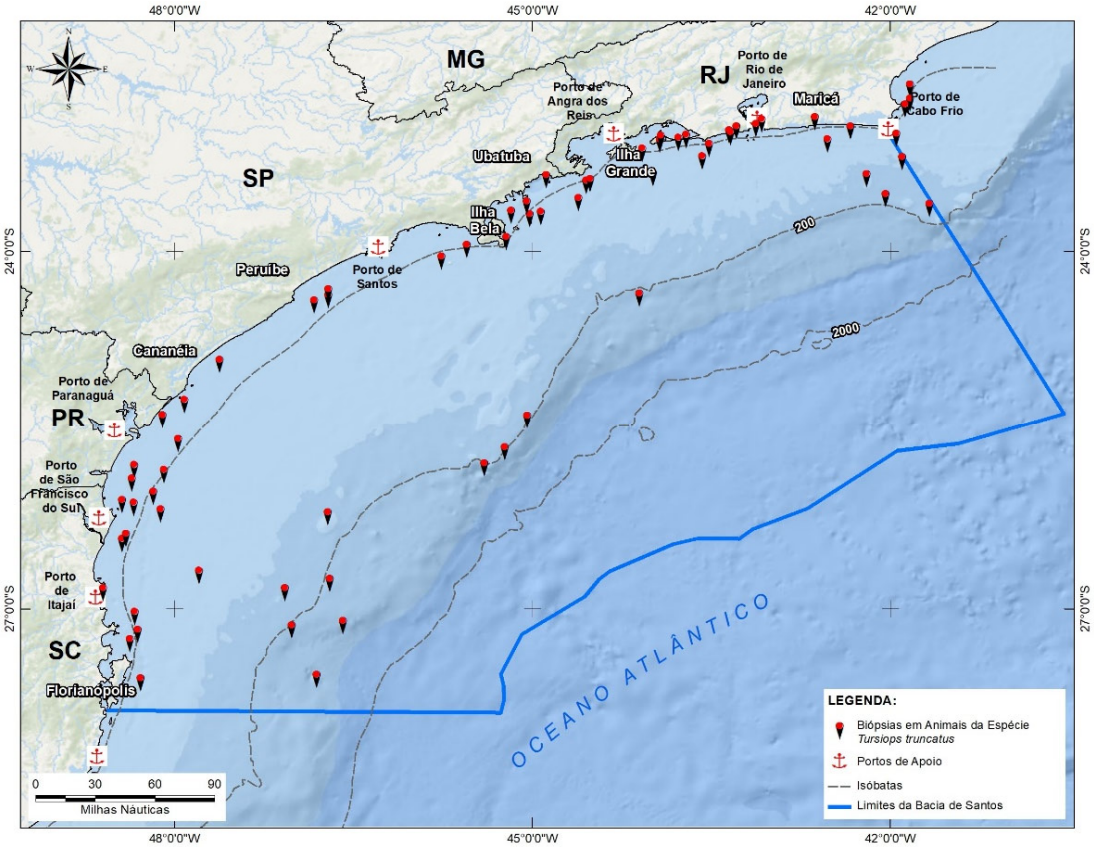


Figura V.2.3-1: *Locais de coleta de biópsia de indivíduos de* ***Tursiops truncatus*** *na Bacia de Santos.*

Além disso, conforme relatado nos Relatórios Anuais do PMC-BS (PETROBRAS, 2022; 2023a; 2024a), para confirmar o ecótipo ou subespécie dos indivíduos de *T. truncatus* amostrados na Bacia de Santos, os 19 haplótipos encontrados foram comparados com 97 haplótipos reportados em estudos genéticos que englobam amostras das duas subespécies (*T. truncatus truncatus* e *T. truncatus gephyreus*) no Brasil (CASTILHO et al., 2015; FRUET et al., 2017; OLIVEIRA et al., 2019; COSTA et al., 2021), confirmando que tanto os indivíduos amostrados mais próximo à costa quanto os amostrados em áreas oceânicas da Bacia de Santos pertencem ao ecótipo oceânico ou subespécie *T. truncatus truncatus*.

Neste 10° relatório, o novo haplótipo foi também comparado, junto com os 19 encontrados anteriormente, com os 97 haplótipos publicados. Para isso as sequências foram alinhadas e encurtadas em 317 pares de base, resultando em 69

haplótipos. Uma rede de haplótipos (*network*) *median-joining (MJ)* foi construída para avaliar as relações filogenéticas dos 69 haplótipos usando o programa NETWORK 10.2.0.0 (BANDELT et al., 1999). Onze haplótipos (incluindo o novo haplótipo, H_27 na rede de haplótipos) encontrados nos indivíduos amostrados na Bacia de Santos foram compartilhados com aqueles encontrados no ecótipo oceânico (Figura V.2.3-2), confirmando que todos os indivíduos de *T. truncatus* amostrados até o momento são *T. truncatus truncatus*.

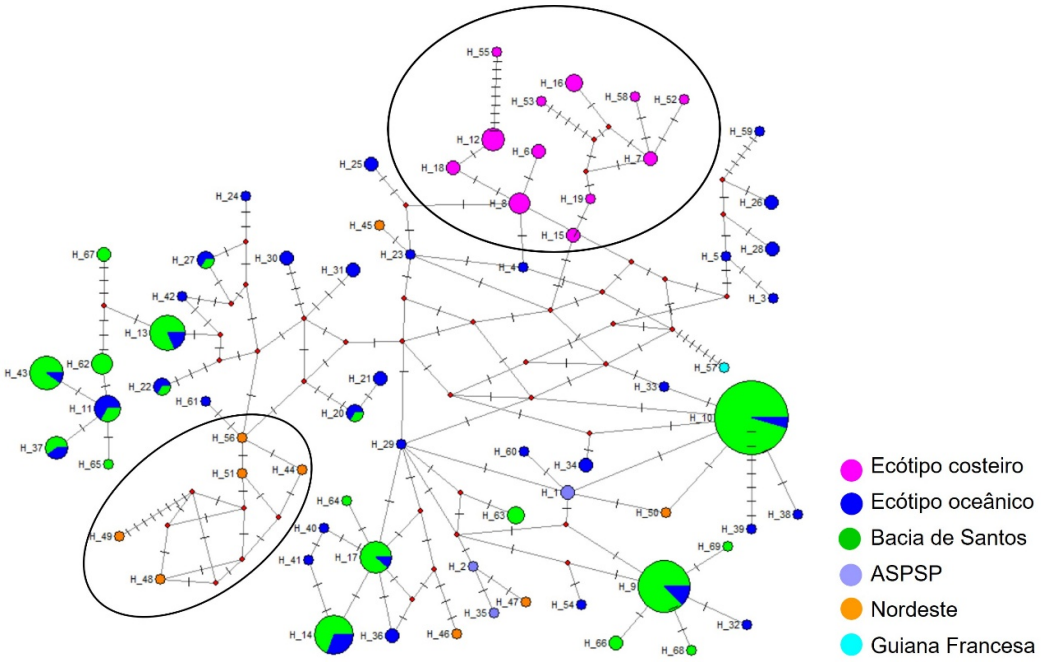


Figura V.2.3-2: *Rede de haplótipos median-joining das sequências (317 pares de base) da região controle do DNAmt de* ***Tursiops truncatus*** *do Oceano Atlântico Sul Ocidental. Os círculos representam os 69 haplótipos encontrados e seus tamanhos são proporcionais à frequência de haplótipos sobre os indivíduos amostrados na Bacia de Santos e os haplótipos dos ecótipos costeiro e oceânico, e encontrados nos indivíduos amostrados no Nordeste e Guiana Francesa, publicados no GenBank. Os traços representam os passos mutacionais entre os haplótipos, enquanto os pontos vermelhos representam os haplótipos extintos ou não amostrados. As elipses separam dois grupos, um com os 13 haplótipos do ecótipo costeiro ou subespécie* ***Tursiops truncatus gephyreus*** *e outro com 5 haplótipos do Nordeste.*

Nos Relatórios Anuais anteriores, não foi encontrada diferenciação genética mitocondrial entre os *T. truncatus truncatus* costeiros e oceânicos amostrados na Bacia de Santos, e embora uma fraca diferenciação genética nuclear foi encontrada entre esses indivíduos, provavelmente devido a um isolamento por distância, o baixo valor de F_{ST} para os microssatélites e a dificuldade para detectar estruturação pelo STRUCTURE sugerem que um fluxo gênico ocorre entre os grupos costeiros e oceânicos (PETROBRAS, 2022).

Neste presente 10ª Relatório Anual, as análises de estrutura populacional foram atualizadas. Para isso, uma abordagem de agrupamento Bayesiano implementada no programa STRUCTURE 2.3.3 (PRITCHARD et al., 2007) foi utilizada para avaliar a existência de estruturação genética e o provável número de populações (K) de *T. truncatus truncatus* na Bacia de Santos usando os locos de microssatélites. Primeiro, foram realizadas cinco corridas independentes para cada número de agrupamento (K) entre 1 e 4, com nenhuma informação sobre local de amostragem, usando os modelos de "*admixture*" e "*correlated allele frequencies*", com eliminação das 500.000 primeiras iterações (*burn-in*) e uma amostragem de 1.000.000 iterações na Cadeia de Markov. Uma segunda série de análises foi realizada usando os mesmos parâmetros, mas com a informação sobre o local de amostragem, separando indivíduos amostrados em áreas costeiras (n = 94) daqueles amostrados em áreas oceânicas (n = 31, um indivíduo não funcionou para os locos de microssatélites), para auxiliar na identificação de agrupamentos.

Os resultados gerados foram processados no STRUCTURE HARVESTER 0.6.94 (EARL & VONHOLDT, 2012), que determina o melhor número de agrupamentos usando o método de Evanno (EVANNO et al., 2005). Os múltiplos resultados gerados pelo STRUCTURE foram resumidos no CLUMPP (JAKOBSSON & ROSENBERG, 2007) e exibidos graficamente pelo DISTRUCT (ROSENBERG, 2004).

Embora os resultados do STRUCTURE, com e sem informação sobre local de amostragem, apresentaram a maior probabilidade posterior (Mean LnP(K) = -3965) de K = 1, indicando uma única população de *T. truncatus truncatus* na Bacia de Santos, esses resultados não foram corroborados pelo método ΔK de Evanno, que favoreceu K = 2 na análise sem a informação sobre a origem das amostras, e K = 3 na análise com informação sobre o local de amostragem (**Figura V.2.3-3**). No entanto,

não houve diferença nos valores de atribuição entre os indivíduos oceânicos e costeiros nos gráficos para K = 2, K = 3 e K = 4 (**Figura V.2.3-4**).

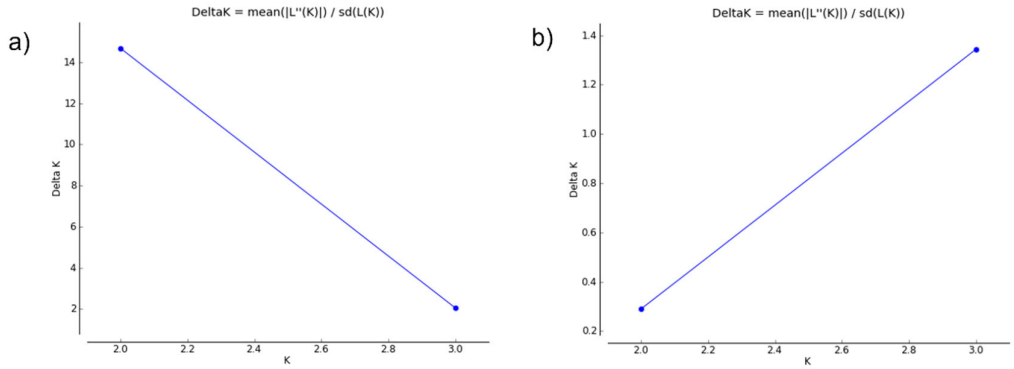


Figura V.2.3-3: *ΔK calculado usando STRUCTURE HARVESTER para agrupamentos de 1 a 4 dos* ***Tursiops truncatus truncatus*** *da Bacia de Santos. a) sem informação sobre local de amostragem e b) com informação sobre local de amostragem.*

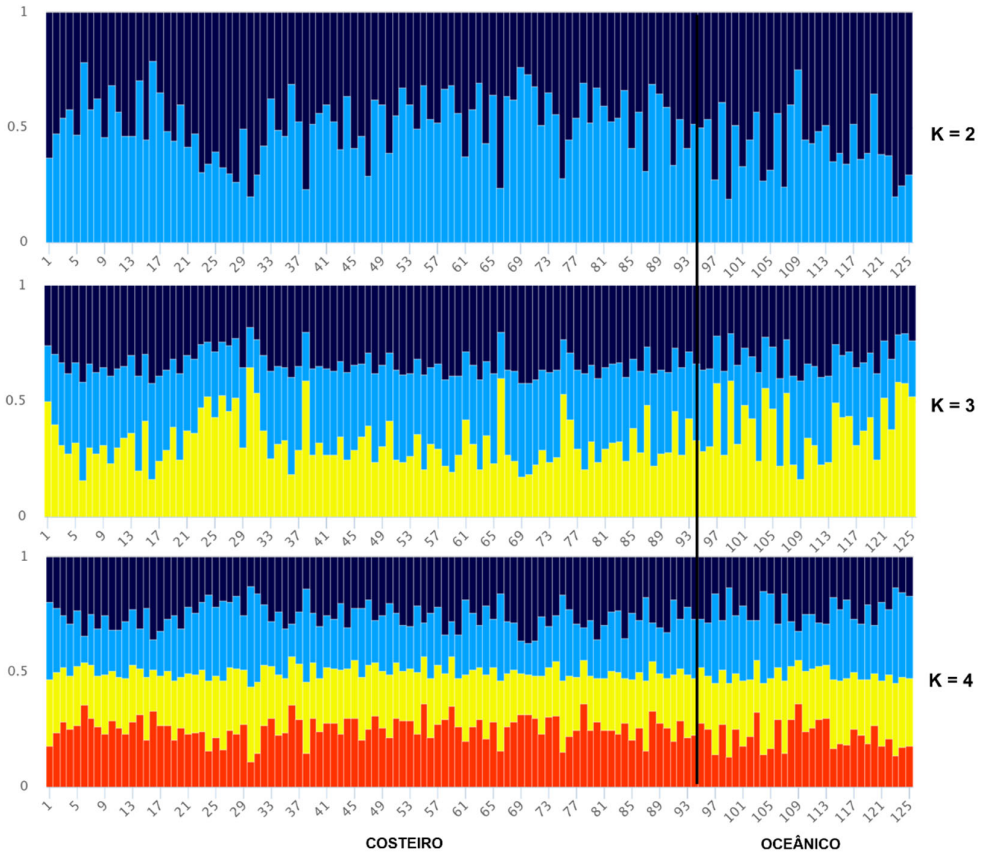


Figura V.2.3-4: *Gráfico do STRUCTURE com a proporção de associação de cada indivíduo de* ***Tursiops truncatus truncatus*** *a cada agrupamento para K = 2 a K = 4 com o local de amostragem na Bacia de Santos informado (costeiro x oceânico). Cada indivíduo é representado por uma barra vertical dividida em segmentos coloridos com o comprimento indicando o coeficiente de associação a cada agrupamento.*

Adicionalmente, a diferenciação genética populacional foi também estimada através dos índices F_{ST} e Φ_{ST} (WEIR & COCKERHAM, 1984) para as sequências da região controle do DNAmt e F_{ST} para os locos de microssatélites usando o programa ARLEQUIN 3.5 (EXCOFFIER & LISCHE, 2010). Todas as análises foram realizadas com 10.000 permutações. Os dois índices para DNAmt apresentaram baixa e significativa diferenciação genética (F_{ST} = 0,029, P = 0,023; Φ_{ST} = 0,035, P = 0,034) entre os indivíduos costeiros e oceânicos. A análise dos locos de microssatélites

também evidenciou uma baixa diferenciação significativa (F_{ST} = 0,018, P = 0,000) entre os *T. truncatus truncatus* costeiros e oceânicos.

A discrepância nos resultados do STRUCTURE pode ser causada por uma falha do programa (estimando K = 1 pelo Mean LnP(K)) para detectar diferenças entre os indivíduos costeiros e oceânicos devido à baixa diferenciação genética nuclear, pois o programa não detecta estrutura de população fraca (F_{ST} □0,02). Além disso, o baixo valor de F_{ST} para os microssatélites e a dificuldade para detectar estruturação pelo STRUCTURE também sugerem um recente fluxo gênico entre os grupos costeiros e oceânicos.

Conforme discutido nos relatórios anuais do PMC-BS (PETROBRAS, 2021c; 2022), os resultados apresentados neste relatório reforçam que todos os indivíduos de *T. truncatus* amostrados na Bacia de Santos pertencem ao ecótipo oceânico ou subespécie *T. truncatus truncatus*, que apresenta maior diversidade genética e menor diferenciação genética do que o ecótipo costeiro. Além disso, a fraca diferenciação genética nuclear encontrada nos indivíduos do ecótipo oceânico da Bacia de Santos corrobora um estudo recente, no qual houve subdivisão do grupo de *T. t. truncatus*, mas os autores não encontraram consistência na atribuição dos indivíduos nos programas STRUCTURE e TESS (COSTA et al., 2021). Da mesma forma, a fraca estruturação genética do ecótipo oceânico corrobora os dados sobre movimentos da espécie por transmissores satelitais e fotoidentificação (ver item ***V.2.1 Movimentos***), que indicaram deslocamentos latitudinais de longa distância ao longo da costa sul e sudeste do Brasil.

Esses resultados são importantes para a compreensão da estrutura genética populacional dessa espécie na Bacia de Santos. No entanto, o monitoramento a longo prazo, com constante amostragem, aumentando principalmente o n amostral da região oceânica, e análises mais robustas vão aprimorar os resultados em escala mais fina e permitir uma avaliação mais completa do *status* dessa subespécie na Bacia de Santos.

Golfinho-pintado-do-Atlântico, Stenella frontalis

Ao longo dos dez anos do PMC-BS, o golfinho-pintado-do-Atlântico foi a espécie com maior amostragem (n = 181), sendo que 13 indivíduos foram amostrados nesse

ano, e dois haplótipos novos foram encontrados. No Atlântico Sul Ocidental, a distribuição dos golfinhos-pintado-do-Atlântico é descontínua com ocorrência na costa e no Talude, com profundidade variando entre 20 e 200 metros, além de registros na isóbata de 1000 metros ou mais. Além disso, no Brasil existem duas regiões de concentração com uma descontinuidade (entre 6°S e 18°S) entre elas: uma no sul-sudeste entre 21°S e 33°S, separada da outra ao norte por mais de 1300 km (MORENO et al., 2005). Nas campanhas do PMC-BS, 95 indivíduos foram amostrados mais próximos à costa (profundidade abaixo de 60 metros) e 86 indivíduos em áreas oceânicas (profundidades de ~ 80 a 200 metros) (**Figura V.2.3-5**).

Embora estudos moleculares sugeriram que a população de *S. frontalis* do sul-sudeste está reprodutivamente isolada das populações do nordeste do Brasil e do Caribe (CABALLERO et al., 2013; DO AMARAL et al., 2021), não se sabe se existe diferenciação genética populacional entre os indivíduos costeiros e oceânicos da Bacia de Santos como ocorre no oeste do Atlântico Norte. Conforme descrito nos relatórios anteriores, uma diferenciação significativa moderada para o DNAmt foi encontrada entre os indivíduos costeiros e oceânicos. Para os locos de microssatélites, também foi encontrada uma diferenciação significativa entre os *S. frontalis* costeiros e oceânicos, mas bem mais fraca do que aquela obtida com o DNAmt e o STRUCTURE não detectou estruturação, sugerindo um fluxo gênico recente realizado principalmente pelos machos (PETROBRAS, 2022).

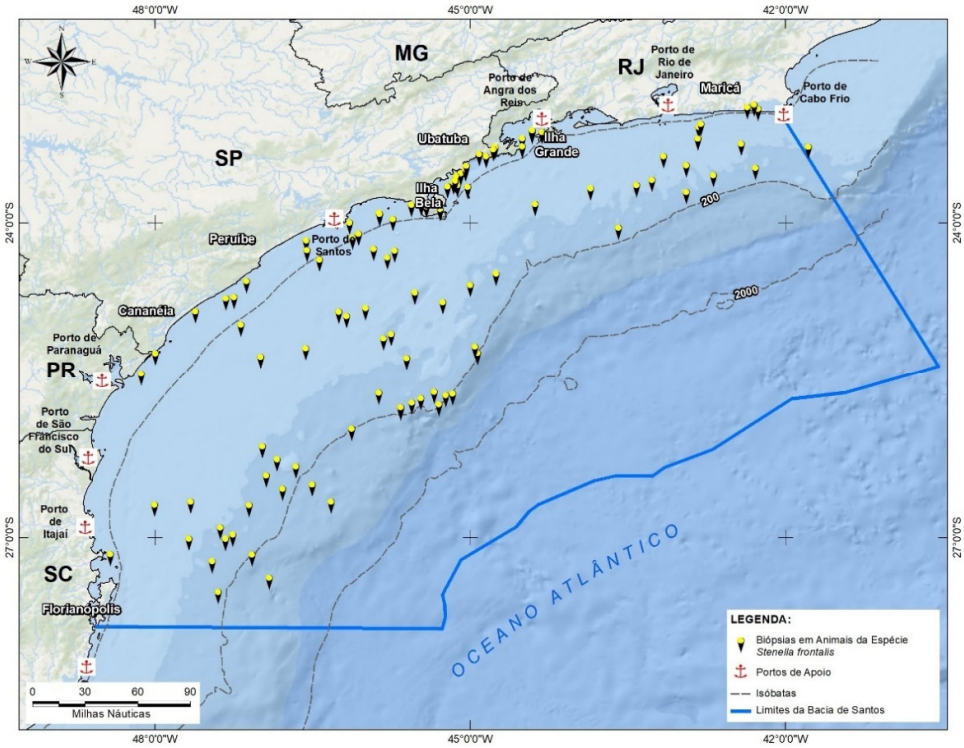


Figura V.2.3-5: *Locais de coleta de biópsia de indivíduos de* ***Stenella frontalis*** *na Bacia de Santos.*

Neste 10° relatório, as análises de estrutura populacional foram atualizadas para incluir os dois novos haplótipos encontrados. Portanto, para avaliar as relações filogenéticas e frequências relativas dos 19 haplótipos da região controle de DNAmt encontrados em 181 indivíduos, foi construída uma rede de haplótipos (*network*) *median-joining (MJ)* usando o programa NETWORK 10.2.0.0. Dos 19 haplótipos, cinco foram exclusivos de cinco indivíduos costeiros, quatro foram exclusivos de cinco indivíduos oceânicos, e dez foram compartilhados entre ambos, sendo que três (H_2, H_3 e H_5) apresentaram uma frequência maior de indivíduos oceânicos e três (H_7, H_8, H_9) uma frequência maior de indivíduos costeiros (**Figura V.2.3-6**).

V.2.4 Ecologia trófica

As razões entre isótopos estáveis de elementos como carbono e nitrogênio são amplamente aplicadas em estudos ecológicos, pois refletem os processos de fracionamento isotópico que ocorrem durante diferentes reações metabólicas em organismos vegetais e animais (NEWSOME et al., 2010; CAMPOS; SANTOS, 2021; BODE et al., 2022). No caso específico do carbono ($\delta^{13}C/\delta^{12}C$), os produtores primários sintetizam biomassa relativamente empobrecida no isótopo mais pesado, apresentando, entretanto, variações no grau de fracionamento conforme a via fotossintética predominante, como ocorre em plantas C3, C4 e CAM. Durante a transferência trófica, o fracionamento isotópico do carbono é mínimo, o que permite utilizar a composição isotópica dos tecidos biológicos como indicadora das fontes alimentares e das áreas de forrageamento (LAYMAN et al., 2012). Em relação ao nitrogênio ($\delta^{15}N/\delta^{14}N$), o fracionamento ocorre principalmente durante a assimilação e transferência de compostos nitrogenados, como proteínas, entre diferentes níveis tróficos, sendo, portanto, uma ferramenta eficaz para determinar a posição trófica de um organismo dentro da teia alimentar (TROINA et al., 2020).

Apesar das vantagens associadas ao uso de razões isotópicas em tecidos biológicos para estudos de ecologia e meio ambiente, diversos fatores — incluindo variáveis ambientais, condições fisiológicas dos organismos e aspectos metodológicos — podem influenciar a assinatura isotópica do tecido analisado. Essas interferências podem limitar a precisão dessa abordagem na definição do chamado nicho *isotópico*, que representa uma ferramenta para compreender as interações ecológicas em diferentes escalas, como individual, populacional, comunitária e ecossistêmica (SHIPLEY; MATICH, 2020).

No âmbito do Projeto de Monitoramento de Cetáceos da Bacia de Santos, no Ciclo de Médio Prazo, as razões isotópicas de carbono (($\delta^{13}C/\delta^{12}C$) e de nitrogênio ($\delta^{15}N/\delta^{14}N$) em amostras de pele obtidas por biópsia estão sendo avaliadas como um recurso para investigar as interações tróficas dos cetáceos encontrados na região. Essa análise visa avançar no conhecimento sobre locais de forrageamento, posição trófica dos indivíduos, compartilhamento de recursos e as interações entre diferentes

espécies. Assim, busca-se gerar informações que subsidiem estratégias de manejo e contribuam para a conservação da biodiversidade de cetáceos na Bacia de Santos.

Este relatório apresenta os resultados referentes às amostras coletadas durante as campanhas realizadas entre 2024 e 2025. Adicionalmente, são apresentados os resultados de testes realizados para avaliar a influência da presença de lipídeos na determinação de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$.

V.2.4.1 Metodologia para determinação de composição elementar e isotópica

As amostras foram recebidas no laboratório em recipiente isolado contendo N_2 líquido e imediatamente estocadas em freezer –80°C até o processamento das amostras. A pele biopsiada de cada animal foi cuidadosamente limpa para retirar o excesso de gordura aderida, e em seguida liofilizadas por cerca de 4 dias. Ao menos duas alíquotas entre 0,200 e 0,300 mg (precisão de 0,001 mg) de pele foram pesadas em cápsulas de estanho, que foram cuidadosamente fechadas sem aprisionar ar no interior. Seguindo protocolo de Groß et al. (2021), e de acordo com o estabelecido no Procedimento Operacional n. 13, não foi feita remoção prévia de lipídeos para a determinação de isótopos.

A determinação de carbono e nitrogênio foi realizada pelo método de combustão a seco em alta temperatura (>1000 °C), utilizando um analisador elementar (Flash EA Serie 1112) equipado com detector de condutividade térmica. Em seguida, na mesma corrida, foi feita a determinação das razões $^{13}C/^{12}C$ e $^{15}N/^{14}N$ por meio de um espetrômetro de massas de razão isotópica (Delta V IRMS, Thermo) e considerando-se a notação delta (δ). Todos os valores (COT, NT, $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$) foram reportados como a média de ao menos duas análises da pele de cada animal. As quantificações do COT e do NT foram baseadas em curva de calibração feita com o padrão de acetonitrila (C = 71,09 %, N = 10,36 %). Os gases de referência na análise isotópica foram calibrados com o material padrão certificado IAEA USGS40 ($\delta^{13}C$ = –26,39 ± 0,04 ‰, $\delta^{15}N$ = –4,52 ± 0,06 ‰).

Para controle analítico, a cada 6 amostras analisada em duplicata foi analisada como amostra desconhecida uma alíquota do padrão IAEA USGS40 (0,200 ± 0,050 mg), que apresenta valores certificados para razão isotópica ($\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$) e elementar (C e N). Estas análises foram usadas para verificar a precisão e, também, a exatidão, uma vez que não há amostra de pele com resultados certificados para este tipo de análise. A **Tabela V.2.4-1** apresenta os valores de referência e os obtidos no controle de qualidade das análises. Pode-se observar que os coeficientes de variação absoluto para cada parâmetro ($\delta^{13}C$, C_{org} ,$\delta^{15}N$ e N_{total}) – uma medida da precisão das análises – apontaram uma variação inferior a 1,5% ao longo do período de análise. Em relação à exatidão, estimada pelo erro relativo, os resultados para o isótopos ($\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$) apresentaram faixa de variação de 0,2 a 5,5%, respectivamente, enquando que os resultados para composição elementar (C_{org} e N_{total}) foram da ordem de 0,4 e 1,1 %, respectivamente, sendo ambos os resultados podem ser considerados satisfatórios – os valores mais elevados para N decorre da menor abundância deste elemento em relação ao C na biomassa. Além disto, os limites de detecção (LD) e de quantificação (LQ) foram considerados numericamente iguais, sendo de 0,003 mg para C e 0,01 mg para N. Além disto, as análises da razão de isótopos, apenas valores de pulso >500 mV foram considerados.

Tabela V.2.4-1: *Resultados do controle de qualidade obtidos e respectivos erros relativos para isótopos ($\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$) e composição elementar (Corg e Ntotal) do padrão USGS40 (ácido L-glutâmico). * DP = desvio-padrão e CV = coeficiente variação (absoluto).*

Injeções	$\delta^{13}C$			$\delta^{15}N$	
	Obtido	Erro relativo		Obtido	Erro relativo
	(‰)	(%)		(‰)	(%)
1	−26,41	0,08		−4,46	−1,33
2	−26,37	−0,07		−4,39	−2,88
3	−26,43	0,16		−4,47	−1,11
4	−26,34	−0,19		−4,57	1,11
Média	−26,39	–		−4,473	–
DP*	0,04	–		0,074	–
CV*	0,153	–		1,657	–

V.2.4.2 Resultados

No presente relatório foram analisadas 15 amostras, coletadas na 16ª campanha de telemetria (16TE), 19ª e 20ª campanhas de avistagem embarcada e MAP (19AEMAP e 20AEMAP) do PMC-BS, detalhadas na **Tabela V.2.4-2**.

Tabela V.2.4-2: *Amostras recebidas nas últimas campanhas realizadas no PMC-BS.*

CAMPANHAS – PMC-BS	Pele (n amostras)
16ª Telemetria	12
19ª Avistagem Embarcada e MAP	1
20ª Avistagem Embarcada e MAP	2
Total	15

Tabela V.2.4-3: *Relação de amostras por espécie.*

Espécie	Número de amostras
Balaenoptera borealis	3
Stenella frontalis	4
Stenella longirostris	4
Tursiops truncatus	4
Total	15

Os resultados de isótopos ($\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$) e a razão C/N (molar) das amostras analisadas são detalhados na **Tabela V.2.4-3**. Para cada um dos grupos, os valores médios de $\delta^{13}C$ sem correção foi de –19,21 ± 1,37‰ (golfinhos) e –21,58 ± 4,83‰ (baleias). A correção foi aplicada em todas as amostras, já que apresentaram razão C/N (molar) acima de 3,5. Com a aplicação da correção, os valores de $\delta^{13}C$ são –17,79 ± 0,48 ‰ e –20,10 ± 4,03 ‰, respectivamente.

Com relação aos isótopos estáveis de nitrogênio, o valor médio para $\delta^{15}N$ foi de 11,81 ± 2,81 ‰, para o grupo de golfinhos e de 11,50 ± 1,64 ‰, para o grupo de baleias (**Tabela V.2.4-4**).

Considerando todo o conjunto de dados (todas as espécies amostradas no ciclo 2024-2025), os resultados para os valores médios de $\delta^{13}C$ foi de –19,12 ± 1,39‰

(sem correção) e –17,52 ± 1,48‰ (com correção). Para $\delta^{15}N$, os valores médios foram 12,00 ± 1,48‰. A razão molar C/N apresentou média de 4,50.

Tabela V.2.4-4: *Resultados da razão de isótopos estáveis de C ($\delta^{13}C$ e $\delta^{13}C$-corr, após equação de Post et al., 2007), de N ($\delta^{15}N$) e razão molar C/N obtidos em pele de amostras coletadas nas campanhas 16TE, 19 e 20AEMAP, realizadas em 2024 e 2025, durante o PMC-BS ciclo de médio prazo*

Espécie	Nome comum	sigla	Código biópsia	$\delta^{13}C$ (‰)	$\delta^{13}C$-corr (‰)	$\delta^{15}N$ (‰)	C/N (molar)
Balaenoptera borealis	Baleia-sei	Ba.b	655	-21,11	-19,38	10,95	5,11
Balaenoptera borealis	Baleia-sei	Ba.b	658	-21,14	-19,18	11,37	5,33
Balaenoptera borealis	Baleia-sei	Ba.b	666	-21,77	-15,66	12,52	9,53
Stenella frontalis	Golfinho-pintado-do-Atlântico	St.f	671	-19,14	-13,96	11,45	4,13
Stenella frontalis	Golfinho-pintado-do-Atlântico	St.f	673	-17,03	-16,72	14,66	3,67
Stenella frontalis	Golfinho-pintado-do-Atlântico	St.f	676	-18,41	-17,71	12,81	4,06
Stenella frontalis	Golfinho-pintado-do-Atlântico	St.f	680	-18,27	-17,64	12,3	3,99
Stenella longirostris	Golfinho-rotador	St.l	645	-18,67	-15,94	10,68	3,64
Stenella longirostris	Golfinho-rotador	St.l	649	-18,63	-18,3	11,55	3,69
Stenella longirostris	Golfinho-rotador	St.l	662	-19,38	-18,74	10,39	4,00
Stenella longirostris	Golfinho-rotador	St.l	663	-20,22	-19,04	10,92	4,55
Tursiops truncatus	Golfinho-nariz-de-garrafa	T.t	641	-17,40	-16,93	12,65	3,83
Tursiops truncatus	Golfinho-nariz-de-garrafa	T.t	652	-18,11	-17,75	13,25	3,72

Espécie	Nome comum	sigla	Código biópsia	$\delta^{13}C$ (‰)	$\delta^{13}C$-corr (‰)	$\delta^{15}N$ (‰)	C/N (molar)
Tursiops truncatus	Golfinho-nariz-de-garrafa	T.t	660	-19,29	-18,04	11,91	4,62
Tursiops truncatus	Golfinho-nariz-de-garrafa	T.t	668	-18,20	-17,88	12,53	3,68

Quinze amostras de pele foram analisadas para isótopos e composição elementar entre 2024 e 2025. A média de $\delta^{13}C$ (corrigido) foi de –17,52 ± 1,48 ‰, de $\delta^{15}N$ de 12,00 ± 1,13 ‰ e de C/N (molar) de 4,50 ± 1,49 (n = 15). A comparação univariada pelo teste estatísticos Wilcox não indicou que os valores de $\delta^{13}C$ diferiram significativamente entre os valores reportados para as sete amostras apresentadas no Relatório Anual de 2023-2024 (p = 0,99). Por outro lado, $\delta^{15}N$ apresentou valores significativamente superiores (p = 0,003), sugerindo enriquecimento trófico relativo nas amostras recentes.

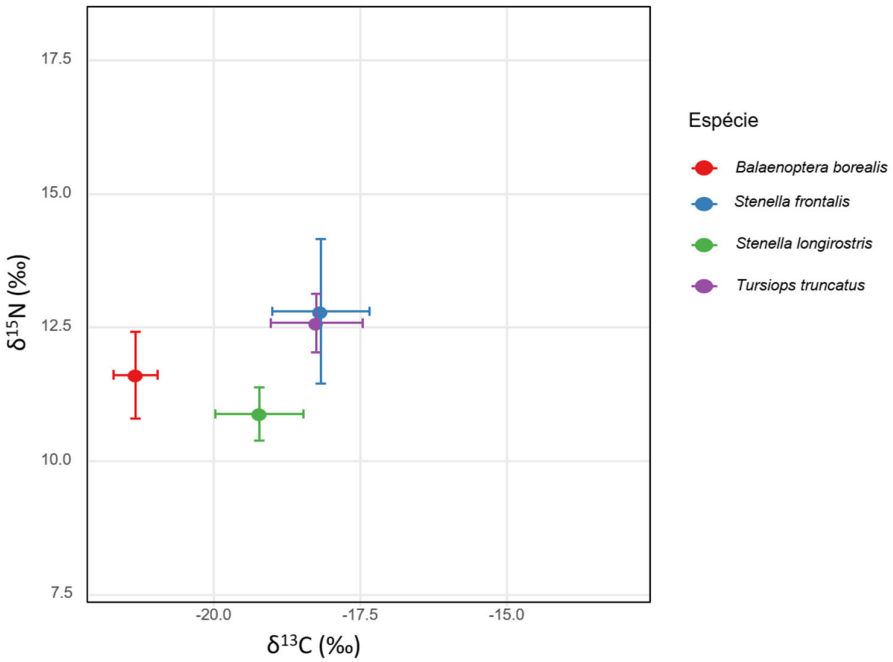


Figura V.2.4-1: *Gráfico bi-plot com média (±DP) de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ em amostras de pele das espécies analisadas nas campanhas 16TE, 19 e 20AEMAP, realizadas em 2024 e 2025, durante o PMC-BS no seu Ciclo de Médio Prazo.*

A **Figura V.2.4-1** revela que a diferença entre as amostras analisadas ocorreu tanto em relação ao $\delta^{15}N$ quanto $\delta^{13}C$. Nos misticetos *Balaenoptera borealis* (campanha 16 – TE), foram observados valores relativamente menores para ambos $\delta^{15}N$ e $\delta^{13}C$ em comparação aos odontocetos amostrados. Já em *Stenella frontalis* (campanhas 19 e 20 – AEMAP) as assinaturas de $\delta^{15}N$ foram consideravelmente inferiores a de outras espécies. Esse padrão sugere diferenças nas dietas entre grupos taxonômicos, indicando que os misticetos amostrados podem ter explorado presas de níveis tróficos inferiores em comparação aos odontocetos (Quérouil et al., 2013). Estes resultados são incipientes, e precisam de mais dados para verificar esta hipótese.

V.2.4.3 Discussão

V.2.4.3.1 Variação e distribuição espacial de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ de cetáceos na Bacia de Santos

Até o momento, o Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS possibilitou a determinação de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ em pele biopsiada de 57 animais coletados desde 2021 até a 20ª Campanha de Avistagem Embarcada e MAP, realizada no verão de 2024. A **Figura V.2.4-2** apresenta a média ± desvio-padrão dos valores para as 11 espécies já analisadas até o momento.

Há uma clara diferença nos valores de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ entre Odontocetos e duas duas espécies de Misticetos (*Megaptera novaeangliae* e *Balanoptera physalus*), embora em amostras únicas de duas espécies (*Balaenoptera borealis e Eubaleana australis*), os resultados se sobrepõem (**Figura V.2.4-2**).

Para o $\delta^{13}C$ (valores corrigidos), os odontocetos apresentaram médias maiores que os misticetos, estes últimos representados pelas espécies *Megaptera novaeangliae* (–24,0 ± 0,6 ‰) e *Balaenoptera physalus* (–23,9 ± 0,8 ‰). Já *Balaenoptera borealis* apresentou $\delta^{13}C$ intermediário (–21,3 ± 0,4 ‰). Da mesma forma, o $\delta^{15}N$ apresentou valores mais elevados em odontocetos, com destaque para

Orcinus orca (16,9 ± 0,9 ‰), *Steno bredanensis* (15,4 ± 1,2 ‰) e *Tursiops truncatus* (15,7 ± 1,0 ‰) relativamente superires ao obsevado em espécies como *Stenella longirostris* (12,1 ± 0,7 ‰) e *Delphinus delphis* (12,8 ± 0,5 ‰).

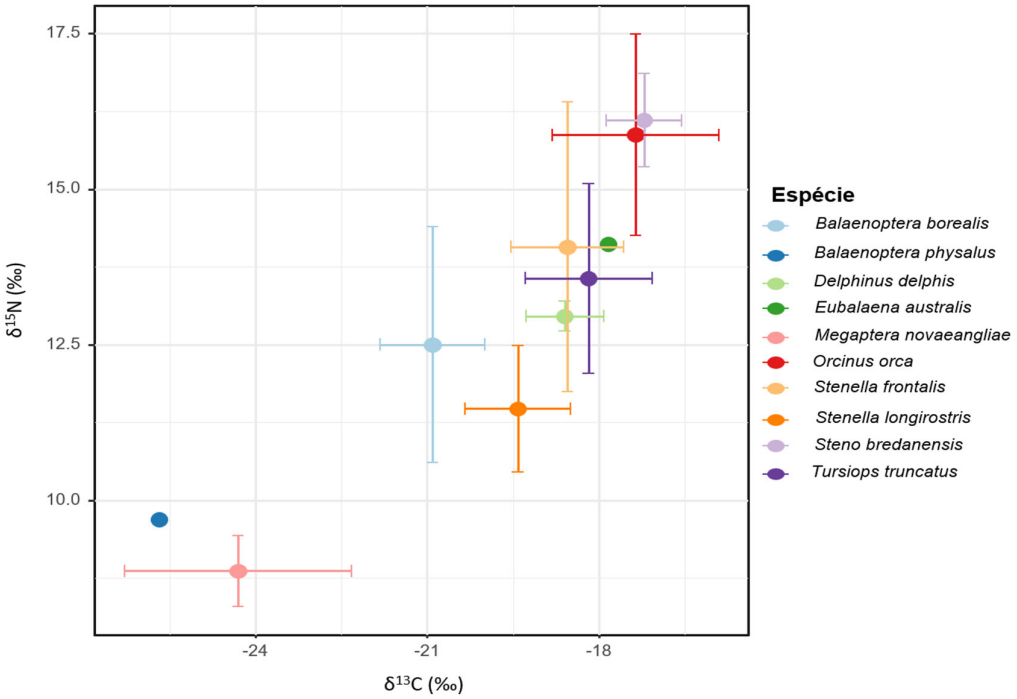


Figura V.2.4-2: *Gráfico bi-plot com média (±DP) de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ em amostras de pele das espécies analisadas no Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS (n = 46).*

A comparação dos valores obtidos neste trabalho com os reportados na literatura deve considerar as diferenças metodológicas (remoção ou correção de lipídios, modelos aplicados ao $\delta^{13}C$) e o tipo de amostragem (biópsias de animais vivos vs. indivíduos mortos). Por exemplo, Troina et al. (2020) analisaram 74 biópsias de pele de *Stenella frontalis* no Atlântico Sul (verão e outono), reportando $\delta^{13}C$ de –15,8 ± 0,6 ‰ a –16,6 ± 0,4 ‰. Assim, os valores obtidos no PMC-BS (–18,5‰) e $\delta^{15}N$ (14,0‰) são mais enriquecidos em ^{13}C do que os os reportados por Troina et al. (2020) no Atlântico Sul (–15,8 a –16,6‰) (**Figura V.2.4-3**) possivelmente devido tanto às diferenças no modelo de correção de lipídios quanto às variações regionais nas isoscapes. Já no Atlântico Nordeste, Quérouil et al. (2013), relataram valores médios

de $\delta^{13}C$ em torno de –18 ‰ em *S. frontalis* (pele com extração de lipídios), mais próximos aos encontrados no PMC-BS. Para o $\delta^{15}N$, os dados de Troina et al. (2020) variaram de 12,8 ± 0,9 ‰ a 14,8 ± 1,8 ‰, intervalo que se sobrepõe aos valores obtidos no PMC-BS (11,45 a 20,79‰).

Para os golfinhos-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*), a maior parte dos animais foi amostrada na porção sul da bacia (entre –26° e –27°S), mas alguns foram coletados mais ao norte, no litoral do RJ (em torno de –23° a –24°S). Nos indivíduos do setor sul foram registrados os valores mais elevados de $\delta^{15}N$, atingindo 16,70‰ e 16,07‰ (**Figura V.2.4-4**), enquanto no setor norte os valores se concentraram em faixas intermediárias, entre 12,18 e 14,47‰. Trata-se de uma hipótese que necessita de maior investigação (como será abordado no item a seguir), mas que é consistente com as observações de Troina et al. (2020b), com animais do sul enriquecidos em ^{15}N em relação aos animais do sudeste capturados naquele estudo.

Os espécimes de golfinho-rotador (*S. longirostris*) foram avistados em águas profundas, e todas as seis amostras coletadas apresentaram $\delta^{15}N$ (11,22 ± 1,25‰).O golfinho-rotador possui populações mais densas em águas oceânicas (500-1.000 m, DI TULLIO et al., 2016), consistente com a avistagem do PMC-BS em 2022, em que os registros se concentraram em áreas mais afastadas da plataforma continental (**Figura V.2.4-4**), e os baixos valores de $\delta^{15}N$ atestam a sua posição trófica em níveis inferiores em comparação com outros golfinhos encontrados no Atlântico Sul oriental (TROINA et al., 2020a).

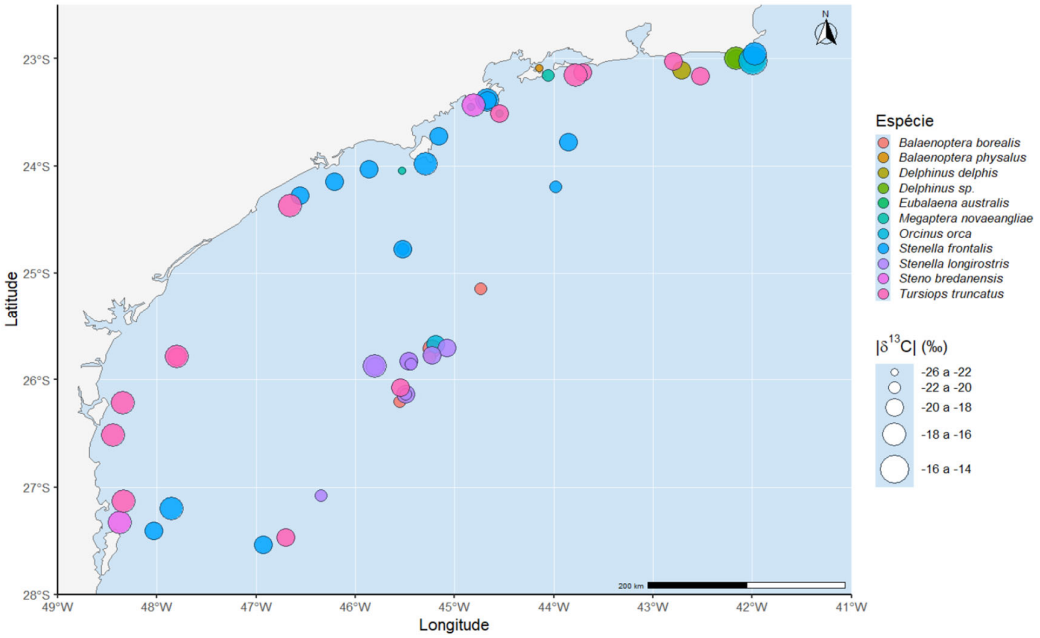


Figura V.2.4-3: *Distribuição espacial de $\delta^{13}C$ segundo o local de coleta da biópsia de pele de cetáceos na Bacia de Santos pelo PMC-BS, período 2021-2025.*

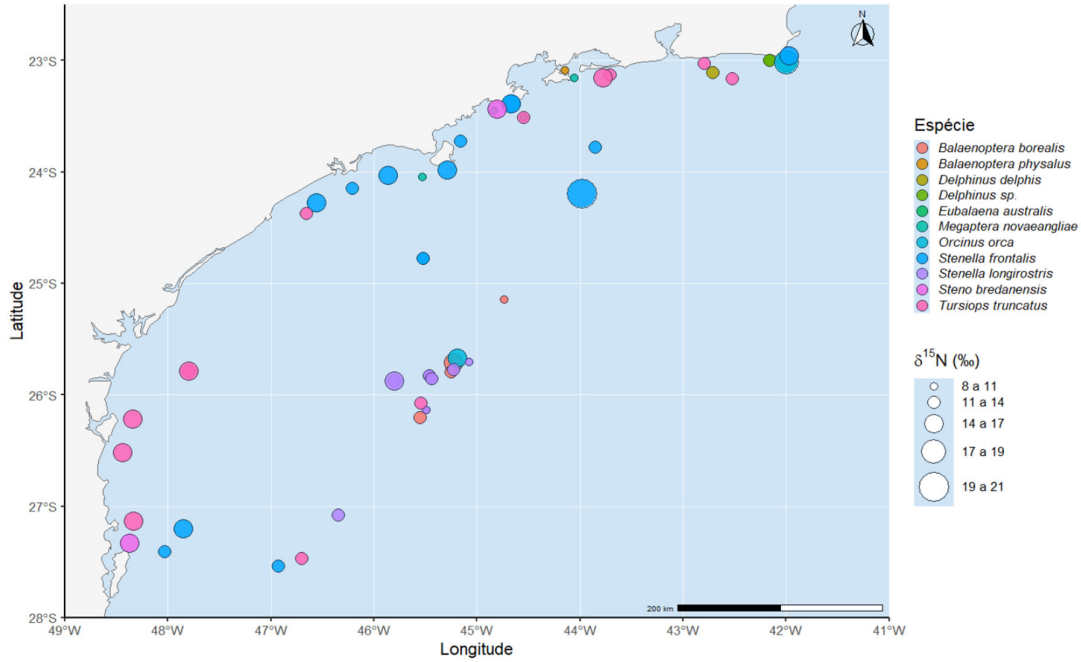


Figura V.2.4-4: *Distribuição espacial de $\delta^{15}N$ segundo local de coleta de biópsia de pele de cetáceos na Bacia de Santos pelo PMC-BS, período 2021-2025.*

Apenas três indivíduos do golfinho-comum (*Delphinus* sp.) foram coletados entre 2021 (2 indivíduos) e 2023 (1 indivíduos) (2024 e 2025 não houve indivíduos analisados), coletados na região de Cabo Frio e bem próximo ao litoral. O $\delta^{15}N$ destes animais ficou entre 12,98 e 13,19‰. Estes valores são inferiores aos observados em animais avistados mais ao sul e em águas mais profundas (14,7 ± 1,4‰ e 15,6 ± 1,4‰, TROINA et al., 2020a), o que sugere diferença nos hábitos alimentares entre os animais localizados em regiões com características oceanográficas distintas e provavelmente indica diferentes populações ou ecótipos. No entanto, esta comparação é limitada pelo baixo número de amostras de golfinho-comum coletados no PMC-BS.

Outra espécie com apenas dois indivíduos coletados foi o golfinho-de-dentes-rugosos (*S. bredanensis*). Os espécimes foram avistados em águas rasas, sendo um no litoral de Santa Catarina e outro no litoral do Rio de Janeiro. Estes animais apresentaram os maiores valores de $\delta^{15}N$ (16,64‰ e 15,58‰) enquanto a orca (*O. orca*, n = 3) apresentou um valor de $\delta^{15}N$ (14,60 a 17,69‰) relativamente mais alto do que outros animais coletados mais ao sul do país ($\delta^{15}N$ =12,08 ± 0,2‰, TROINA et al., 2020a). Portanto, como indicado pelo seu hábito predador, esta espécie pode ocupar níveis tróficos mais altos ou baixos em função do alimento que está consumindo.

No caso da baleia-sei (*Balaenoptera borealis*), foram obtidos quatro registros. O valor mais elevado ocorreu em 2021 (15,16‰), enquanto os três animais coletados em 2024 apresentaram $\delta^{15}N$ mais baixos, entre 10,95 e 12,52‰. Essa amplitude é compatível com a grande variabilidade descrita para a espécie em diferentes regiões (REIS et al., 2020), associada às mudanças na fonte alimentar durante as migrações.

Por fim, no caso das amostras de *M. novaeangliae*, em três espécimes coletados em 2022 no PMC-BS, o $\delta^{13}C$ foi de –25,94 a –21,45‰, enquanto o $\delta^{15}N$ foi de 8,41 a 9,65 ‰. Estes valores de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ são da mesma ordem de grandeza ao encontrado em baleias jubarte coletadas entre Antártica e Austrália (BENGTSON NASH et al., 2018). Mas, os animais da mesma espécie coletados na costa do Canadá (JOHNSON; DAVOREN, 2021) apresentam valores mais enriquecidos em ^{13}C ($\delta^{13}C$ = –18,90‰) e em ^{15}N ($\delta^{15}N$ = 14,55 a 15,03‰) do que os animais do

Atlântico mais empobrecidos em $\delta^{15}N$. Assim, a grande variabilidade de habitats e de condições ambientais pode estar relacionada com a diferença na assinatura isotópica do C entre animais amostrados na Bacia de Santos e na Costa do Canadá.

V.2.4.3.2 Avaliação de nicho trófico

A distribuição das razões de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$, separadas entre misticetos e odontocetos (**Figura V.2.4-5**), revela que há sobreposições das assinaturas isotópicas entre as espécies. De fato, o uso de assinaturas isotópicas de elementos principais, particularmente C, N e S, são passíveis de múltiplas influências, desde questões fisiologicas até aspectos de coleta, preservação e análise química (ABRANTES; SHEAVES, 2024). Como mencionado anteriormente, uma das aplicações viáveis é considerar que o nicho isotópico seja um 'proxy' para o nicho trófico (SHIPLEY; MATICH, 2020). Neste sentido, métodos de estatística multivariada têm sido utilizados em estudos tróficos para estimar e comparar tamanhos e sobreposições de nichos ecológicos (PHILLIPS et al., 2014; STOCK et al., 2018).

Apesar das limitações associadas às diferenças metodológicas entre estudos como a remoção ou correção de lipídios (Ryan et al., 2012), os diferentes tipos de tecido analisados (pele, barbas) e a origem das amostras (biópsias de animais vivos versus indivíduos mortos), foi realizado um apanhado abrangente da bibliografia com o objetivo de identificar padrões consistentes. Esse esforço permitiu delimitar guildas isotópicas a partir de valores reportados em diferentes contextos e regiões (LEBON et al., 2024; SABATER, 2021; LEPOINT et al., 2003; DOMI et al., 2005). Tais guildas representam envelopes de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ que sintetizam os principais modos de alimentação (zooplânctivoria, piscivoria pelágica e costeira, e predação de topo), funcionando como marcadores isotópicos de nicho trófico. A relevância dessa abordagem está em fornecer uma referência comparativa sólida para os dados obtidos no PMC-BS, permitindo interpretar o posicionamento relativo das espécies estudadas e evidenciar a diversidade de estratégias alimentares entre misticetos e odontocetos.

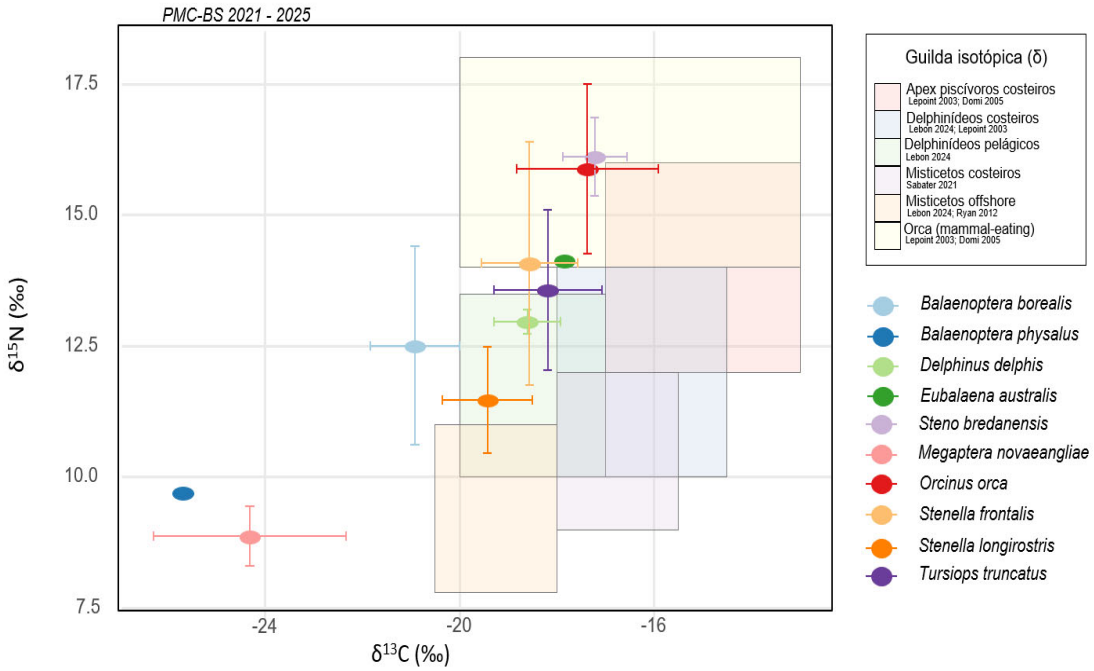


Figura V.2.4-5: *Gráfico bi-plot com média (±DP) de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ de amostras de pele cetáceos coletadas em diferentes campanhas do PMC-BS.*

A construção de guildas isotópicas a partir da literatura permitiu sintetizar padrões consistentes:

- misticetos offshore associados à zooplânctivoria em baixos níveis tróficos;
- misticetos costeiros refletindo maior flexibilidade alimentar em áreas produtivas;
- delfinídeos pelágicos e costeiros representando piscivoria e teutivoria em diferentes contextos espaciais;
- e predadores de topo, incluindo orcas mamalívoras e delphinídeos piscívoros costeiros, com $\delta^{15}N$ elevados que indicam consumo de presas de alto nível trófico.

Essas guildas isotópicas de cetáceos funcionam como marcadores do nicho trófico e das estratégias alimentares dessas espécies. Entre os grupos identificados, as orcas mamalívoras (*Orcinus orca*) definem a guilda com os maiores valores de $\delta^{15}N$, caracterizando seu papel como predadores de topo na teia alimentar marinha.

Já os misticetos, como a baleia-jubarte (*Megaptera* novaeangliae), ocupam níveis tróficos mais baixos, refletindo sua estratégia de alimentação filtradora baseada em krill e pequenos peixes. Essa abordagem se destaca por oferecer um referencial ecológico amplo, que permite interpretar o posicionamento relativo das espécies analisadas no PMC-BS. Assim, mesmo diante das variações regionais e metodológicas, a utilização de guildas isotópicas contribui para destacar a diversidade de estratégias alimentares entre misticetos e odontocetos, bem como a plasticidade trófica característica desses grupos.

Além da comparação dos valores obtidos no PMC-BS com guildas isotópicas descritas na literatura, no presente relatório foi verificado como as espécies amostradas se organizam internamente em termos de similaridade isotópica (Tabela com as características descritas no **Anexo V.2.4-1 – Volume II**). Para isso, como um exercício exploratório, aplicou-se uma análise de agrupamento multivariada (método de Ward, variáveis padronizadas pelo z-score) às distribuições de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$. Esta abordagem estatística permitiu identificar três grupos principais de animais (**Figura V.2.4-6**), aos quais foram associadas elipses de dispersão geradas a partir de distribuições multivariadas (FRIENDLY et al., 2013).

Pela análise de agrupamento foram identificados 3 grupos (**Tabela V.2.4-4**). O **Grupo 1** reuniu a maior diversidade de espécies e indivíduos, sendo composto principalmente por *Stenella frontalis* e *Stenella longirostris*, mas também incluindo *Tursiops* truncatus, *Delphinus delphis* e *Balaenoptera borealis*. Esse agrupamento evidencia a sobreposição isotópica entre odontocetos de médio porte e espécies de ampla distribuição costeira e oceânica. O **Grupo 2** apresentou composição mais heterogênea, com registros de *Orcinus orca*, *Steno bredanensis* e *Eubalaena australis*, além de indivíduos adicionais de *Stenella* spp. e *T. truncatus*. A presença de predadores de topo e de uma baleia-franca sugere variação nos níveis tróficos representados nesse grupo. Já o **Grupo 3** foi formado exclusivamente por grandes misticetos oceânicos (*Megaptera novaeangliae* e *Balaenoptera physalus*), caracterizados por valores mais depletados em ^{13}C e em ^{15}N, compatíveis com a exploração de presas de níveis inferiores na cadeia alimentar.

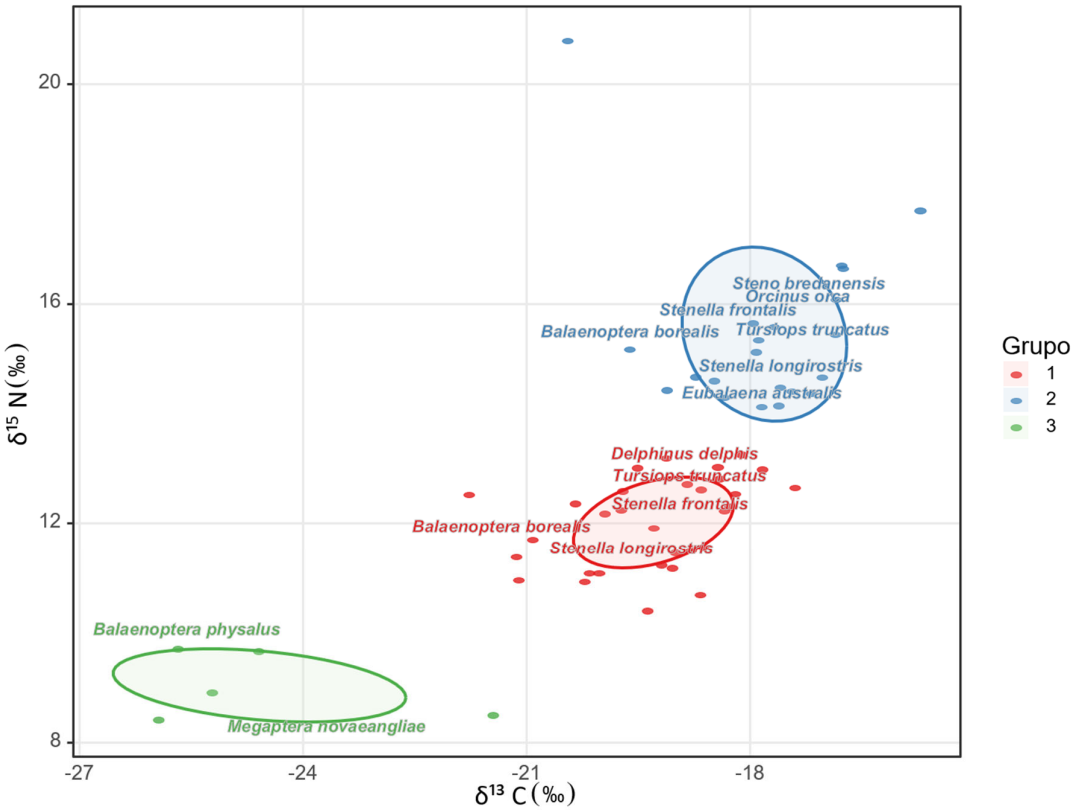


Figura V.2.4-6: *Elipses padrão para os 3 grupos de cetáceos amostrados pelo PMC-BS identificados pela análise de agrupamento para estimar tamanho e sobreposição de nichos ecológicos.*

A obtenção de mais dados de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ de biópsias de pele, a consideração de outras variáveis bióticas e abióticas e o uso de metodologias estatísticas mais robustas, como machine learning, lógica fuzzy ou bayesiana (ABRANTES; SHEAVES, 2024), poderá ao longo do monitoramento contribuir para melhor entender as relações tróficas entre cetáceos na Bacia de Santos.

V.2.4.4 Considerações finais

No presente relatório foram apresentados os resultados de isótopos de amostras coletadas no período. Os valores obtidos foram semelhantes aos reportados nos relatórios anteriores e, como ainda são incipientes, não permitem maiores inferências sobre a ecologia trófica dos cetáceos da Bacia de Santos. Por outro lado, a partir de experimento com pele de *T.truncatus* foi possível avaliar o efeito da remoção prévia

de lipídios sobre a determinação de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$, sendo encontrado um modelo de correção de resultados muito semelhante ao modelo de Post et al. (2007), que é frequentemente utilizado na literatura.

Os resultados de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ obtidos neste ciclo, permitiram interpretar o posicionamento relativo das 4 espécies amostradas no PMC-BS sem depender exclusivamente de listas de presas ou de estudos locais pontuais. Para *Tursiops* truncatus, as amostras mais recentes apresentaram $\delta^{13}C$ entre –19,29‰ e –17,4‰ e $\delta^{15}N$ entre 11,91‰ e 13,25‰, caracterizando um perfil intermediário típico de delfinídeos costeiros. Já *Stenella longirostris* revelou $\delta^{13}C$ entre –20,22‰ e –18,63‰ e $\delta^{15}N$ entre 10,39‰ e 11,55‰, similar a *Stenella frontalis* que exibiu $\delta^{13}C$ entre –19,0‰ e –17,03‰ e $\delta^{15}N$ entre 11,45‰ e 14,66‰. Esse intervalo mais amplo para o nitrogênio reforça a plasticidade trófica da espécie e aponta para possível sobreposição isotópica com *T. truncatus* em determinados contextos.

Assim pelos agrupamentos definidos pela análise de cluster, observa-se que *T. truncatus* e *S. frontalis* aparecem distribuídos entre os Grupos 1 e 2, o que sugere flexibilidade alimentar e variação interindividual nos níveis tróficos explorados, o que é reforçado pelas observações amostrais já que *T. truncatus* concentrou-se em áreas mais costeiras e de menor profundidade, *S. frontalis* apresentou uma distribuição intermediária, ocupando tanto áreas costeiras quanto transicionais.

V.3 Biologia populacional

V.3.1 Estimativas de densidade e abundância de cetáceos

No âmbito do PMC-BS, o monitoramento populacional consiste em mensurar repetidamente ao longo do tempo a densidade e a abundância de populações de interesse. Uma abordagem robusta para estimar parâmetros populacionais como densidade é o método de transecções lineares com amostragem de distâncias (BUCKLAND et al., 2001). Uma vantagem é que este método lida com um problema comum em amostragens de populações animais, que é a detecção imperfeita. Um dos potenciais problemas em contagens ao longo de linhas de transecção é o fato de que a detectabilidade dos grupos diminui com a distância do observador. Este método procura corrigir este viés considerando o processo de detecção de grupos e a influência de diferentes variáveis numa função/curva de detecção ajustada aos dados.

Outra abordagem bastante utilizada para estimar parâmetros populacionais em estudos de longo prazo é o método de marcação-recaptura. O reconhecimento individual via fotoidentificação permite a construção de históricos de captura a partir das reavistagens de indivíduos ao longo do tempo. Estes históricos de captura alimentam os modelos de marcação-recaptura e a partir destes, é possível estimar parâmetros populacionais, como abundância.

Este item apresenta estimativas de densidade e abundância de duas espécies da subordem Mysticeti e cinco espécies da família Delphinidae em campanhas de avistagem embarcada num período de dez anos, entre 2015 e 2025, na Bacia de Santos pelo PMC-BS.

V.3.1.1 Análise dos dados – Transecções lineares com amostragem de distâncias

Para as campanhas de avistagem embarcada, a distância radial de cada grupo de cetáceo foi calculada por meio do ângulo horizontal da avistagem e altura dos observadores na torre de observação (7 metros). O ângulo foi obtido pela leitura do

número de retículos de binóculos 7x50 e utilizando as conversões de retículos disponíveis na literatura que consideram a curvatura da Terra (LERCZAK; HOBBS, 1998; KINZEY; GERRODETTE, 2001). A distância perpendicular da detecção em relação à linha de transecção, que foi usada para modelar a curva de detecção, foi estimada usando a distância radial do grupo calculada pelo retículo e o ângulo vertical entre a avistagem e a rota do navio, medida por uma alidade.

Para avaliar variações espaciais e temporais na distribuição dos animais na Bacia de Santos, as campanhas de avistagem embarcada foram classificadas em estação quente (realizadas entre dezembro e maio) ou estação fria (realizadas entre junho e novembro), assim como, os dados coletados foram estratificados espacialmente em oito regiões, de acordo com a batimetria local: 1) CN – região costeira norte; 2) CS – região costeira sul; 3) PN – plataforma continental norte; 4) PS – plataforma continental sul; 5) TN – talude norte; 6) TS – talude sul; 7) região oceânica norte; e 8) região oceânica sul. Foram excluídas das análises todas as linhas de transecção com menos de 5 milhas náuticas percorridas em esforço.

Foram construídos modelos de detecção para o golfinho-pintado-do-Atlântico (*Stenella frontalis*), golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) e para a baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*) com os dados de distância perpendicular das detecções usando o programa *Distance* (THOMAS et al., 2010). Antes da modelagem, as observações mais distantes foram eliminadas (truncagem de dados), de acordo com a inspeção dos histogramas de distâncias das detecções. Testaram-se modelos que consideram diferentes fatores que podem afetar a distância com que os cetáceos são observados, que foram inseridos nos modelos de detecção como covariáveis (MARQUES; BUCKLAND, 2003; **Tabela V.3.1-1**). Foram testadas duas funções básicas de detecção: curva meia-normal e curva taxa-de-risco, além de ajustes de série visando melhorar o ajuste das funções de detecção (cosseno, polinomial simples e polinomial de Hermite).

O melhor modelo foi escolhido com base no menor valor de AIC – Critério de Informação de Akaike (BURNHAM; ANDERSON, 2002), que considera o bom ajuste do modelo aos dados e penaliza pelo número de parâmetros no modelo. A diferença no AIC do melhor modelo (Delta AIC = 0) para os outros modelos, que constitui o Delta AIC, determina quais modelos são mais plausíveis. Um Delta AIC de até dois

indica os modelos que devem ser considerados como os melhores. A partir o modelo selecionado para cada espécie, foram geradas estimativas de densidade e abundância para cada campanha, e estimativas para cada uma das oito regiões da Bacia de Santos na estação quente e na estação fria.

Tabela V.3.1-1: *Variáveis utilizadas para modelar a curva de detecção durante as Campanhas de Avistagem Embarcada do PMC-BS.*

Variável	Descrição
MEIO DE DETECÇÃO	Olho nu, Binóculo 7x50, Binóculo 15x50
PISTA DE DETECÇÃO	Borrifo, corpo ou comportamento aéreo
VISIBILIDADE	Péssima, Ruim, Boa, Excelente
ESTADO DO MAR	1 a 5 na escala Beaufort como variável contínua ou categórica
REFLEXO DO SOL	Percentual do través até a proa dos dois bordos com reflexo do sol
COBERTURA DE NUVENS	Percentual do céu encoberto
ESTADO DO TEMPO	Bom, Parcialmente nublado, Nublado sem chuva, Chuva fraca

O esforço amostral realizado nas campanhas de avistagem embarcada em dez anos de PMC-BS está sumarizado na **Tabela V.3.1-1.** Após a estratificação espacial dos dados, foi considerado para as análises um total de 1.744 linhas de transecção percorridas em 20 campanhas, somando 55.464,1 milhas náuticas percorridas na Bacia de Santos. Para a baleia-jubarte, foram consideradas somente as campanhas realizadas na estação fria e, portanto, foi considerado um total de 776 linhas de transecção, somando 24.034,1 milhas náuticas percorridas.

Com os dados de avistagem embarcada foi possível estimar a densidade e abundância para golfinho-pintado-do-Atlântico *Stenella frontalis*, golfinho-nariz-de-garrafa *Tursiops truncatus* e baleia-jubarte *Megaptera novaeangliae*, assim como, avaliar tendências populacionais e variações na distribuição das três espécies.

V.3.1.1.1 Resultados – densidade e abundância de Megaptera novaeangliae

Para os dados de transecções lineares de baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*), foram eliminadas todas as observações a uma distância maior que 1,8 milhas náuticas da linha de transecção, restando 780 observações. Foram construídos um total de 11 modelos para a curva de detecção da baleia-jubarte (**Tabela V.3.1-2**). O melhor modelo teve como variável explanatória a pista que levou à detecção; grupos avistados exibindo comportamentos aéreos foram avistados a uma distância maior da linha de transecção do que grupos com corpo na superfície.

Tabela V.3.1-2: *Modelos de detecção para* ***Megaptera novaeangliae*** *na Bacia de Santos ordenados pelo menor valor de AIC (Critério de Informação de Akaike). Notação: k = número de parâmetros; (cat) = variável categórica; (cont) = variável contínua.*

Modelo	k	Delta AIC	AIC
Pista de detecção	4	0,00	312,23
Nulo	4	35,18	348,41
Visibilidade (cat)	4	61,15	374,39
Tempo (cat)	4	63,47	376,71
Meio de detecção	3	64,63	377,86
Nuvens	2	65,27	378,50
Visibilidade (cont)	2	65,50	378,74
Tempo (cont)	2	66,01	379,24
Reflexo	2	68,24	381,48
Beaufort (cont)	2	68,76	381,99
Beaufort (cat)	6	70,69	383,92

A densidade média estimada de baleias-jubarte foi de 1,13 indivíduos por 100 km^2 ao longo de todo o período amostrado (IC95% = 0,92–1,38; CV = 9,9%). Entretanto, houve uma grande variabilidade da densidade entre as campanhas, oscilando de 0,21 a 2,39 indivíduos por 100 km^2 (**Tabela V.3.1-3**). Assim como, a abundância estimada variou acentuadamente entre as campanhas, de 569 a 6.523 indivíduos (**Figura V.3.1-1**). A abundância média ao longo de todas as campanhas foi de 3.081 indivíduos (IC95% = 2.538–3.741; CV = 9,9%).

Tabela V.3.1-3: *Estimativa de densidade e abundância de* ***Megaptera novaeangliae*** *durante as campanhas de Avistagem Embarcada em dez anos do PMC-BS. n = número de grupos detectados; IC = intervalo de confiança; CV = Coeficiente de variação.*

Campanha	n	Densidade		Abundância		
		Indivíduos / 100 km²	IC95%	Estimativa	IC95%	CV %
3	17	0,21	0,08 – 0,51	569	232 – 1.400	47,7
5	35	0,44	0,27 – 0,72	1.199	735 – 1.954	25,0
7	46	0,58	0,30 – 1,11	1.585	830 – 3.029	33,5
9	63	0,78	0,45 – 1,34	2.122	1.229 – 3.667	28,1
11	154	1,98	1,12 – 3,23	5.390	3.304 – 8.793	25,0
13	184	2,39	1,65 – 3,47	6.523	4.503 – 9.448	18,9
15	140	1,79	1,08 – 2,95	4.873	2.948 – 8.053	25,7
17	84	1,22	0,73 – 2,03	3.320	1.987 – 5.546	26,2
19	57	0,85	0,52 – 1,39	2.320	1.416 – 3.800	25,1

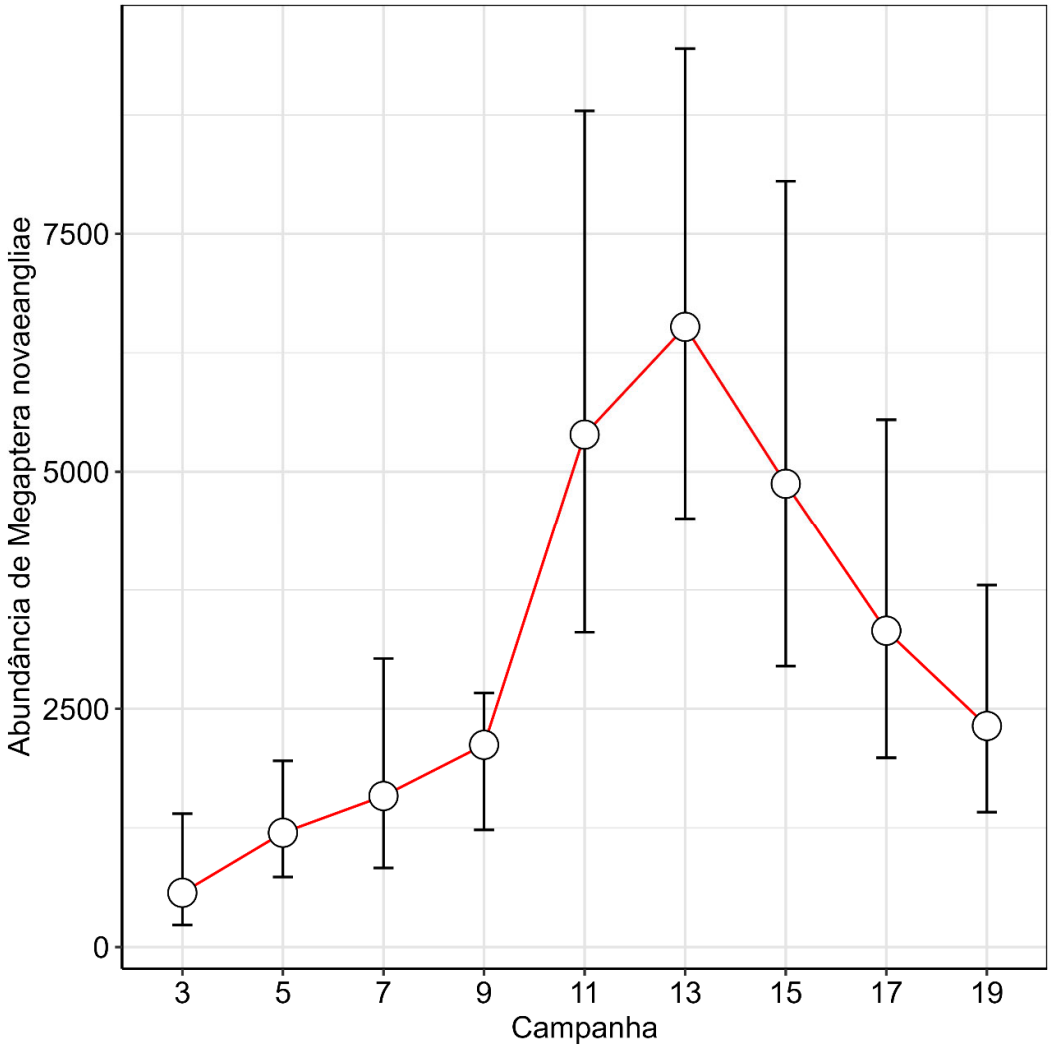


Figura V.3.1-1: *Abundância de* ***Megaptera novaeangliae*** *ao longo das Campanhas de Avistagem Embarcada realizadas na estação fria (de junho a novembro) em dez anos do PMC-BS.*

A estimativa de densidade por região da Bacia de Santos variou entre zero, na região costeira norte, e 2,84 indivíduos por 100 km^2, na plataforma continental norte (**Tabela V.3.1-4**). Os indivíduos se concentraram principalmente na plataforma continental, onde as estimativas de abundância corresponderam a cerca de 66,3% do total, estimado em 2.775 indivíduos (IC 95% = 2.308 – 3.337; CV = 9,4%). As menores abundâncias foram estimadas para a região costeira.

Tabela V.3.1-4: *Estimativa de densidade e abundância de* ***Megaptera novaeangliae*** *nos diferentes estratos da Bacia de Santos durante as campanhas de Avistagem Embarcada realizadas na estação fria em dez anos do PMC-BS. n = número de grupos detectados; IC = intervalo de confiança; CV = Coeficiente de variação; CN = região costeira norte; CS = região costeira sul; PN = plataforma continental norte; PS = plataforma continental sul; TN = talude norte; TS = talude sul; ON = região oceânica norte; OS = região oceânica sul.*

Estrato	n	Densidade		Abundância		
		Indivíduos / 100 km²	IC95%	Estimativa	IC95%	CV%
CN	0	0	-	0	-	-
CS	6	0,18	0,05 – 0,64	28	8 - 98	70,5
PN	390	2,84	2,11 – 3,81	1.253	933 – 1.684	15,0
PS	145	0,84	0,63 – 1,12	586	439 - 782	14,7
TN	138	1,37	0,87 – 2,23	493	308 - 788	24,1
TS	20	0,29	0,15 – 0,55	85	45 - 162	33,1
ON	78	0,62	0,43 – 0,89	316	220 - 455	18,5
OS	3	0,07	0,02 – 0,19	14	5 - 40	56,1
Total	**780**	**1,02**	**0,85 – 1,22**	**2.775**	**2.308 – 3.337**	**9,4**

V.3.1.1.2 Resultados – densidade e abundância de Stenella frontalis

Para os dados de transecções lineares de golfinho-pintado-do-Atlântico (*Stenella frontalis*), foram eliminadas todas as observações a uma distância maior que 0,54 milhas náuticas da linha de transecção, restando 215 observações. Foram construídos um total de dez modelos para a curva de detecção de golfinho-pintado-do-Atlântico (**Tabela V.3.1-5**). O melhor modelo teve como variável explanatória o meio de detecção; grupos avistados com binóculos foram avistados a uma distância maior da linha de transecção do que grupos avistados a olho nu.

Tabela V.3.1-5: *Modelos de detecção para* ***Stenella frontalis*** *na Bacia de Santos ordenados pelo menor valor de AIC (Critério de Informação de Akaike). Notação: k = número de parâmetros; (cat) = variável categórica; (cont) = variável contínua.*

Modelo	k	AIC	Delta AIC
Meio de detecção	2	-485,53	0,00
Nulo	3	-483,73	1,80
Visibilidade (cat)	4	-468,15	17,38
Visibilidade (cont)	2	-466,63	18,90
Beaufort (cont)	2	-463,55	21,98
Beaufort (cat)	7	-460,96	24,57
Tempo (cont)	2	-457,03	28,50
Nuvens	2	-456,00	29,52
Reflexo	2	-454,12	31,41
Pista de detecção	4	8,00	493,53

A densidade média estimada de golfinho-pintado-do-Atlântico foi de 6,96 indivíduos por 100 km^2 ao longo de todo o período amostrado (IC 95% = 5,32–9,10; CV = 13,7%). Entretanto, houve uma grande variabilidade da densidade entre as campanhas, oscilando de 1,31 a 14,68 indivíduos por 100 km^2 (**Tabela V.3.1-6**). Assim como, a abundância estimada variou acentuadamente entre as campanhas, de 3.563 a 40.027 indivíduos, sendo as maiores abundâncias observadas nas campanhas realizadas na estação quente (**Figura V.3.1-2**). A abundância média ao longo de todas as campanhas foi de 18.981 indivíduos (IC95% = 14.524–24.804; CV = 13,7%).

Tabela V.3.1-6: *Estimativa de densidade e abundância de* ***Stenella frontalis*** *durante as campanhas de Avistagem Embarcada em dez anos do PMC-BS. n = número de grupos detectados; IC = intervalo de confiança; CV = Coeficiente de variação.*

Campanha	N	Densidade		Abundância		
		Indivíduos / 100 km^2	IC95%	Estimativa	IC95%	CV %
1	7	4,73	1,94 – 11,53	12.896	5.290 – 31.439	47,3
2	9	5,70	2,81 – 11,55	15.535	7.661 – 31.498	36,9
3	6	3,81	1,73 – 8,40	10.389	4.711 – 22.911	41,5
4	16	10,20	6,20 – 16,76	27.804	16.920 – 45.692	25,5

Campanha	N	Densidade		Abundância		
		Indivíduos / 100 km²	IC95%	Estimativa	IC95%	CV %
5	8	5,19	2,43 – 11,08	14.163	6.641 – 30.206	39,6
6	23	14,20	7,88 – 25,59	38.716	21.485 – 69.768	30,4
7	2	1,30	0,37 – 4,63	3.563	1.004 – 12.640	70,9
8	14	9,09	4,77 – 17,33	24.799	13.017 – 47.247	33,4
9	4	2,58	0,84 – 7,95	7.042	2.287 – 21.683	61,6
10a	13	14,68	8,22 – 26,23	40.027	22.412 – 71.487	29,7
11	3	1,99	0,69 – 5,72	5.428	1.888 – 15.602	97,3
10b	5	6,65	2,83 – 15,62	18.143	7.731 – 42.579	44,5
12	10	6,49	3,36 – 12,51	17.683	9.170 – 34.100	34,1
13	4	2,63	1,03 – 6,78	7.192	2.801 – 18.470	50,4
14	14	9,42	5,10 – 17,4	25.702	13.909 – 47.493	31,7
15	7	4,62	2,11 – 10,11	12.606	5.763 – 27.574	41,0
16	21	13,06	7,87 – 21,67	35.606	21.463 – 59.069	25,9
17	5	3,55	1,52 – 8,25	9.682	4.165 – 22.508	44,4
18	19	11,25	6,08 – 20,82	30.666	16.570 – 56.752	31,7
19	6	4,63	2,21 – 9,67	12.623	6.042 – 26.373	38,3
20	18	11,29	5,67 – 22,49	30.790	15.459 – 61.326	35,7

* A 10ª Campanha de Avistagem Embarcada foi realizada em duas etapas, pois foi interrompida em março/2020 – “Campanha 10a” – em decorrência da pandemia de COVID-19 e retomada em outubro/2020 para complementar o esforço amostral – “Campanha 10b”.

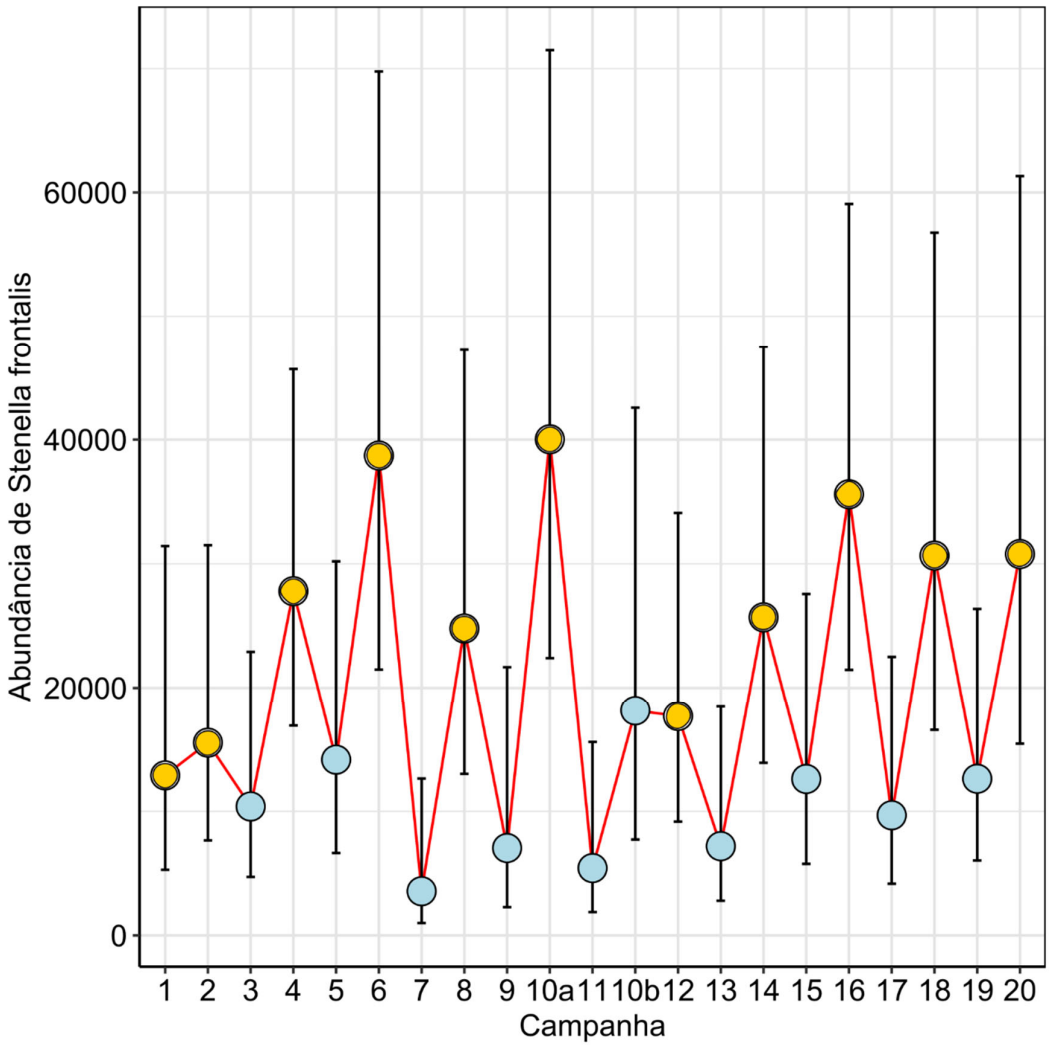


Figura V.3.1-2: *Abundância de* ***Stenella frontalis*** *observados ao longo das Campanhas de Avistagem Embarcada em dez anos do PMC-BS. Círculos preenchidos em azul indicam campanhas realizadas na estação fria (de junho a novembro), e círculos preenchidos em laranja, na estação quente (de dezembro a maio).*

As estimativas de densidade e abundância por região da Bacia de Santos na estação quente consideraram um esforço amostral de 30.056,4 milhas náuticas, 921 linhas de transecção e 165 observações de golfinho-pintado-do-Atlântico. Na estação quente, a estimativa de densidade por região variou entre zero, na região oceânica sul, e 20,84 indivíduos por 100 km^2, na plataforma continental sul (**Tabela V.3.1-7**).

Os indivíduos se concentraram principalmente na plataforma continental, onde as estimativas de abundância corresponderam a 83,5% do total, estimado em 25.219 indivíduos (IC 95% = 18.659–34.087; CV = 15,4%). As menores abundâncias foram estimadas para a região oceânica.

Tabela V.3.1-7: *Estimativa de densidade e abundância de* ***Stenella frontalis*** *nos diferentes estratos da Bacia de Santos durante as campanhas de Avistagem Embarcada realizadas na estação quente em dez anos do PMC-BS. n = número de grupos detectados; IC = intervalo de confiança; CV = Coeficiente de variação; CN = região costeira norte; CS = região costeira sul; PN = plataforma continental norte; PS = plataforma continental sul; TN = talude norte; TS = talude sul; ON = região oceânica norte; OS = região oceânica sul.*

Estrato	n	Densidade		Abundância		
		Indivíduos / 100 km²	IC95%	Estimativa	IC95%	CV%
CN	3	17,94	6,33 – 50,84	1.275	450 – 3.612	55,5
CS	5	6,49	2,11 – 19,87	1.000	327 – 3.062	61,1
PN	52	14,85	10,36 – 21,29	6.550	4.569 – 9.389	18,5
PS	92	20,84	14,84 – 29,27	14.510	10.332 – 20.379	17,4
TN	4	1,57	0,60 – 4,09	555	213 – 1.444	51,5
TS	8	4,08	2,02 – 8,25	1.193	591 – 2.408	36,7
ON	1	0,27	0,05 – 1,41	137	26 - 722	101,4
OS	0	-	-	-	-	-
Total	**165**	**9,25**	**6,84 – 12,50**	**25.219**	**18.659 – 34.087**	**15,4**

As estimativas de densidade e abundância por região da Bacia de Santos na estação fria consideraram um esforço amostral de 25.537,1 milhas náuticas, 824 linhas de transecção e 50 observações de golfinho-pintado-do-Atlântico. Na estação fria, a estimativa de densidade por região variou entre 1,42 indivíduos por 100 km², na região talude norte, e 12,44 indivíduos por 100 km², na região costeira norte (**Tabela V.3.1-8**). A abundância na plataforma continental correspondeu a 70% do total, estimado em 13.563 indivíduos (IC95% = 7.803–23.577; CV = 28,5%; **Tabela V.3.1-8**).

Tabela V.3.1-8: *Estimativa de densidade e abundância de* ***Stenella frontalis*** *nos diferentes estratos da Bacia de Santos durante as campanhas de Avistagem Embarcada realizadas na estação fria em dez anos do PMC-BS. n = número de grupos detectados; IC = intervalo de confiança; CV = Coeficiente de variação; CN = região costeira norte; CS = região costeira sul; PN = plataforma continental norte; PS = plataforma continental sul; TN = talude norte; TS = talude sul; ON = região oceânica norte; OS = região oceânica sul.*

Estrato	n	Densidade		Abundância		
		Indivíduos / 100 km²	IC95%	Estimativa	IC95%	CV%
CN	2	12,44	3,15 – 49,07	884	224 – 3.487	76,6
CS	3	6,13	1,95 – 19,25	945	301 – 2.967	62,9
PN	19	9,92	5,09 – 19,3	4.376	2.249 – 8.516	34,7
PS	18	7,27	3,87 – 13,68	5.068	2.697 – 9.523	32,8
TN	2	1,42	0,38 – 5,33	504	135 – 1.880	74,7
TS	2	2,08	0,55 – 7,91	609	160 – 2.309	75,5
ON	3	1,66	0,54 – 5,09	845	275 – 2.592	61,7
OS	1	1,59	0,29 – 8,67	333	61 – 1.815	102,8
Total	**50**	**4,98**	**2,86 – 8,65**	**13.563**	**7.803 – 23.577**	**28,5**

V.3.1.1.3 Resultados – densidade e abundância de Tursiops truncatus

Para os dados de transecções lineares de golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*), foram eliminadas todas as observações a uma distância maior que 0,49 milhas náuticas da linha de transecção, restando 86 observações. Foram construídos um total de 11 modelos para a curva de detecção de golfinho-nariz-de-garrafa (**Tabela V.3.1-9**). O melhor modelo teve como variáveis explanatórias o estado do mar e meio de detecção; grupos foram avistados a uma distância maior da linha de transecção em condições de mar mais calmo e com o uso de binóculos.

Tabela V.3.1-9: *Modelos de detecção para* ***Tursiops truncatus*** *na Bacia de Santos ordenados pelo menor valor de AIC (Critério de Informação de Akaike). Notação: k = número de parâmetros; (cat) = variável categórica; (cont) = variável contínua.*

Modelo	k	AIC	Delta AIC
Meio de detecção + Beaufort (cont)	4	-197,21	0,00
Meio de detecção	3	-191,21	6,00
Beaufort (cat)	5	-189,96	7,25
Beaufort (cont)	2	-189,69	7,52
Visibilidade (cat)	4	-186,43	10,78
Nulo	2	-184,45	12,76
Visibilidade (cont)	2	-181,53	15,68
Tempo (cont)	2	-167,62	29,60
Reflexo	2	-167,40	29,81
Nuvens	2	-167,28	29,93
Pista de detecção	5	10,00	207,21

A densidade média estimada de golfinho-nariz-de-garrafa foi de 1,98 indivíduos por 100 km^2 ao longo de todo o período amostrado (IC95% = 1,29–3,05; CV = 21,9%). A densidade variou entre as campanhas, oscilando entre 0,42 e 4,03 indivíduos por 100 km^2 (**Tabela V.3.1-10**). Assim como, a abundância estimada variou entre as campanhas, de 1.150 a 10.989 indivíduos, porém não apresentou uma sazonalidade definida (**Figura V.3.1-3**). A abundância média ao longo de todas as campanhas foi de 5.423 indivíduos (IC95% = 3.539–8.309; CV = 21,9%).

Tabela V.3.1-10: *Estimativa de densidade e abundância de* ***Tursiops truncatus*** *durante as campanhas de Avistagem Embarcada em dez anos do PMC-BS. n = número de grupos detectados; IC = intervalo de confiança; CV = Coeficiente de variação.*

Campanha	n	Densidade		Abundância		
		Indivíduos / 100 km^2	IC95%	Estimativa	IC95%	CV%
1	2	0,96	0,26 – 3,52	2.626	718 – 9.602	73,0
2	4	1,80	0,68 – 4,80	4.920	1.848 – 13.095	52,7
3	3	1,36	0,45 – 4,05	3.701	1.240 – 11.046	59,6
4	4	1,81	0,69 – 4,75	4.953	1.895 – 12.948	51,6
5	3	1,39	0,46 – 4,14	3.785	1.268 – 11.293	59,6

Campanha	n	Densidade		Abundância		
		Indivíduos / 100 km²	IC95%	Estimativa	IC95%	CV%
6	7	3,05	1,43 – 6,51	8.314	3.896 – 17.744	39,8
7	5	2,32	0,95 – 5,68	6.347	2.601 – 15.486	47,4
8	8	3,70	1,78 – 7,72	10.098	4.845 – 21.047	38,4
9	7	3,22	1,48 – 6,98	8.781	4.048 – 19.045	40,7
10a	2	1,79	0,33 – 9,53	4.871	914 – 25.976	100,2
11	4	1,89	0,61 – 5,89	5.157	1.656 – 16.060	108,1
10b	3	2,84	0,96 – 8,40	7.757	2.629 – 22.892	58,2
12	6	2,77	1,11 – 6,90	7.560	3.037 – 18.817	48,6
13	6	2,82	0,94 – 8,45	7.688	2.265 – 23.040	59,9
14	9	4,03	1,91 – 8,52	10.989	5.199 – 23.224	39,2
15	2	0,94	0,25 – 3,49	2.566	691 – 9.537	74,0
16	1	0,44	0,08 – 2,35	1.208	228 – 6.412	101,0
17	5	2,53	0,91 – 7,01	6.900	2.490 – 19.119	54,9
18	1	0,42	0,07 – 2,26	1.150	215 – 6.165	101,7
19	1	0,55	0,10 – 3,01	1.499	274 – 8.201	103,1
20	3	1,34	0,45 – 4,03	3.657	1.218 – 10.976	59,7

* A 10ª Campanha de Avistagem Embarcada foi realizada em duas etapas, pois foi interrompida em março/2020 – “Campanha 10a” – em decorrência da pandemia de COVID-19 e retomada em outubro/2020 para complementar o esforço amostral – “Campanha 10b”.

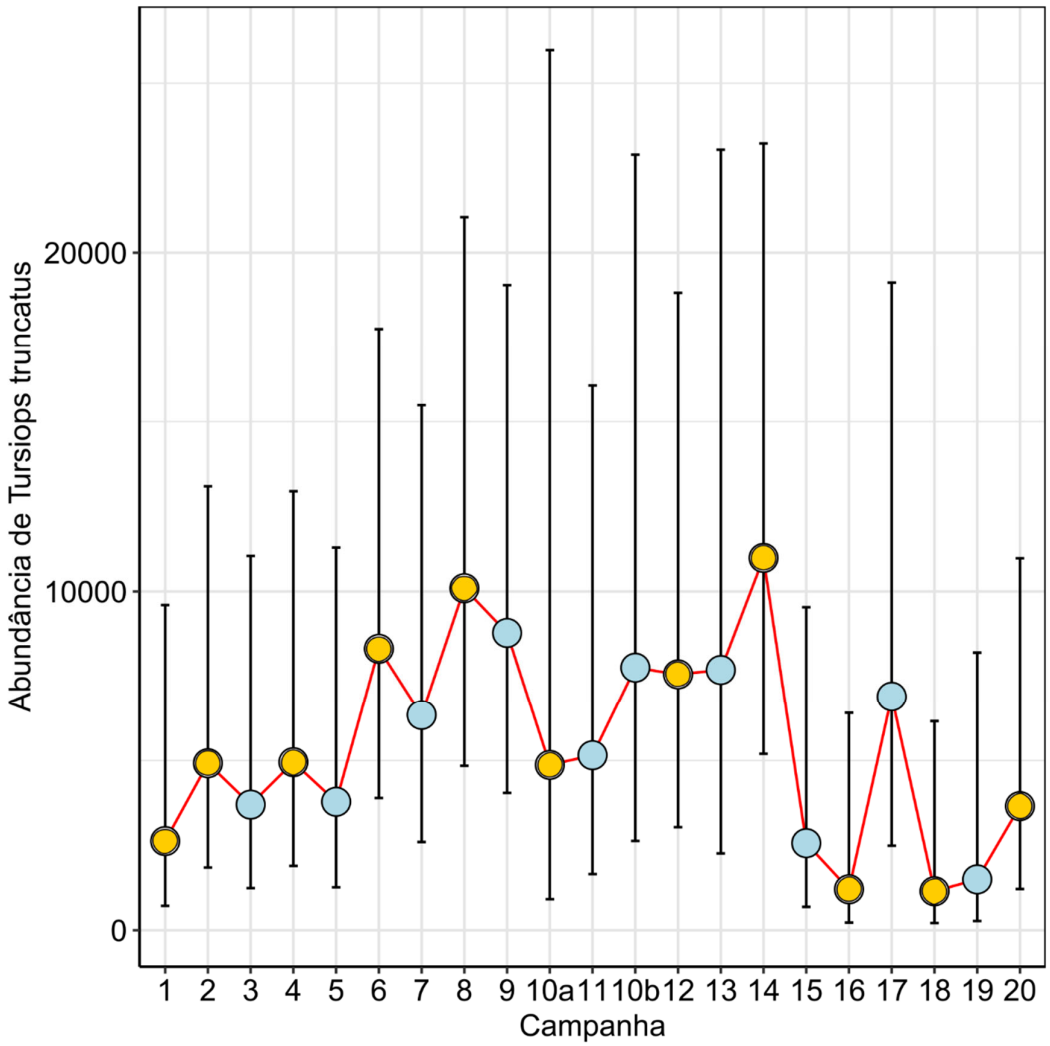


Figura V.3.1-3: *Abundância de **Tursiops truncatus** observados ao longo das Campanhas de Avistagem Embarcada em dez anos do PMC-BS. Círculos preenchidos em azul indicam campanhas realizadas na estação fria (de junho a novembro), e círculos preenchidos em laranja, na estação quente (de dezembro a maio).*

As estimativas de densidade e abundância por região da Bacia de Santos na estação quente consideraram um esforço amostral de 29.927,0 milhas náuticas, 920 linhas de transecção e 47 observações de golfinho-nariz-de-garrafa. Na estação quente, a estimativa de densidade por região variou entre zero, nas regiões costeira sul, talude e oceânica norte, e 5,45 indivíduos por 100 km^2, na região costeira sul (**Tabela V.3.1-11**). Os indivíduos se concentraram principalmente na plataforma

continental, onde as estimativas de abundância corresponderam a 74,4% do total, estimado em 4.952 indivíduos (IC95% = 2.880 – 8.512; CV = 27,9%). As menores abundâncias foram estimadas para a região oceânica.

Tabela V.3.1-11: *Estimativa de densidade e abundância de* ***Tursiops truncatus*** *nos diferentes estratos da Bacia de Santos durante as campanhas de Avistagem Embarcada realizadas na estação quente em dez anos do PMC-BS. n = número de grupos detectados; IC = intervalo de confiança; CV = Coeficiente de variação; CN = região costeira norte; CS = região costeira sul; PN = plataforma continental norte; PS = plataforma continental sul; TN = talude norte; TS = talude sul; ON = região oceânica norte; OS = região oceânica sul.*

Estrato	n	Densidade		Abundância		
		Indivíduos / 100 km²	IC95%	Estimativa	IC95%	CV%
CN	0	0	-	-	-	-
CS	6	5,45	2,31 – 12,83	841	357 – 1.978	45,4
PN	27	4,11	2,16 – 7,83	1.815	954 – 3.454	33,5
PS	16	2,68	1,42 – 5,07	1.871	992 – 3.528	33,0
TN	0	0	-	-	-	-
TS	2	0,71	0,19 – 2,66	209	56 - 777	74,4
ON	0	0	-	-	-	-
OS	2	1,03	0,28 – 3,81	217	59 - 797	73,3
Total	**47**	**1,82**	**1,06 – 3,12**	**4.952**	**2.880 – 8.512**	**27,9**

As estimativas de densidade e abundância por região da Bacia de Santos na estação fria consideraram um esforço amostral de 25.537,1 milhas náuticas, 824 linhas de transecção e 39 observações de golfinho-nariz-de-garrafa. Na estação fria, a estimativa de densidade por região variou entre zero, na região costeira norte, e 1,53 indivíduos por 100 km², no talude sul (**Tabela V.3.1-12**). A abundância na plataforma continental correspondeu a 55,7% do total, estimado em 2.251 indivíduos (IC95% = 1.266 – 4.002; CV = 29,7%; **Tabela V.3.1-12**).

Tabela V.3.1-12: *Estimativa de densidade e abundância de* ***Tursiops truncatus*** *nos diferentes estratos da Bacia de Santos durante as campanhas de Avistagem Embarcada realizadas na estação fria em dez anos do PMC-BS. n = número de grupos detectados; IC = intervalo de confiança; CV = Coeficiente de variação; CN = região costeira norte; CS = região costeira sul; PN = plataforma continental norte; PS = plataforma continental sul; TN = talude norte; TS = talude sul; ON = região oceânica norte; OS = região oceânica sul.*

Estrato	n	Densidade		Abundância		
		Indivíduos / 100 km²	IC 95%	Estimativa	IC 95%	CV%
CN	0	0	-	-	-	-
CS	2	0,86	0,23 – 3,21	133	36 - 495	74,4
PN	10	1,10	0,50 – 2,39	485	223 – 1.057	41,1
PS	13	1,11	0,54 – 2,26	771	378 – 1.572	37,4
TN	2	0,30	0,08 – 1,11	106	29 - 392	74,0
TS	7	1,53	0,54 – 4,32	449	159 – 1.264	56,0
ON	4	0,47	0,17 – 1,28	237	86 - 656	55,1
OS	1	0,33	0,06 – 1,84	70	13 - 386	103,5
Total	**39**	**0,82**	**0,46 – 1,47**	**2.251**	**1.266 – 4.002**	**29,7**

V.3.1.1.4 Resultados - Marcação-recaptura

Para avaliar a possibilidade de estimar parâmetros para as espécies registradas no PMC-BS, primeiro geramos um histórico de captura integrada combinando todas as espécies com mais de três capturas e ajustamos um modelo de marcação-recaptura Cormack-Jolly-Seber (LEBRETON et al. 1992), implementados no programa MARK, via o pacote RMark (LAAKE, 2013), no R (R CORE TEAM, 2025), considerando a probabilidade de recaptura variando entre espécies. Os resultados sugerem que, no geral, todas as espécies, no contexto amostral do PMC-BS, ainda apresentam baixa ou nula probabilidade de recaptura, sendo que as que apresentaram as maiores probabilidades foram *Balaenoptera brydei, Orcinus orca, Feresa attenuata, Steno bredanensis, Tursiops truncatus* e *Stenella frontalis* (**Figura V.3.1-4**). Para essas espécies, embora o volume de dados, e de recaptura, ainda não seja adequado para gerar estimativas de múltiplos parâmetros, foi possível gerar

estimativas de abundância preliminares, que devem ser refinadas e validadas com a chegada de novos registros.

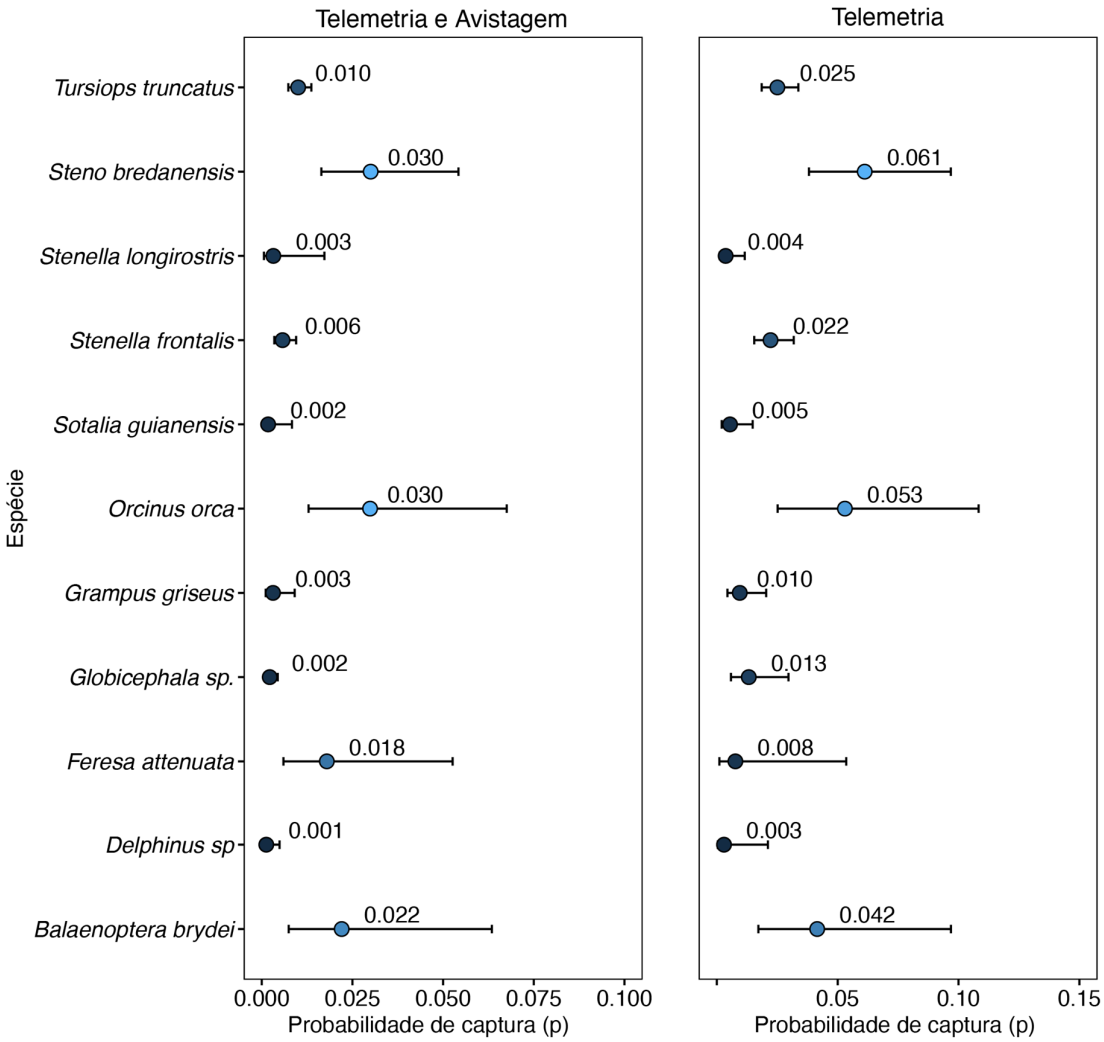


Figura V.3.1-4: *Probabilidades de recaptura estimadas por espécie via abordagem de marcação-recaptura com modelos CJS.*

Após a montagem de históricos de captura individuais para essas seis espécies, foram ajustados modelos Jolly-Seber, na parametrização de POPAN (SCHWARZ; ARNASON, 2009), também implementados no programa MARK, via o pacote RMark (LAAKE, 2013), no R (R CORE TEAM, 2025). Para cada espécie foram gerados e

comparados via Critério de Informação de Akaike (BURNHAM; ANDERSON, 2002) oito modelos, assumindo: probabilidade aparente de sobrevivência, probabilidade de captura, probabilidade de entrada de indivíduos na população e abundância. Os parâmetros sobrevivência, probabilidade de entrada foram considerados constantes ou variando no tempo. O parâmetro probabilidade de captura foi considerado constante, ou variando pelo tipo de campanha, se de Telemetria ou se de Avistagem e MAP. A estimativa de abundância de indivíduos marcados foi corrigida pela proporção de indivíduos marcados (com marcas naturais) pelo total de indivíduos fotografados (cf. URIAN et al., 2015). Esta proporção foi calculada por dia de amostragem, sendo que a média e o desvio padrão da mesma foram utilizados para corrigir as abundâncias estimadas pelos modelos. Abaixo, são apresentadas as estimativas de abundância, enquanto os demais parâmetros serão apresentados futuramente, quando os modelos forem ajustados para um volume maior de dados.

Entre 2015 e 2025 foram fotoidentificados: 40 *Balaenoptera brydei*, 56 *Orcinus orca*, 89 *Feresa attenuata*, 91 *Steno bredanensis*, 1.044 *Tursiops truncatus* e 602 *Stenella frontalis*. Para *B. brydei*, o modelo selecionado indicou sobrevivência constante, probabilidade de entrada variável no tempo e captura distinta entre campanhas de Avistagem/MAP e Telemetria. A abundância estimada foi de 197 indivíduos marcados (IC95% = 105–421; CV = 41%), corrigida para 304 (IC95% = 0–667; CV = 56%). Em *O. orca*, o melhor modelo sugeriu sobrevivência e entrada variando entre campanhas, com captura constante. As estimativas foram de 240 indivíduos marcados (IC95% = 146–431; CV = 30%) e 327 corrigidos (IC95% = 37–616; CV = 45%) (**Figura V.3.1-5**).

Para *F. attenuata*, o modelo apontou sobrevivência constante, entrada variável e captura constante. As abundâncias foram de 447 marcados (IC95% = 246–901; CV = 37%) e 507 corrigidos (IC95% = 90–925; CV = 42%). *Em S. bredanensis*, o modelo indicou sobrevivência e entrada constantes, com captura variando entre tipos de campanha. As estimativas foram de 407 marcados (IC95% = 277–627; CV = 22%) e 452 corrigidos (IC95% = 237–666; CV = 24%) (**Figura V.3.1-5**).

Para *T. truncatus*, o melhor modelo apontou sobrevivência e entrada variando entre campanhas, com captura também variável entre tipos de amostragem. As abundâncias foram de 9.553 marcados (IC95% = 7.840–11.697; CV = 10%) e 10.591

corrigidos (IC95% = 4.904–16.277; CV = 27%). Por fim, em *S. frontalis*, o modelo indicou sobrevivência e entrada constantes, com captura variável. As estimativas foram de 9790 indivíduos marcados (IC95% = 6.912–13.982; CV = 18%) e 10.192 corrigidos (IC95% = 6.452–13.932; CV = 18%) (**Figura V.3.1-5**).

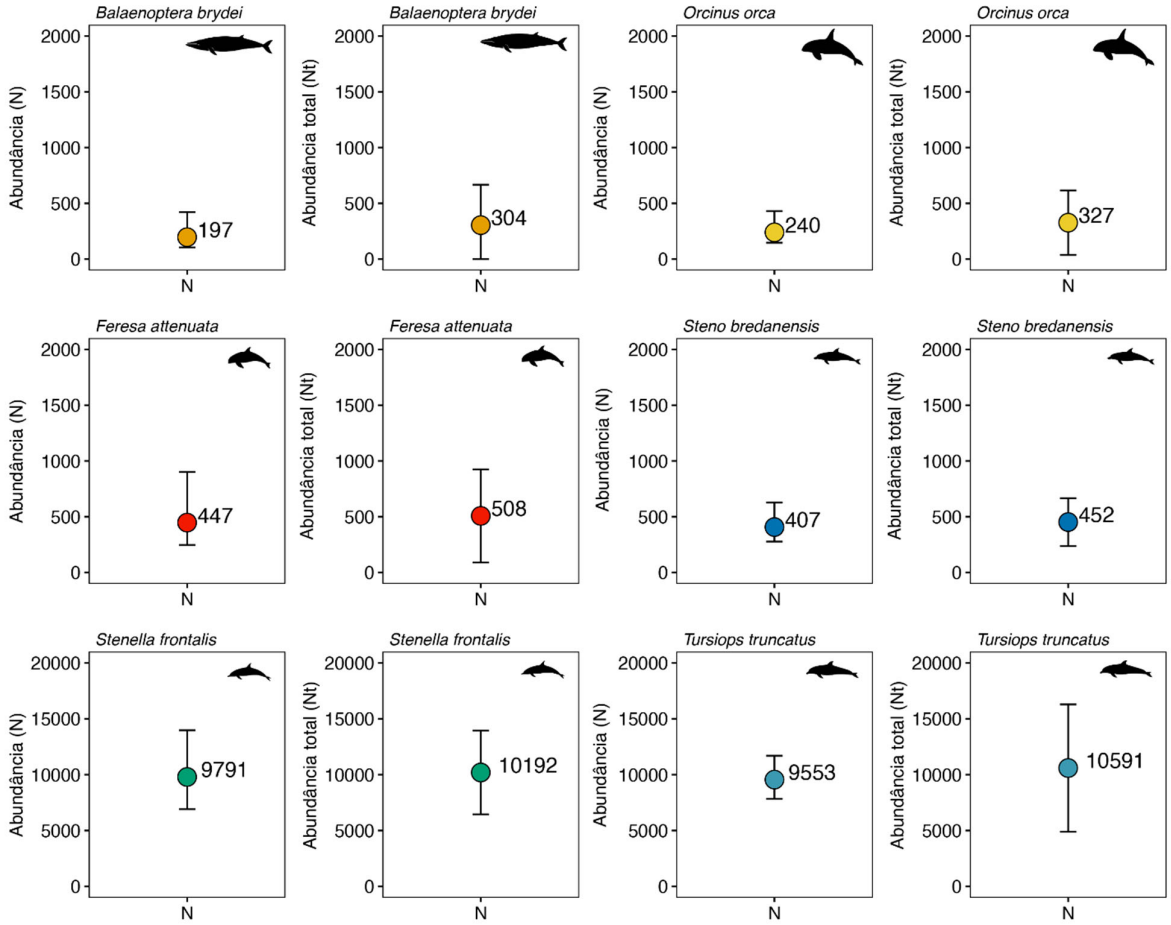


Figura V.3.1-5: *Estimativas de abundância (N) obtidas por modelos POPAN de marcação-recaptura e abundância total (Nt) corrigida pela proporção de indivíduos marcados para* ***Balaenoptera brydei, Orcinus orca, Feresa attenuata, Steno bredanensis, Tursiops truncatus*** *e* ***Stenella frontalis.***

V.3.1.1.5 Discussão - densidade e abundância

Este 10º Relatório Anual apresentou novidades com relação às estimativas de

densidade e abundância para *Megaptera novaeangliae, Stenella frontalis, Tursiops truncatus* e *Steno bredanensis,* e pela primeira vez, estimativas para *Balaenoptera brydei, Orcinus orca* e *Feresa attenuata.* Foram avaliadas a tendência populacional e distribuição espacial, e foram geradas estimativas a partir do método de marcação-recaptura, corrigidas pela proporção de indivíduos marcados na população.

Megaptera novaeangliae é a espécie de misticeto mais abundante na Bacia de Santos. Ao longo dos dez anos de PMC-BS, a maior estimativa por amostragem de distâncias foi de 6.500 baleias-jubarte durante a temporada reprodutiva de 2021, e os indivíduos se concentraram principalmente na plataforma continental da região norte. A tendência temporal nas estimativas de baleias-jubarte na Bacia de Santos reflete o crescimento populacional que vem sendo observado para a população que se reproduz no litoral brasileiro (WEDEKIN et al., 2017; PAVANATO et al., 2017), assim como movimentos de indivíduos e/ou nascimentos de outras áreas mais densamente ocupadas pela espécie ao norte da Bacia de Santos, como o Banco dos Abrolhos, que é considerado a principal área de reprodução da espécie no Brasil e apresentou um crescimento populacional menor do que em áreas adjacentes (WEDEKIN et al., 2017). Outros processos, como o aquecimento dos oceanos, poderiam fornecer condições mais propícias para a reprodução da espécie na Bacia de Santos, ou mesmo ocasionar a necessidade de alimentação suplementar para juvenis e outros indivíduos da espécie.

A estimativa para *Stenella frontalis* por amostragem de distâncias chegou a 40.000 golfinhos em uma campanha, bem acima da estimativa por marcação-recaptura, que ficou em torno de 10.000 golfinhos. A plataforma continental foi a região com maior abundância. A abundância apresentou uma flutuação sazonal entre campanhas, com maiores abundâncias na estação quente, sugerindo um padrão de movimentação desses animais, que pode estar relacionado a condições oceanográficas e núcleos de maior produtividade. Os golfinhos do gênero *Stenella* têm preferência por águas mais quentes, da Corrente do Brasil. No verão, a intensidade desta corrente é maior e provavelmente exista maior movimento de grupos de golfinhos provenientes do norte da Bacia de Santos, como as Bacias de Campos e do Espírito Santo. Além disso, a dinâmica da formação de meandros e vórtices na Corrente do Brasil, assim como a ressurgência induzida pelos ventos de

Nordeste, a qual é comum nos meses de verão, contribuem para a penetração da Água Central do Atlântico Sul (ACAS) na região da plataforma na Bacia de Santos, provendo nutrientes às águas pobres sobre a plataforma (SILVEIRA et al., 2000).

As duas abordagens metodológicas geraram estimativas de abundância bem próximas para *Tursiops truncatus* (amostragem de distâncias: 11.000 golfinhos; marcação-recaptura: 10.500 golfinhos). Esta foi a espécie com mais indivíduos fotoidentificados. A abundância flutuou entre campanhas, porém não apresentou uma sazonalidade definida como *Stenella frontalis*, sugerindo que a dinâmica das populações e os movimentos destas espécies são distintos. De qualquer forma, a plataforma continental foi a região com maior abundância, principalmente na estação quente, muito provavelmente devido à maior produtividade na região da plataforma continental no verão.

Além de *Stenella frontalis* e *Tursiops truncatus*, também foram geradas estimativas de abundância por marcação-recaptura para *Steno bredanensis, Balaenoptera brydei, Orcinus orca* e *Feresa attenuata*. No geral, todas as espécies, no contexto amostral do PMC-BS, ainda apresentam baixa ou nula probabilidade de captura. Mas para essas espécies, embora o volume de dados, e de recaptura, ainda não seja adequado para gerar estimativas de múltiplos parâmetros, foi possível gerar estimativas de abundância preliminares, que devem ser refinadas e validadas com a chegada de novos registros. Apesar de serem estimativas preliminares, elas demonstram o alto potencial do método de marcação-recaptura para estimar parâmetros populacionais em estudos de longo prazo.

V.3.2 Estimativa do tamanho efetivo da população

O tamanho efetivo (N_e) da população é um parâmetro chave a longo prazo e essencial para a genética populacional, a biologia evolutiva e a biologia da conservação, mas é difícil de estimar em muitas populações naturais, incluindo os cetáceos. Geralmente o N_e é muito menor do que o tamanho de censo (N_c), ele representa o número de indivíduos que contribuem com os genes para a próxima geração, sendo diretamente relacionado aos processos evolutivos, como taxas de deriva genética e perda de variabilidade genética, níveis de endogamia e eficácia da seleção, e é afetado pela proporção sexual, variação no sucesso reprodutivo, estrutura etária, migração e outros fatores demográficos (FRANKHAM, 2002). Portanto, as reduções em N_e estão relacionadas à redução da viabilidade populacional (LEBERG, 2005).

Vários métodos genéticos têm sido desenvolvidos para estimar N_e, sendo que algumas abordagens estimam o N_e contemporâneo e outras o N_e histórico, e a comparação de ambos pode fornecer importantes informações sobre a dinâmica populacional (se a população está crescendo ou diminuindo) (LEBERG, 2005). Além disso, se a taxa N_e/N_c é conhecida ou pode ser estimada, a estimativa de N_e pode fornecer informações sobre a abundância da população (FRANKHAM, 1995). Um dos métodos que estima o tamanho efetivo da geração parental (contemporâneo) por meio de dados genotípicos, é baseado no desequilíbrio de ligação (*linkage disequilibrium* - LD), sendo de maior interesse para as ações de manejo e gestão das espécies ameaçadas (WAPLES & ENGLAND, 2011).

Nos relatórios anteriores o tamanho efetivo contemporâneo da população foi estimado para as cinco espécies de delfinídeo (*T. truncatus*, *S. frontalis*, *S. longirostris*, *S. attenuata* e *D. delphis*) e uma espécie de misticeto (*B. borealis*) que apresentaram o maior número de amostras (número amostral maior que 20 indivíduos) coletado na Bacia de Santos pelo PMC-BS (PETROBRAS, 2022; 2023a). Dessas espécies, quatro (*T. truncatus*, *S. frontalis*, *S. longirostris* e *B. borealis*) foram amostradas neste ano. Portanto, neste 10° relatório anual a estimativa do N_e contemporâneo foi atualizada para essas quatro espécies. Além disso, foi estimado pela primeira vez o N_e contemporâneo para *S. bredanensis*. Para *S. attenuata* e *D.*

delphis é indicado consultar o 8° Relatório Anual do PMC-BS (PETROBRAS, 2023a). Adicionalmente, cada população foi avaliada para uma possível redução demográfica recente.

V.3.2.1 Análise dos dados

O programa NeEstimator v.2.01 (DO et al., 2014) foi usado para estimar o tamanho efetivo contemporâneo (N_e) das populações do golfinho-nariz-de-garrafa, do golfinho-pintado-do-Atlântico, do golfinho-rotador, do golfinho-de-dentes-rugosos e da baleia-sei com base nos dados dos locos de microssatélites dessas cinco espécies. O programa é basedo no método de desequilíbrio de ligação, e calcula estimativas separadas usando diferentes critérios para excluir alelos raros. O modelo de acasalamento aleatório e os seguintes valores críticos (P_{crit}): 0,05, 0,02 e 0,01, com intervalos de confiança de 95%, foram usados. No entanto, o valor P_{crit} de 0,02 foi escolhido para reduzir o viés para alelos de baixa frequência, fornecendo melhor precisão e estimativas mais confiáveis.

Para avaliar se essas populações sofreram uma redução demográfica recente, dois métodos implementados no programa BOTTLENECK v. 1.2.0.2 (PIRY et al., 1999) foram usados: 1) teste para um déficit de alelos raros em uma amostra de locos (método gráfico); e 2) teste para excesso de heterozigosidade observada baseado no *two-phase model* (TPM, assumindo 70% de *stepwise mutation model* e 30% de variação) através de 10.000 iterações usando o *one-tailed Wilcoxon sign-rank test*. Um nível de probabilidade abaixo de 0,05 foi considerado significativo.

V.3.2.2 Estimativas de tamanho efetivo contemporâneo da população

O N_e contemporâneo estimado para os golfinhos-nariz-de-garrafa da Bacia de Santos foi de 471 indivíduos (IC 95% = 253 - 2161; tamanho médio da amostra harmônica = 118,7) para o P_{crit} de 0,02 (**Tabela V.3.2-1)**. As análises com BOTTLENECK não forneceram evidências para uma redução demográfica recente, tanto para o teste de excesso de heterozigosidade não significativo (P = 0,191), quanto para o teste de déficit de alelos raros, com a distribuição das frequências dos alelos em forma de L.

Para os golfinhos-pintados-do-Atlântico, o N_e contemporâneo foi estimado em 475 indivíduos (IC 95% = 321 - 851; tamanho médio da amostra harmônica = 176,2) para o P_{crit} de 0,02 (**Tabela V.3.2-1)**. Apesar do teste para excesso de heterozigosidade com base no modelo TPM ter sido significativo (P = 0,009), a distribuição das frequências dos alelos foi claramente em forma de L. Além disso, uma outra análise baseada no *stepwise mutation model* (SMM) não foi significativa (P = 0,998).

O N_e contemporâneo estimado para os golfinhos-rotadores da Bacia de Santos foi de 411 indivíduos (IC 95% = 220 - 2047; tamanho médio da amostra harmônica = 81,1) para o P_{crit} 0,02 (**Tabela V.3.2-1)**. Para essa população também não houve evidências para um declínio populacional recente, sendo que o teste para excesso de heterozigosidade não foi significativo (P = 0,179) e a distribuição das frequências dos alelos foi em forma de L.

Para os golfinhos-de-dentes-rugosos da Bacia de Santos, o N_e contemporâneo foi estimado em 12 indivíduos (IC 95% = 7 - 23; tamanho médio da amostra harmônica = 19,2) para o valor crítico 0,02 (**Tabela V.3.2-1)**. Não houve evidências de redução demográfica recente para a espécie, tanto para o teste de excesso de heterozigosidade (P = 0,578), quanto para o teste de déficit de alelos raros, com a distribuição das frequências dos alelos em forma de L.

A baleia-sei foi o único misticeto que teve o N_e contemporâneo estimado, com uma estimativa de 5941 indivíduos (IC 95% = 284 - ∞; tamanho médio da amostra harmônica = 45,6) para o P_{crit} 0,02 (**Tabela V.3.2-1)**. Embora o teste de excesso de heterozigosidade baseado no modelo TPM (P = 0,004) apresentou evidência para um declínio recente da população de baleia-sei da Bacia de Santos, a distribuição das frequências dos alelos foi em forma de L e a análise baseada no SMM não foi significativa (P = 0,673). Além disso, a análise baseada no TPM assumindo 90% de *stepwise mutation model* e 10% de variação também não foi significativa (P = 0,082).

***Tabela V.3.2-1**: Estimativas de tamanho efetivo contemporâneo das populações de quatro delfinídeos (**T. truncatus**, **S. frontalis**, **S. longirostris**, e **S. bredanensis**) e um misticeto (**B. borealis**) amostrados no PMC-BS para os diferentes valores críticos (P_{crit}). IC = intervalo de confiança.*

Espécies	P_{crit} 0,01		P_{crit} 0,02		P_{crit} 0,05	
	Estimativa	IC 95%	Estimativa	IC 95%	Estimativa	IC 95%
Tursiops truncatus	448	264 - 1232	**471**	253 - 2161	1008	271 - ∞
Stenella frontalis	566	389 - 989	**475**	321 - 851	292	193 - 536
Stenella longirostris	345	216 - 773	**411**	220 - 2047	307	157 - 2038
Steno bredanensis	12	7 - 23	**12**	7 - 23	11	6 - 24
Balaenoptera borealis	∞	361 - ∞	**5941**	284 - ∞	1142	180 - ∞

Conforme esperado as estimativas de N_e contemporâneo variaram entre os diferentes valores de P_{crit} para cada espécie, exceto para *S. bredanensis*, mas a estimativa recomendada foi o P_{crit} 0,02 (destacada em negrito na **Tabela V.3.2-1**), que exclui alelos com frequências inferiores a 0,02, fornecendo melhor precisão e estimativas mais confiáveis. Dependendo das combinações entre o verdadeiro N_e, o tamanho amostral e os valores de P_{crit}, estimativas tendenciosas podem ser geradas (WAPLES et al., 2014).

O tamanho populacional mínimo viável a curto prazo (5 gerações) sugerido atualmente é de N_e > 100, e o tamanho populacional mínimo viável a longo prazo é de N_e > 1000 (FRANKHAM et al., 2014). As populações dos três delfinídeos (*T. truncatus*, *S. frontalis* e *S. longirostris*) com maior amostragem durante os dez anos do PMC-BS não sofreram um *bottleneck* genético recente e não estão ameaçadas pela depressão por endogamia (> 100), baseado nas estimativas de N_e contemporâneo para essas populações na Bacia de Santos. No entanto, as estimativas das três espécies estão abaixo do limite atual recomendado de 1000 indivíduos, considerado necessário para preservar o potencial evolutivo dessas populações.

Embora os golfinhos-de-dentes-rugosos da Bacia de Santos apresentarem uma estimativa de tamanho efetivo contemporâneo muito baixa (N_e = 12) que parece

congruente com a baixíssima diversidade genética encontrada na espécie, o tamanho amostral ainda é muito pequeno. Talmon et al. (2010) relataram que as simulações indicaram que o tamanho amostral deve ser de pelo menos 60 indivíduos para se obter estimativas mais confiáveis usando métodos de LDNe. Portanto, a estimativa de N_e para *S. bredanensis* deve ser tendenciosa e espera-se com o aumento do número amostral obter estimativa mais precisa para a espécie. Assim, essa estimativa não foi discutida nesse relatório.

Poucos estudos têm estimado o N_e contemporâneo para cetáceos, sendo a maioria para odontocetos. Por exemplo, o tamanho efetivo contemporâneo foi estimado para os golfinhos-nariz-de-garrafa do Arquipélago de Bocas Del Toro, no Panamá; para os golfinhos-chileno (*Cephalorhynchus eutropia*) na costa do Chile; para os golfinhos-burrunan (*Tursiops australis*) na costa sudeste da Austrália; para os golfinhos-de-hector (*Cephalorhynchus hectori hectori*) na Nova Zelândia; para os golfinhos-rotadores em Fernando de Noronha, e para as toninhas na costa do Espírito Santo (FMAIa) (CHARLTON-ROBB et al., 2015; PÉREZ-ALVAREZ et al., 2015; BARRAGÁN-BARRERA et al., 2017; HAMNER et al., 2017; FARIA et al., 2020; DE OLIVEIRA et al., 2020). Para os misticetos estimativas de N_e contemporâneo foram realizadas para as baleias-jubarte do Oceano Atlântico Sul Ocidental; para as baleias-fin no Golfo da California e para as baleias-de-Bryde no oeste do Oceano Pacífico Norte (CYPRIANO-SOUZA et al., 2018; RIVERA-LEÓN et al., 2019; TAGUCHI et al., 2022).

A população de *T. truncatus* do Panamá apresentou uma baixa diversidade genética e o N_e estimado variou entre 73 (IC95% = 18 - ∞) e 122 (IC95% = 22 - ∞) indivíduos para os P_{crit} 0,05 e 0,02, respectivamente (BARRAGÁN-BARRERA et al., 2017). Da mesma forma, as populações de *T. australis* do sudeste da Austrália, apresentaram baixa diversidade genética, e as estimativas de N_e foram de 81,5 (IC95% = 30 - 290) indivíduos para a população da Baía de Port Phillip e de 65,5 (IC95% = 38 - 144) indivíduos para a população dos Lagos de Gippsland para o P_{crit} de 0,05 (CHARLTON-ROBB et al., 2015). Baixas estimativas de N_e foram também encontradas tanto para os golfinhos-chilenos (N_e = 39 na área norte e N_e = 101 na área sul) quanto para os golfinhos-de-hector (N_e = 191; IC95% = 123 - 362) que possuem uma baixa diversidade genética (PÉREZ-ALVAREZ et al., 2015; HAMNER

et al., 2017).

Embora a população de *S. longirostris* de Fernando de Noranho tenha apresentado uma diversidade genética muito baixa, o tamanho efetivo contemporâneo foi estimado em 491 indivíduos (IC95% = 153 - ∞) (FARIA et al., 2020), similar ao estimado (N_e = 411) para a população da espécie na Bacia de Santos, que apresentou uma elevada variabilidade genética. A população de toninhas da FMAIa, na costa do Espírito Santo, apresentou a menor diversidade genética de todas as outras FMAs e o N_e estimado foi de 117 (IC95% = 27 - ∞) indivíduos (DE OLIVEIRA et al., 2020). Apesar de um *bottleneck* genético recente não ter sido detectado para essas populações, elas são pequenas, isoladas, geneticamente distintas e com baixos níveis de diversidade genética, apresentando um risco maior de extinção. Ao contrário, as populações de *T. truncatus*, *S. frontalis* e *S. longirostris* na Bacia de Santos têm uma alta diversidade genética mitocondrial e nuclear e os N_es estimados foram bem acima do requerido para manter a saúde genética populacional a curto prazo.

Neste 10° relatório anual o tamanho efetivo contemporâneo foi atualizado para as baleias-sei que ocorrem na Bacia de Santos. Embora a espécie ainda possua um pequeno tamanho amostral (□ 60) para estimativas mais robustas usando o método de LDNe, o N_e estimado (N_e = 5.941) está acima do limite atual recomendado de 1000 indivíduos para o tamanho populacional viável a longo prazo. Essa estimativa está de acordo com os altos níveis de diversidade genética mitocondrial e nuclear encontrados nesta população de baleia-sei. Igualmente, para as populações de baleia-jubarte do Oceano Atlântico Sul Ocidental, e de baleia-de-Bryde do centro-oeste do Oceano Pacífico Norte, que possuem uma variabilidade genética alta, as estimativas de N_e foram de 1.078 e 8.162 indivíduos, respectivamente, e estão acima do limite recomendado para preservar o potencial evolutivo dessas populações (CYPRIANO-SOUZA et al., 2018; TAGUCHI et al., 2022). Por outro lado, a população de baleia-fin do Golfo da California que possui uma baixíssima diversidade genética teve um N_e contemporâneo estimado em 360 (IC95% = 230 - 665) indivíduos (RIVERA-LEÓN et al., 2019), bem abaixo do limite recomendado.

Porém, o método de estimativa de N_e baseado em desequilíbrio de ligação presume população fechada com gerações discretas (sem sobreposição de

gerações), acasalamento aleatório e contribuição igual de indivíduos para a próxima geração, e essas suposições raramente são completamente satisfeitas em populações naturais. Além disso, uma das fontes de potencial viés é o fluxo gênico entre populações adjacentes, sendo que taxas de migração de aproximadamente 10% ou mais podem resultar em uma estimativa de N_e da metapopulação (WAPLES; ENGLAND, 2011). Portanto, a compreensão da estrutura genética populacional e das conexões migratórias dessas espécies na Bacia de Santos é fundamental para estimativas de tamanho efetivo populacional mais robustas.

Embora as taxas de N_e/N_c não sejam conhecidas para *T. truncatus* e *S. frontalis*, impossibilitando estimar a abundância, a comparação das estimativas de N_e com as estimativas de abundância (Ver item **V.3.1 Estimativas de densidade e abundância de cetáceos**) para essas duas espécies não foram corroboradas, sendo que a estimativa de abundância foi maior para *S. frontalis* (média de 19.981 indivíduos) do que para *T. truncatus* (média de 5.423 indivíduos). No entanto, enquanto as estimativas de abundância são da população atual, naquele período (curto prazo), as estimativas de N_e contemporâneo, baseadas em desequilíbrio de ligação, são da geração parental, portanto, representando o número efetivo dos pais que produziram indivíduos da amostra atual.

Apesar das estimativas do N_e contemporâneo para essas cinco espécies que ocorrem na Bacia de Santos serem preliminares, elas são importantes e auxiliarão o monitoramento dessas populações em longo prazo. Para isso, uma recomendação é a obtenção de estimativas de N_e comparáveis a cada geração das espécies, tentando também reduzir as incertezas dos parâmetros chave, como por exemplo, aumentando o número de locos de microssatélites para cada espécie e o n amostral para *S. bredanensis* e *B. borealis* da Bacia de Santos.

V.3.3 Diversidade genética

A diversidade genética é uma medida da biodiversidade, que representa a variação genética de cada espécie e é fundamental para uma população se adaptar às mudanças ambientais, isto é, representa seu potencial evolutivo (FRANKHAM et al., 2010). A redução da diversidade genética em espécies e populações é considerada uma das principais ameaças e pode aumentar o risco de extinção. Portanto, o conhecimento da diversidade genética é importante para avaliar o *status* de conservação e definir estratégias adequadas de proteção e manejo para as espécies de cetáceos que estão atualmente expostas a uma variedade de impactos antropogênicos.

Ao longo dos 10 anos do PMC-BS, os níveis de diversidade genética mitocondrial e nuclear foram estimados para cada espécie de cetáceo amostrada na Bacia de Santos, com um número amostral mínimo de cinco indivíduos. Embora com esse tamanho amostral mínimo seja possível ter uma estimativa preliminar da diversidade genética, um tamanho amostral entre 10 e 50 indivíduos é requerido para estimativas mais realísticas (TAKEZAKE; NEI, 1996). Portanto, para as espécies de cetáceos bem-amostradas foi considerado um tamanho amostral de pelo menos 10 indivíduos.

Amostras duplicadas (reamostragem ou recaptura do mesmo indivíduo) não foram incluídas nas análises seguintes.

V.3.3.1 Diversidade genética mitocondrial

O número de haplótipos e os índices de diversidade genética para a região controle do DNA mitocondrial (DNAmt), como diversidade haplotípica (h) e nucleotídica (π), foram estimados usando o programa DNASP 6.12.1 (ROZAS et al., 2017).

Esse ano apenas quatro espécies de delfinídeos (*Tursiops truncatus*, *Stenella frontalis*, *S. longirostris* e *Steno bredanensis*) dentre as bem-amostradas foram biopsiadas. Conforme descrito nos relatórios anteriores, a espécie com o maior número amostral do PMC-BS foi o golfinho-pintado-do-Atlântico (*S. frontalis*). Do total de 187 amostras coletadas ao longo dos 10 anos, seis foram duplicadas e removidas

das análises seguintes. O alinhamento das 181 sequências da região controle do DNAmt (685 pares de base) resultou em 19 haplótipos definidos por 22 sítios polimórficos. O golfinho-nariz-de-garrafa (*T. truncatus*) foi a segunda espécie mais amostrada com 130 amostras coletadas, sendo que 127 forneceram sequências de alta qualidade para a região controle do DNAmt. Após a remoção de quatro amostras duplicadas, o alinhamento de 123 sequências (676 pares de base) resultou em 20 haplótipos definidos por 39 sítios polimórficos (**Tabela V.3.3-1**).

O golfinho-rotador foi a terceira espécie de cetáceo mais amostrada (n = 86) do PMC-BS, sendo que oito amostras foram coletadas nesse ano, mas nenhuma com haplótipo novo. Conforme descrito nos Relatórios Anuais anteriores, para as outras espécies de delfinídeos não houve amostras duplicadas (exceto duas de golfinho-rotador (*S. longirostris*) e uma de golfinho-pintado-pantropical (*S. attenuata*)) e o número de haplótipos variou de dois (*Globicephala macrorhynchus*) a 31 (*S. longirostris*). Entretanto, o alinhamento das sequências das 16 amostras de orca (*Orcinus orca*) resultou em apenas um haplótipo (**Tabela V.3.3-1**).

Dentre as espécies de misticeto, esse ano apenas a baleia-sei (*Balaenoptera borealis*) e a baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*) foram biopsiadas, sendo que a primeira foi a espécie de baleia mais amostrada durante os 10 anos do PMC-BS, com um total de 49 amostras obtidas, para as quais foram detectados 28 haplótipos (708 pares de base) definidos por 21 sítios polimórficos.

A baleia-jubarte é a segunda espécie de baleia mais amostrada, com 44 amostras obtidas (incluindo três amostras coletadas na costa norte de Santa Catarina), sendo que 43 forneceram sequências de alta qualidade para a região controle do DNAmt e três duplicadas foram removidas das análises seguintes. Oito amostras foram coletadas nesse ano, mas nenhuma com haplótipo novo. Portanto, nas 40 amostras foram encontrados 28 haplótipos (690 pares de base) definidos por 44 sítios polimórficos (**Tabela V.3.3-1**). Vinte e um haplótipos já haviam sido previamente encontrados nessa população de baleia-jubarte que frequenta o litoral brasileiro, considerada estoque reprodutivo A (CYPRIANO-SOUZA et al., 2017).

O número de haplótipos e as diversidades haplotípicas (h) e nucleotídicas (π) para cada espécie, com um número amostral mínimo de 5 indivíduos, são apresentadas na **Tabela V.3.3-1**, sendo que as duas espécies de misticetos e as

quatro de odontocetos amostradas nesse ano estão destacadas em negrito.

De acordo com os Relatórios Anuais anteriores e Consolidado do PMC-BS (PETROBRAS, 2021c; 2022; 2023; 2024), dentre os odontocetos bem-amostrados (n > 10 amostras), *S. clymene* foi a espécie que apresentou a maior diversidade haplotípica (h = 0,952) e *S. longirostris* a maior diversidade nucleotídica (π = 1,70%), enquanto *Steno bredanensis* apresentou a menor diversidade haplotípica (h = 0,705) e *D. delphis* a menor diversidade nucleotídica (π = 0,18%). Para as espécies de misticetos bem amostradas (n > 10 amostras), enquanto *M. novaeangliae* e *B. borealis* exibiram uma diversidade genética elevada, *B. brydei* apresentou uma diversidade genética mitocondrial muito baixa (h = 0,257 e π = 0,13%).

Tabela V.3.3-1: *Diversidade do DNA mitocondrial das espécies de cetáceos amostradas na Bacia de Santos. n = número de amostras, Seq. (pb) = sequência em pares de bases, S = sítios polimórficos, H = haplótipos, h = diversidade haplotípica, π = diversidade nucleotídica (%).*

Espécie	n	Seq. (pb)	S	H	h	π %
Eubalaena australis	4	682	18	3	-	-
Balaenoptera musculus	4	698	19	4	-	-
Balaenoptera physalus	8	694	13	6	0,929	0,69
Balaenoptera borealis	**49**	**708**	**21**	**28**	**0,963**	**0,85**
Balaenoptera brydei	15	677	6	3	0,257	0,13
Balaenoptera bonaerensis	9	720	29	9	1,000	1,20
Megaptera novaeangliae	**40**	**690**	**44**	**28**	**0,981**	**1,41**
Physeter macrocephalus	5	731	3	2	0,400	0,16
Orcinus orca	16	668	-	1	-	-
Peponocephala electra	5	700	7	4	0,900	0,48
Globicephala macrorhynchus	19	696	2	2	0,105	0,00
Tursiops truncatus	**123**	**675**	**39**	**20**	**0,869**	**1,26**
Steno bredanensis	**20**	**659**	**7**	**6**	**0,705**	**0,31**
Sotalia guianensis	2	704	-	1	-	-
Stenella frontalis	**181**	**685**	**22**	**19**	**0,823**	**0,55**
Stenella longirostris	**84**	**686**	**47**	**31**	**0,943**	**1,70**
Stenella attenuata	21	698	14	5	0,714	0,54
Stenella clymene	15	684	22	10	0,952	0,97
Delphinus delphis	33	696	9	10	0,782	0,18

V.3.3.2 Diversidade genética nuclear

Neste relatório a diversidade genética nuclear foi atualizada para quatro espécies de delfinídeo (*T. truncatus*, *S. frontalis*, *S. longirostris* e *S. bredanensis*) e duas espécies de misticeto (*B. borealis* e *M. novaeangliae*) que foram amostradas nesse ano, sendo que todas estão dentre as bem-amostradas.

O programa MICRO-CHECKER, versão 2.2.3, foi usado para identificar possíveis alelos nulos (alelos não amplificados) e erros de genotipagem para os locos de microssatélites (VAN OOSTERHOUT et al., 2004). Para a análise o programa requer um número amostral mínimo de 10 indivíduos. Então somente as espécies bem-amostradas (n > 10 amostras) foram avaliadas. Nenhuma evidência de erro de genotipagem foi encontrada nos locos analisados para as seis espécies (quatro delfinídeos e dois misticetos). Embora tenha havido indicação de alelos nulos para alguns locos (D08, TexVet5 e TexVet7) em *T. truncatus* e *S. frontalis*, eles não foram excluídos das análises posteriores porque a remoção desses locos não afeta os resultados.

A identidade de genótipos (identificação individual) foi investigada por meio do programa GENECAP (WILBERG & DREHER, 2004), o qual compara cada genótipo com todos os outros para determinar aqueles que são idênticos (recaptura ou repetição). O programa também calcula a probabilidade de identidade ($P_{(ID)}$ e $P_{(ID)sib}$).

Conforme descrito nos Relatórios Anuais anteriores e Consolidado do PMC-BS (PETROBRAS, 2019; 2020, 2021c; 2022; 2023a), foram identificados genótipos idênticos para indivíduos de *S. frontalis*; *T. truncatus*; *S. longirostris*; *M. novaeangliae*; *Physeter macrocephalus*; *S. attenuata*; *B. physalus* e *B. musculus*. Todos os indivíduos que tiveram genótipos idênticos apresentaram os mesmos haplótipos e sexo, confirmando reamostragem do mesmo indivíduo. Todas as reamostragens foram durante a mesma avistagem, exceto o único caso de recaptura em diferentes avistagens de um indivíduo de *S. longirostris*.

Não foram identificados genótipos idênticos entre as amostras das outras espécies, portanto, os genótipos das 683 amostras de cetáceos (incluindo as três baleias-jubarte (GM1 a GM3) amostradas no norte de Santa Catarina) coletadas na Bacia de Santos correspondem a 660 indivíduos diferentes.

A diversidade genética nuclear foi estimada como número de alelos por loco (K), número médio de alelos por loco (A), heterozigozidade observada (H_O) e esperada (H_E), supondo equilíbrio de Hardy-Weinberg para cada um dos locos, usando o programa CERVUS, versão 3.0 (KALINOWSKI et al., 2007), para as espécies com um número amostral mínimo de cinco indivíduos, e cada amostra contendo pelo menos seis locos de microssatélites.

O **Anexo V.3.3-1** (**Volume II**) exibe o número de alelos por loco (K) para cada espécie. Todas as espécies apresentaram todos ou a maioria dos locos polimórficos. A **Tabela V.3.3-2** apresenta o número médio de alelos por loco (A), a heterozigozidade observada (H_O) e a esperada (H_E) para as 16 espécies com um número amostral mínimo de cinco indivíduos, sendo que as duas espécies de misticetos e as quatro de odontocetos amostradas nesse ano estão destacadas em negrito.

De acordo com os Relatórios Anuais anteriores do PMC-BS (PETROBRAS, 2022; 2023a; 2024a), dentre os três misticetos bem-amostrados (n > 10 amostras), o número de alelos por loco (exceto o loco EV37 de *B. brydei* que foi monomórfico) variou de 2 (EV94) em *B. brydei* a 19 (EV37) em *B. borealis* (**Volume II: Anexo V.3.3-1**). A baleia-sei continua sendo a espécie de misticeto com maior diversidade genética nuclear (A = 12,88 e H_O = 0,786), enquanto a baleia-de-Bryde apresenta a menor diversidade (A = 4,00 e H_O = 0,447) (**Tabela V.3.3-2**).

Dentre as nove espécies (quatro amostradas nesse ano) de odontocetos bem-amostradas (n > 10 amostras), o número de alelos por loco (exceto o loco MK6 de *S. bredanensis* que foi monomórfico) variou de 2 (TexVet7 e D08, respectivamente em *S. bredanensis* e *O. orca*) a 25 (EV1 em *S. frontalis*) (**Volume II: Anexo V.3.3-1**). Enquanto *S. longirostris* apresenta o maior número médio de alelos por loco (A = 13,55) e *G. macrorhynchus* a maior heterozigozidade média observada (H_O = 0,782), *S. bredanensis* apresentou a menor diversidade genética nuclear (A = 4,77 e H_O = 0,422) (**Tabela V.3.3-2**).

Tabela V.3.3-2: *Diversidade dos locos de microssatélites dos cetáceos amostrados na Bacia de Santos. n = número de amostras, N = número de locos, A = número médio de alelos por loco, H_O = heterozigozidade observada, H_E = heterozigozidade esperada, $P_{(ID)}$ e $P_{(ID)sib}$ = probabilidades de identidade.*

Espécie	n	N	A	H_O	H_E	$P_{(ID)}$	$P_{(ID)sib}$
Balaenoptera physalus	8	9	8,80	0,787	0,859	$2,16 \times 10^{-13}$	$6,15 \times 10^{-5}$
Balaenoptera borealis	**49**	**9**	**12,88**	**0,786**	**0,822**	$\mathbf{5,10 \times 10^{-14}}$	$\mathbf{7,29 \times 10^{-5}}$
Balaenoptera brydei	14	9	4,00	0,447	0,523	$6,73 \times 10^{-6}$	$5,18 \times 10^{-3}$
Balaenoptera bonaerensis	9	9	8,44	0,836	0,871	$1,08 \times 10^{-13}$	$5,55 \times 10^{-5}$
Megaptera novaeangliae	**43**	**9**	**10,77**	**0,718**	**0,793**	$\mathbf{1,58 \times 10^{-12}}$	$\mathbf{1,24 \times 10^{-4}}$
Physeter macrocephalus	5	10	3,40	0,645	0,654	$2,19 \times 10^{-7}$	$1,19 \times 10^{-3}$
Orcinus orca	16	10	5,10	0,488	0,577	$9,20 \times 10^{-8}$	$1,24 \times 10^{-3}$
Peponocephala electra	5	9	4,22	0,688	0,676	$1,43 \times 10^{-7}$	$1,47 \times 10^{-3}$
Globicephala macrorhynchus	19	8	8,38	0,782	0,813	$2,39 \times 10^{-10}$	$3,73 \times 10^{-4}$
Tursiops truncatus	**125**	**8**	**13,12**	**0,725**	**0,819**	$\mathbf{2,42 \times 10^{-11}}$	$\mathbf{2,47 \times 10^{-4}}$
Steno bredanensis	**20**	**9**	**4,77**	**0,422**	**0,490**	$\mathbf{2,48 \times 10^{-6}}$	$\mathbf{5,91 \times 10^{-3}}$
Stenella frontalis	**181**	**10**	**13,50**	**0,742**	**0,826**	$\mathbf{5,97 \times 10^{-14}}$	$\mathbf{2,77 \times 10^{-5}}$
Stenella longirostris	**84**	**9**	**13,55**	**0,708**	**0,801**	$\mathbf{2,37 \times 10^{-13}}$	$\mathbf{9,88 \times 10^{-5}}$
Stenella attenuata	21	10	11,30	0,776	0,841	$1,77 \times 10^{-14}$	$2,76 \times 10^{-5}$
Stenella clymene	15	10	11,70	0,769	0,881	$1,69 \times 10^{-15}$	$1,69 \times 10^{-5}$
Delphinus delphis	33	8	8,87	0,678	0,767	$9,28 \times 10^{-10}$	$5,42 \times 10^{-4}$

V.3.3.3 Discussão sobre diversidade Genética

Este 10° relatório anual atualizou a diversidade genética para quatro espécies de delfinídeo (*T. truncatus*, *S. frontalis*, *S. longirostris* e *S. bredanensis*) e duas de misticeto (*M. novaeangliae* e *B. borealis*). O tamanho amostral para essas espécies não aumentou consideravelmente nesse ano, exceto para *S. frontalis* (n = 13) e para *B. borealis* (n = 9) que possuíram uma maior amostragem e consequentemente novos haplótipos de DNAmt. Um novo haplótipo foi também encontrado para *T. truncatus*, mas para as outras três espécies não houve alteração dos resultados anteriores. Portanto, neste relatório vamos dar ênfase na discussão para essas espécies. Para as demais espécies é indicado consultar o 8° e 9° Relatório Anual do PMC-BS (PETROBRAS, 2023a; 2024a).

Conforme discutido nos Relatórios Anuais anteriores do PMC-BS (PETROBRAS,

2022; 2023a, 2024a), ambos os marcadores, mitocondrial e nuclear, revelaram moderados a altos níveis de diversidade genética para três (*T. truncatus*, *S. frontalis* e *S. longirostris*) dessas quatro espécies de odontocetos bem-amostradas na Bacia de Santos, similares aos níveis encontrados em outras populações dessas espécies (OREMUS et al., 2007; QUEROUIL et al., 2007; 2010; CABALLERO et al., 2013; LOUIS et al., 2014; LOWTHER-THIELEKING et al., 2015; VIRICEL; ROSEL, 2014). Altos valores de diversidade genética são típicos de grandes populações panmíticas, que apresentam altos níveis de mobilidade em seu habitat.

Os indivíduos de *T. truncatus* amostrados até o momento, na plataforma continental mais próximos a costa e na área oceânica do Talude da Bacia de Santos, foram identificados tanto pela morfologia (conforme SIMÕES-LOPES et al., 2019) quanto pela genética como pertencentes ao ecótipo oceânico ou subespécie *T. truncatus truncatus* (ver PETROBRAS, 2022; 2023a). Embora nesse ano foram coletadas oito amostras e apenas um indivíduo apresentou um novo haplótipo (HT20), os golfinhos-nariz-de-garrafa amostrados durante os 10 anos de PMC-BS apresentaram uma alta variabilidade genética, corroborando àquela encontrada na subespécie, principalmente no grupo amostrado nas Bacias de Campos e Santos (OLIVEIRA et al., 2019; COSTA et al., 2021).

Stenella frontalis foi a espécie mais amostrada no PMC-BS, sendo coletadas mais 13 amostras nesse ano, e apresentou uma moderada diversidade genética, não corroborando as baixas diversidades haplotípica e nucleotídica do DNAmt encontradas na população que ocorre no sul-sudeste do Brasil de um estudo recente (DO AMARAL et al., 2021). Por outro lado, os níveis de diversidade genética são similares àqueles encontrados nas populações do leste e oeste do Golfo do México e na população que ocorre na plataforma continental no oeste do Oceano Atlântico Norte (VIRICEL; ROSEL, 2014).

Embora oito amostras de *S. longirostris* tenham sido coletadas esse ano e não houve haplótipo novo, a espécie apresentou os mais altos níveis de diversidade genética de todas as espécies de odontocetos amostrados na Bacia de Santos, e similares àqueles das populações da espécie no Arquipélago da Sociedade (Polinésia Francesa), nas Ilhas Mariana, nas Ilhas Samoa e no Arquipélago de Maiote, característico de uma população maior panmítica (OREMUS et al., 2007; ANDREWS

et al., 2013; MARTIEN et al., 2014; VIRICEL et al., 2016). Em contrapartida, um estudo genético recente revelou que a população de *S. longirostris* do Arquipélago de Fernando de Noronha, Oceano Atlântico Sul Ocidental, tem a mais baixa diversidade genética mitocondrial de todas as populações da espécie no mundo, e que essa população tem um maior isolamento genético do que as outras populações de ilhas de diferentes bacias oceânicas (FARIA et al., 2020).

Apenas duas amostras de *S. bredanensis* foram coletadas nesse ano e não houve haplótipo novo. Além disso, é importante destacar que a espécie foi o delfinídeo bem-amostrado com a menor diversidade genética mitocondrial (exceto para *O. orca* e *G. macrorhynchus*) e nuclear, e similar ao que foi encontrado para as populações das Ilhas da Sociedade para a região controle do DNAmt, e das Ilhas Samoa para microssatélites (ALBERTSON et al., 2017). A espécie está classificada como "Baixo Risco" (LC) na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN (KISZKA et al., 2020) e como "Deficiente em Dados" (DD) no Brasil, e seus hábitos costeiros no Atlântico Sul Ocidental fazem a espécie mais suscetível a ameaças antrópicas, tais como degradação de habitat, poluição química e sonora, e emalhamento em redes de pesca.

Nesse ano, um total de nove amostras de *B. borealis* foram coletadas e cinco novos haplótipos foram encontrados, sendo quatro exclusivos de quatro indivíduos e um compartilhado por dois indivíduos. As baleias-sei que ocorrem na Bacia de Santos, Oceano Atlântico Sul Ocidental, apresentaram altos níveis de diversidade genética mitocondrial e nuclear, os quais foram muito maiores do que aqueles das populações do Oceano Atlântico Norte e do Pacífico Norte (HUIJSER et al., 2018). Este resultado indica que a população de *B. borealis* do Atlântico Sul manteve uma alta variabilidade genética mesmo sendo mais explorada pela caça comercial. No Oceano Atlântico Sul, as capturas de baleias-sei ocorreram desde a Península Antártica até o norte do Brasil, sendo as maiores capturas feitas por frotas pelágicas antárticas que mataram cerca de 130.000 baleias nas águas ao sul de 40° S (HORWOOD, 1987).

Conforme apresentado nos relatórios anteriores, as baleias-jubarte amostradas na Bacia de Santos fazem parte do estoque reprodutivo A. Apesar de somente três amostras terem sido coletadas nesse ano e não houve haplótipo novo, a espécie

apresentou a maior diversidade genética mitocondrial de todas as espécies de misticetos amostrados na Bacia de Santos, e apresentou uma alta diversidade genética tanto mitocondrial quanto nuclear, similar às outras populações de *M. novaeangliae* do Hemisfério Sul. Cypriano-Souza et al. (2017) sugerem que, embora a caça comercial tenha reduzido essas populações durante o século XX, a ausência de perda da diversidade genética nessas populações deve-se à curta duração do *bottleneck* (~ três gerações), à longevidade da espécie (provavelmente mais que 70 anos (GABRIELLE et al., 2010) e ao tamanho populacional mínimo absoluto alcançado (N_{min} = 500 em 1950, de acordo com ZERBINI et al., 2011).

V.3.4 Proporção sexual

A estimativa da proporção sexual em populações de mamíferos é um parâmetro muito importante para a compreensão do comportamento reprodutivo, da dinâmica populacional, incluindo a tendência à dispersão por sexo, e da densidade demográfica (BROWN et al., 1991). Embora assuma-se que a proporção sexual esperada seja de 1:1 (mesmo número de fêmeas e machos) em populações naturais, em cetáceos essa proporção desvia da taxa esperada de 1:1 para muitas populações (CASTILHO et al., 2015; GREEN et al., 2011; KELLAR et al., 2013).

Como a maioria das espécies de cetáceos não apresenta um dimorfismo sexual evidente, e está limitado ao tamanho do corpo, a presença de filhote, no caso de fêmea com filhote, e a localização das regiões genital e anal, o sexo pode ser determinado a partir de amostras de biópsia coletadas dos indivíduos através da análise de regiões sexo-específicas no DNA.

Durante os dez anos do PMC-BS, o DNA das amostras de biópsia foi amplificado para os genes Sry (macho específico) e ZFX/ZFY (fêmea e macho) seguindo o protocolo de Gilson et al. (1998). O produto amplificado foi verificado em gel de agarose (1,5%) e o sexo dos indivíduos amostrados foi identificado como macho (duas bandas) ou fêmea (uma banda).

Um total de 673 amostras das 683 (incluindo as três baleias-jubarte (**GM1 a GM3**) amostradas no norte de Santa Catarina), coletadas nas Campanhas de Telemetria e de Avistagem Embarcada e MAP, tiveram o sexo determinado geneticamente, resultando na identificação de 362 fêmeas e 311 machos.

Após a identificação das 21 espécies de cetáceos e a identificação individual para cada amostra (ver **item V.3.3** Diversidade Genética), 20 amostras identificadas como reamostragem (cinco fêmeas e 14 machos) ou recaptura do mesmo indivíduo (uma fêmea de *S. longirostris*) foram removidas, resultando em 653 indivíduos sexados (356 fêmeas e 297 machos). A **Tabela V.3.4-1** e a **Figura V.3.4-1** apresentam o número de machos e fêmeas para cada espécie amostrada. A proporção sexual foi estimada para cada espécie bem-amostrada (número amostral maior que dez indivíduos) e comparada à proporção esperada de 1:1 usando um Teste Binomial Exato.

Tabela V.3.4-1: *Número de machos e fêmeas identificados geneticamente e proporção sexual (F:M = fêmeas para machos) para cada espécie amostrada nas campanhas de Telemetria e de Avistagem Embarcada e MAP do PMC-BS. *Inclui 2 amostras (1 macho e 1 fêmea) coletadas no norte do estado de Santa Catarina.*

Espécie	Macho	Fêmea	Total	Proporção (F:M)	Valor de p
Eubalaena australis	2	2	4	-	-
Balaenoptera musculus	1	3	4	-	-
Balaenoptera physalus	4	4	8	-	-
Balaenoptera borealis	**24**	**25**	**49**	1,04:1	1,000
Balaenoptera brydei	5	9	14	1,80:1	0,424
Balaenoptera acutorostrata	0	1	1	-	-
Balaenoptera bonaerensis	5	4	9	-	-
Megaptera novaeangliae*	**25**	**13**	**38**	1:1,92	0,073
Physeter macrocephalus	0	5	5	-	-
Orcinus orca	12	3	15	1:4	**0,035**
Pseudorca crassidens	0	2	2	-	-
Peponocechala electra	1	3	4	-	-
Globicephala macrorhynchus	11	8	19	1:1,37	0,648
Tursiops truncatus	**53**	**72**	**125**	1,35:1	0,107
Steno bredanensis	**8**	**12**	**20**	1,5:1	0,503
Sotalia guianensis	1	1	2	-	-
Stenella frontalis	**89**	**92**	**181**	1,03:1	0,882
Stenella longirostris	**28**	**56**	**84**	2:1	**0,0029**
Stenella attenuata	8	13	21	1,62:1	0,383
Stenella clymene	5	10	15	1,80:1	0,302
Delphinus delphis	15	18	33	1,20:1	0,728
Total	297	356	653	-	-

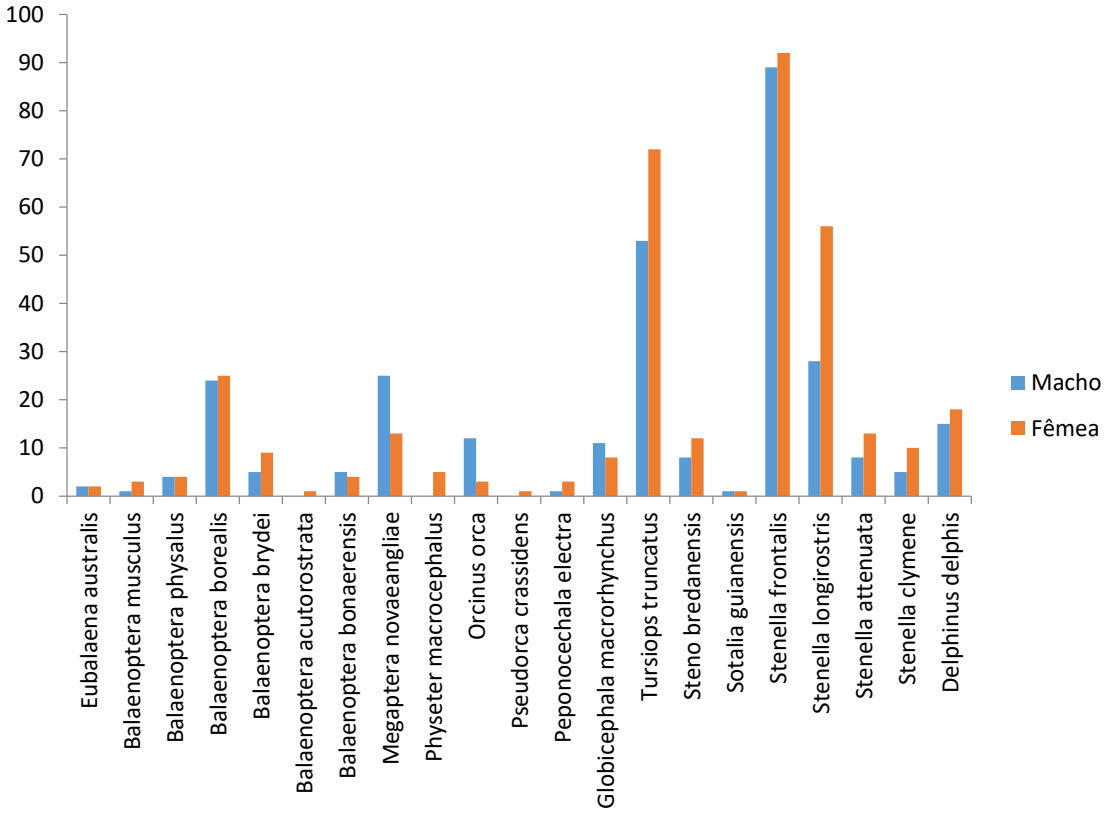


Figura V.3.4-1: *Frequência de machos e fêmeas identificados geneticamente para cada espécie de cetáceo amostrada nas campanhas de Telemetria e de Avistagem Embarcada e MAP durante o PMC-BS.*

Nesse ano seis espécies de cetáceos foram amostradas, sendo dois misticetos (*B. borealis* e *M. novaeangliae*) e quatro odontocetos (*T. truncatus*, *S. bredanensis*, *S. frontalis*, e *S. longirostris*) (destacadas em negrito na **Tabela V.3.4-1**). Todas essas espécies foram bem-amostradas (n > 10 indivíduos) durante os dez anos do PMC-BS. Conforme descrito nos Relatórios Anuais anteriores do PMC-BS (PETROBRAS, 2022; 2023a; 2024a), a maioria das espécies bem-amostradas apresentou um número maior de fêmeas, principalmente os delfinídeos do gênero *Stenella*, *T. truncatus*, *S. bredanensis* e *D. delphis*, além de um misticeto bem-amostrado (*B. brydei*) (**Figura V.3.4-1)**. No entanto, somente em *S. longirostris* a proporção sexual foi significativamente enviesada para fêmeas (2:1; P = 0,0029), diferindo da taxa esperada de 1:1.

V.3.4.1 Discussão sobre proporção sexual

Como este 10° relatório anual atualizou a proporção sexual para seis espécies de cetáceos (*T. truncatus*, *S. bredanensis*, *S. frontalis*, *S. longirostris*, *M. novaeangliae* e *B. borealis*), vamos dar ênfase na discussão para essas espécies, exceto para *S. bredanensis e B. borealis* que não possuem dados sobre proporção sexual na literatura. Para as demais espécies é indicado consultar o 8° e 9° Relatório Anual do PMC-BS (PETROBRAS, 2023a; 2024a).

A proporção sexual encontrada para as mesmas espécies de delfinídeos tem variado conforme cada população. Por exemplo, para *T. truncatus* não foi encontrado desvios significativos da proporção sexual de 1:1 para os ecótipos costeiro (1,43:1 para machos) e oceânico (1,17:1 para fêmeas) da costa da California e para o ecótipo oceânico (subespécie *T. truncatus truncatus*) no sul do Brasil (1,25:1 para machos) (LOWTHER-THIELEKING et al., 2015; FRUET et al., 2017). Já nas populações oceânicas da espécie no Arquipélago de São Pedro e São Paulo (1,8:1) e no Arquipélago dos Açores (2,8:1) a proporção sexual foi enviesada para machos (QUEROUIL et al., 2007; CASTILHO et al., 2015). Os golfinhos-nariz-de-garrafa amostrados na Bacia de Santos embora tiveram um número ligeiramente maior de fêmeas (1,35:1) a diferença da taxa de 1:1 não foi significativa.

Da mesma forma, enquanto essa proporção é ligeiramente enviesada para fêmeas de *S. frontalis* no Golfo do México (1,2:1), e na Ilha de Grande Bahamas (1,4:1) (GREEN et al., 2011; VIRICEL; ROSEL, 2014), a razão sexual foi maior para machos na Ilha da Madeira (3,3:1) e no Arquipélago dos Açores (1,3:1) (QUEROUIL et al., 2010a). Os golfinhos-pintados-do-Atlântico da Bacia de Santos apresentaram uma diferença muito pequena do número de fêmeas (somente três há mais) para machos, além disso, a proporção (1,03:1) não diferiu significantemente da taxa esperada de 1:1.

Para as populações de *S. longirostris* no Arquipélago da Sociedade, Polinésia Francesa, e no Arquipélago de Fernando de Noronha a razão sexual foi maior para machos (1,7:1 e 1,6:1, respectivamente) (OREMUS et al., 2007; FARIA et al., 2020). No entanto, na Bacia de Santos a espécie foi a única com a proporção sexual significativamente enviesada para fêmeas (2:1; P = 0,0029).

Kellar et al. (2013) sugeriram que as diferenças na proporção sexual observadas para a mesma espécie de diferentes populações, ou espécies semelhantes em morfologia e comportamento, podem estar relacionadas com alguma tendência na amostragem (evitar biopsiar fêmeas com filhotes, e/ou biopsiar somente animais em comportamento de *bow-riding*) ou outros fatores como localização geográfica e tamanho do grupo. Embora o estudo não tenha encontrado evidências definitivas de que a amostragem por biópsias pode ser tendenciosa na estimativa da proporção sexual, os autores descobriram que esse parâmetro varia em relação às espécies, plataformas e localização geográfica, e sugerem que outros parâmetros, como maturidade sexual e estrutura etária devam também ser investigados em relação a esses fatores.

Conforme discutido nos Relatórios Anuais anteriores do PMC-BS (PETROBRAS, 2022; 2023a; 2024a), a baleia-jubarte apresentou um número maior de machos (**Figura V.3.4-1**), mas a proporção sexual não diferiu significantemente da taxa esperada de 1:1 para a espécie (**Tabela V.3.4-1)**. Embora tenha sido relatado uma proporção maior de machos de baleia-jubarte nas áreas de reprodução e uma proporção maior de fêmeas ou uma taxa de 1:1 nas áreas de alimentação (OLAVARRIA et al., 2007; CARVALHO et al., 2014; SCHMITT et al., 2014), para a população de baleias-jubarte que frequenta o litoral do Brasil, considerada estoque reprodutivo A, essa taxa não diferiu da taxa esperada de 1:1 (CYPRIANO-SOUZA et al., 2017).

V.3.5 Tamanho e índices corporais por fotogrametria

Até o momento, foram realizadas medições de tamanho via fotogrametria de 152 indivíduos, de nove espécies distintas. Os dados compreendem espécies de médio e grande porte, como sumarizado na **Figura V.3.5-1**.

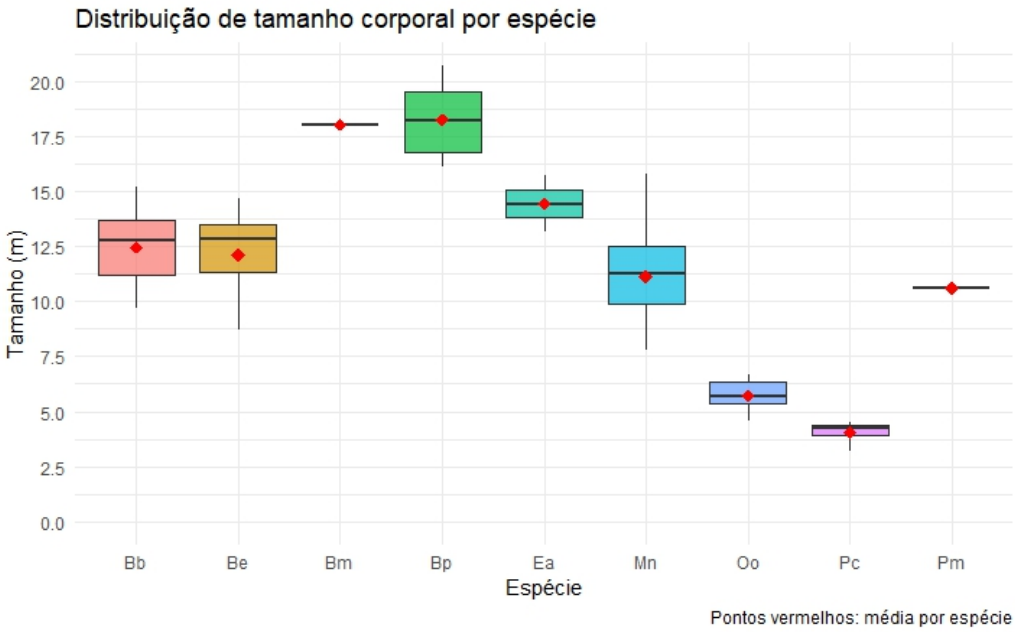


Figura* V.3.5-*1: *Distribuição dos tamanhos mensurados para cada espécie, com mediana e média (ponto vermelho), sendo elas:* ***Balaenoptera borealis*** *(Bb, n = 27),* ***Balaenoptera brydei*** *(Be, n = 12),* ***Balaenoptera musculus*** *(Bm, n = 1),* ***Balaenoptera physalus*** *(Bp, n = 19),* ***Eubalaena a****ustralis (Ea, n = 2),* ***Megaptera novaeangliae*** *(Mn, n = 76),* ***Orcinus orca*** *(Oo, n = 10),* ***Pseudorca crassidens*** *(Pc, n = 4) e* ***Physeter macrocephalus*** *(Pm, n = 1).*

A espécie com maior quantidade de animais mensurados até o momento é a baleia-jubarte (*Megapetera novaeangliae*), com 76 indivíduos no total, com intervalo de 3,72 à 15,76 m (média = 11,11 m; DP = ± 1,93). De acordo com os tamanhos, os indivíduos foram classificados nas seguintes classes etárias: 3 a 7,5 m, filhote; de 7,51 a 11,19 m, juvenil; e 11,20 m em diante, adultos. A amostragem registrou todas

as faixas etárias, sendo: dois indivíduos filhotes (2,7%), 35 juvenis (46%) e 39 adultos (51,3%) (**Figura V.3.5-2**).

A baleia-jubarte é uma espécie que pode atingir tamanho máximo de 18,6 m (registro histórico; CARWARDINE, 2019), contudo, no presente estudo, o maior indivíduo do estoque reprodutivo “A” chegou aos 15,76 m. Segundo a bibliografia, os tamanhos máximos mais comuns estão na casa dos 16 m. Para os estoques reprodutivos estudados na Austrália, estoque “E1” (costa Leste) e estoque “D” (costa Oeste), os tamanhos máximos registrados ficam em torno dos 17,10 metros (RUSSEL et al., 2024), e para o estoque reprodutivo “G”, que migra para a costa da Colômbia, o tamanho máximo registrado foi de 15,5 m (BERNIER-GRAVELINE et al., 2025).

A baleia-jubarte é uma das espécies mais estudadas de baleia no mundo. Após a proibição da caça, os estoques de baleia-jubarte vêm notadamente crescendo. Para o estoque reprodutivo “A”, as estimativas populacionais estão aumentando, chegando à numeros estimados à população pré-caça (BORTOLOTTO et al., 2016; PAVANATO et al., 2017; ZERBINI et al., 2019). Desta maneira, espera-se que a população amostrada atualmente seja composta por grande parte de indivíduos juvenis e adultos. Possivelmente, animais com tamanho máximo além dos 17 metros podem ser mais frequentes amostrados.

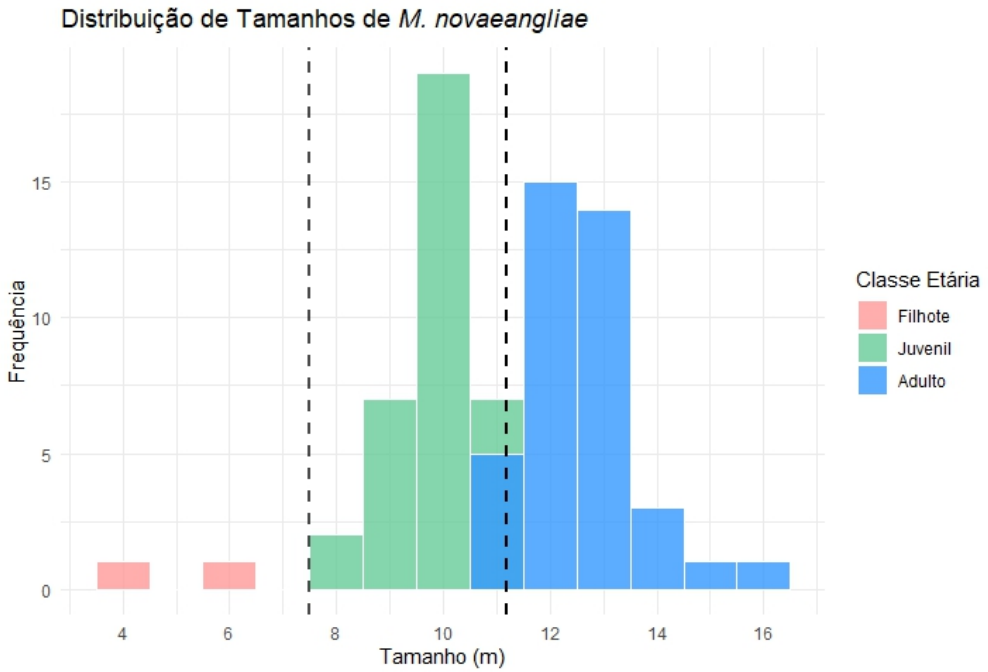


Figura* V.3.5-2:** *Distribuição dos tamanhos mensurados de* ***M. novaeangliae*, de acordo com sua classe etária. A linha tracejada representa os tamanhos de corte de cada classe: filhotes ≤ 7,5 m (n = 2); juvenis ≥ 7,51 e ≤ 11,19 m (n = 35); e adultos ≥ 11,20 m.*

A baleia-sei, *Balaenoptera borealis,* é a terceira maior baleia em comprimento, contudo, uma das menos estudadas dentre a Família Balaenopteridae (PRIETO et al., 2012). Esta, teve o segundo maior número de indivíduos medidos pelo PMC-BS, totalizando 27 animais (**Figura V.3.5-3**), com intervalo de 9,71 a 15,17 m (média = 12,46 m, DP = ± 1,5). A maturidade sexual é atingida em machos com tamanhos entre 13,4 e 13,8 m, e fêmeas com 14,1 m (BEST; LOCKYER, 2002; LOCKYER, 1974). Como o sexo dos indivíduos mensurados não foi identificado, a linha de corte entre juvenis e adultos foi 13,8 m. Desta maneira, 22 indivíduos foram classificados como juvenis (81,5%), e apenas cinco como adultos (18,5%). As baleias sei do Hemisfério Sul tem o potencial de chegar a tamanhos maiores do que as do Hemisfério Norte, com o registro confiável de uma fêmea atingindo 19,5 m de comprimento (HORWOOD, 1987). Contudo, esses animais maiores fazem parte de registros históricos do período da caça à baleia. O tamanho dos indivíduos atualmente variam

de acordo com o sexo: as fêmeas, quando adultas, atingem entre 15,2 e 15,8 m e os machos entre 14,5 e 15 m, uma variação de 0,5 a 0,6 metros entre os sexos (HORWOOD, 1987).

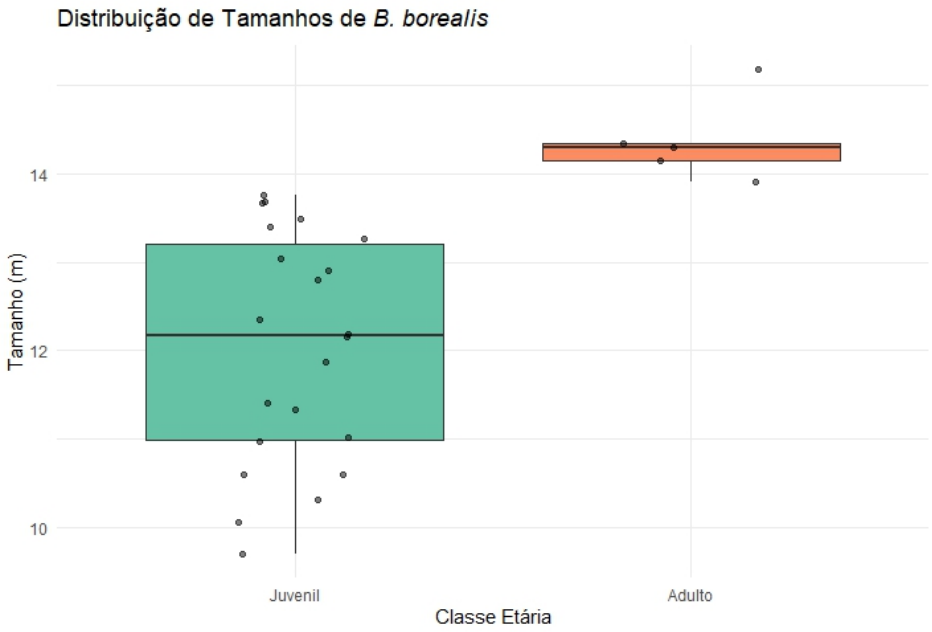


Figura* V.3.5-*3: *Distribuição dos tamanhos mensurados de* ***B. borealis****, de acordo com sua classe etária. O tamanho que dividiu as classes foi de 13,8 m, uma média entre machos e fêmeas. Foram 27 animais mensurados, onde: juvenis ≤ 13,8 m (n = 22); e adultos ≥ 13,8 m.*

A baleia-fin*, Balaenoptera physalus*, é a segunda espécie que atinge maior comprimento corporal dentre as baleias. No presente estudo, foram mensurados 19 animais, com intervalo de 16,1 a 20,7 m (média = 18,25 m, DP = ± 1,53; **Figura V.3.5-4**). Há uma breve distinção entre tamanhos dos animais do Hemisfério Sul para o Hemisfério Norte, sendo que os animais do Hemisfério Sul podem atingir até 26 m de comprimento. Machos costumam atingir 23 - 25 m, enquanto as fêmeas, 24-26 m (CARWARDINE, 2019). Filhotes nascem em média com 6,5 m (CARWARDINE, 2019). A maturidade sexual é atingida aos 19 metros em machos e 20 em fêmeas, aos aproximados 6-7 anos e 7-8 anos respectivamente (LOCKYER, 1972). Um estudo de fotogrametria aérea, realizado com a população de baleia-fin no mar Mediterrâneo,

mediu 82 indivíduos, obtendo tamanhos corporais variando entre 9,49 e 24,45 m (média = 16,38 m, DP = 2,49; MÉSZÁROS et al., 2025).

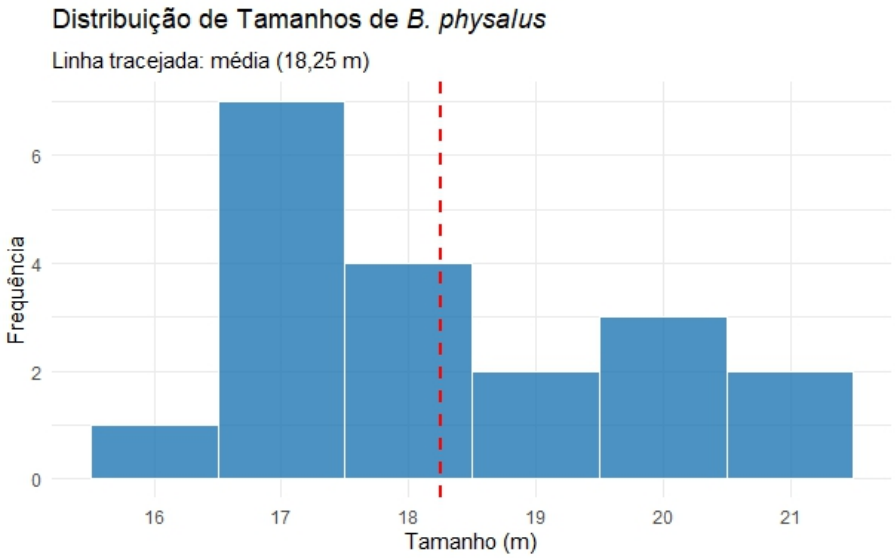


Figura* V.3.5-*4: *Distribuição dos 19 indivíduos mensurados de* ***B. physalus****, 16,1 a 20,7 m (média = 18,25 m, DP = ± 1,53).*

Balaenoptera brydei é uma espécie de grande porte e pode atingir o comprimento máximo de 16,5 m (JEFFERSON et al., 2015). Os filhotes nascem com 4 metros e o tamanho médio quando adulto é de 15 metros de comprimento. As fêmeas costumam ser ligeiramente maiores do que os machos, que atingem o tamanho máximo de 14,5 metros de comprimento (CARWARDINE, 2019). A maturidade sexual ocorre aproximadamente aos sete anos de idade, machos com aproximadamente 11 - 11,4 metros e fêmeas 11,6 - 11,8 m (BEST, 1977). No PMC-BS, foram mensuradas 12 baleias-de-bryde. Os tamanhos variaram de 8,7 a 14,66 m (média = 12,11, DP ± 2,04). De acordo com a composição de grupo, foi possível identificar o tamanho de duas fêmeas (12,11 e 13,37 m) acompanhadas dos respectivos filhotes (8,71 e 8,71 m). Junto à menor fêmea com filhote havia um escorte de 13,46 m. Dentre os três indivíduos de tamanho corporal menor (dois filhotes acompanhados de mãe), há mais um registro de um indivíduo com 9,45 m, o qual se encontrava sozinho, desta maneira pode ser classificado como indivíduo juvenil. (**Figura V.3.5-5)**.

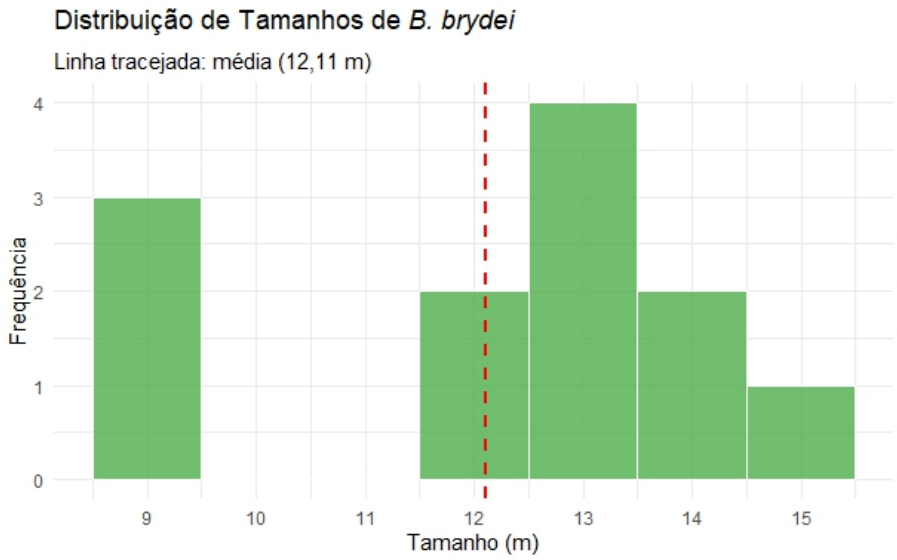


Figura* V.3.5-*5: *Distribuição dos tamanhos de* ***B. brydei*** *da Bacia de Santos. Foram 12 indivíduos amostrados (8,7 a 14,66 m, média = 12,11, DP ± 2,04).*

Orcinus orca são animais de médio porte e variam de tamanho de acordo com seu ecótipo. Na costa do Brasil, acredita-se que o ecótipo A seja o mais comum, embora haja registros de migração do ecótipo B da Antártica para o sul do Brasil (DURBAN; PITMAN, 2012). O tipo A é conhecido por ser morfologicamente maior, com fêmeas atingindo 6,4 m e os machos podendo atingir 9 m de comprimento (CARWARDINE, 2019). No PMC-BS, foram mensurados 10 indivíduos, com tamanhos variando de 3,17 a 8,23 m (média = 5,74, DP ± 1,34). Conforme o dimorfismo sexual da espécie, indivíduos adultos puderam ser classificados como machos (n = 26,65 e 8,23 m), fêmeas (n = 6; 5,32 a 6,37 m) e não identificado (n = 2; 3,13 e 4,58), no caso de filhote ou indivíduo muito jovem. (**Figura V.3.5-6)**.

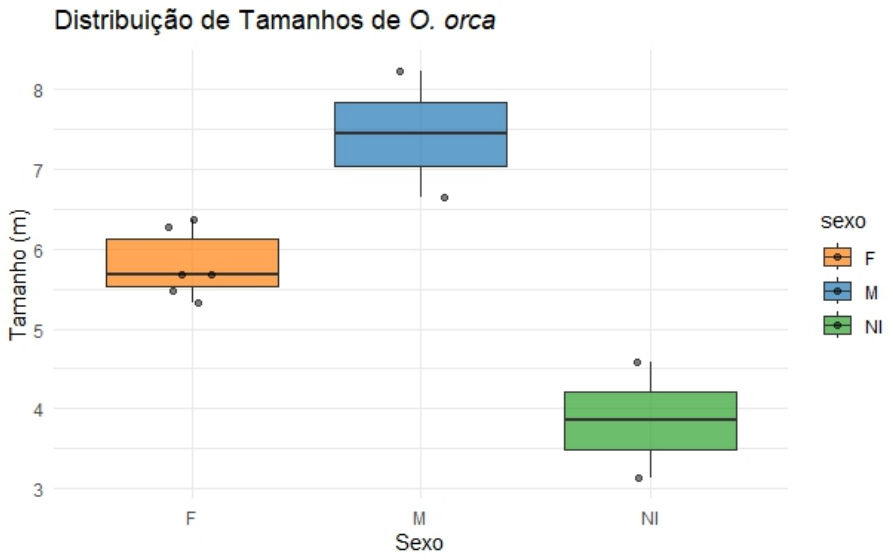


Figura* V.3.5-6:** *Distribuição dos tamanhos de* ***O. orca *da Bacia de Santos classificados por sexo (machos n = 2; fêmeas n= 6; e não identificado n = 2). Foram 10 indivíduos amostrados (3,13 a 8,23 m, média = 5,74, DP ± 1,34).*

As falsas-orcas (*Pseudorca crassidens*) são animais de médio porte e corpo delgado, com os machos podendo chegar aos 6 m de comprimento e fêmeas aos 5,1 m (CARWARDINE, 2019). No presente estudo, foram mensurados quatro indivíduos, com 3,21 a 4,54 m (média = 4,06, DP ± 0,59). O único indivíduo de *Balaenoptera musculus* mediu 18,04 metros, o que também sugere ser um juvenil, já que a maturidade sexual ocorre com aproximadamente 23 metros (MIZROCH et al., 1984). Estudos genéticos sugerem que a subespécie que ocorre na Bacia de Santos seja a baleia azul Antártica (*B. m. intermedia*), a maior das subespécies, podendo atingir 29 m de comprimento, com registro histórico de tamanho máximo de 33,58 m (CARWARDINE, 2019).

A baleia-franca, *Eubalaena australis*, é uma espécie também classificada de grande porte. As fêmeas da espécie podem atingir até 17 m, contudo o tamanho médio é de 16,5 m de comprimento (CARWARDINE, 2019), atingindo a maturidade sexual a partir do nono ano de vida (PAYNE et al., 1990). Os machos atingem 16 m (CARWARDINE, 2019). No PMC-BS, foram mensuradas duas fêmeas adultas de 13,15 e 15,71 m de comprimento. O sexo foi identificado através de análises

genéticas, coletadas através de biópsias. A cachalote, *Physeter macrocephalus,* é o maior animal da subordem Odontoceti, com com fêmeas atingindo o tamanho máximo de 11 metros e os machos podendo atingir 18 metros de comprimento (BEST, 1979). Até o presente momento, um cachalote foi mensurado pelo PMC-BS, com 10,59 m e sexo não identificado (a maturidade física é atingida em fêmeas aos 10,6 m, e nos machos, ao atingirem os 14 m; BEST et al., 1984; RICE, 1989).

V.3.5.1 Índice de Condição Corporal (ICC)

Baseado nas medidas de proporção do somatório das larguras do tronco do animal (head-tail-range, entre 30% e 80%) e o comprimento total do corpo (área de superfície), foram gerados índices de condição corporal baseado na área de superfície (ICC-BAI) para três espécies: baleia-sei (*B. borealis*), baleia-fin (*B. physalus*) e baleia-azul (*B. musculus intermedia*). Os dados de condição corporal de um indivíduo, ou de uma população, são indicativos que revelam a saúde daquele estoque. A relação tamanho e capacidade de estocar energia (volume corporal) está diretamente relacionada ao sucesso reprodutivo em cetáceos (CHRISTIANSEN et al., 2018). Uma população monitorada ao longo do tempo pode revelar aspectos de saúde, crescimento, qualidade nutricional e resiliência da espécie (HARWOOD et al., 2015). As informações do presente estudo são inéditas para as populações de baleia que migram para a costa do Brasil e servirão como base para estudos futuros.

V.3.5.1.1 Balaenoptera borealis

No total, foram geradas 11 medidas de ICC-BAI de baleia-sei (**Figura V.3.5-7**). As medidas de comprimento total dos indivíduos amostrados variaram entre (9,32 a 13,69 m, média = 10,85, DP = 1,37), gerando assim um índice que variou de 10,9 a 13,28 (média = 11,87, DP = 0,80). A amostra é representada majoritariamente por indivíduos juvenis, levando em conta que fêmeas atingem a maturidade sexual aos 14,10 e machos com 13,6 m (BEST; LOCKYER, 2002; LOCKYER, 1974). Estudos voltados a condição corporal de baleia-sei são escassos, contudo, sabe-se que a

condição corporal de baleia-sei varia significativamente de acordo com maturidade sexual, onde fêmeas sexualmente maduras apresentam melhor condição se comparado com fêmeas prenhes ou lactantes, e machos sexualmente maduros apresentam uma condição menor se comparado a fêmeas sexualmente imaturas (KONISHI, 2016). Dessa maneira, releva-se a importância de identificar o sexo do animal e sua classificação etária, para entender a variação do índice corporal da população em foco.

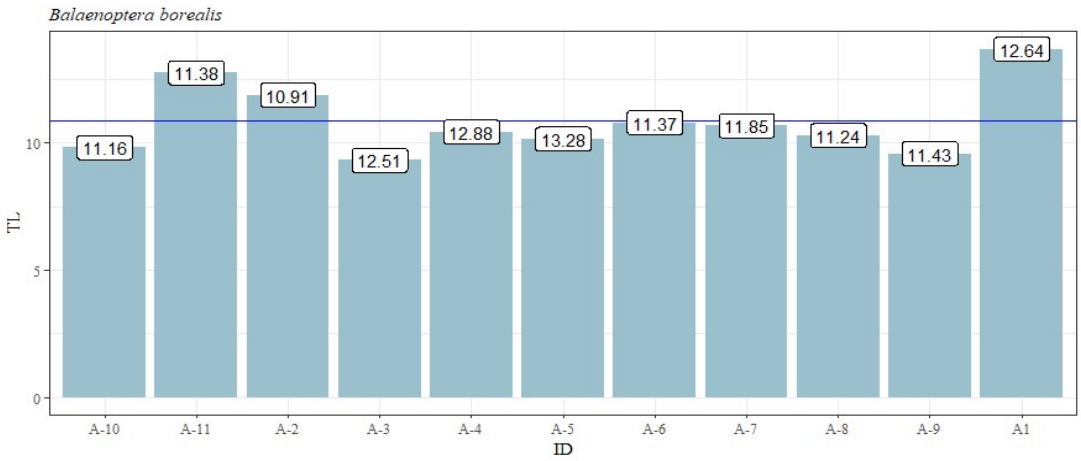


Figura* V.3.5-7*: *Distribuição dos tamanhos dos 11 indivíduos (9,32 a 13,69 m) de baleia-sei com relação ao ICC-BAI. O ICC-BAI variou entre 10,9 a 13,28. A linha azul representa a média (média = 11,87, DP = 0,8).*

V.3.5.1.2 Balaenoptera physalus

Foram obtidos 17 índices de condição corporal para a espécie. O ICC-BAI variou entre 9,69 e 11,76 (média = 10,51, DP = 0,63) entre indivíduos de 15,48 a 20,94 m (média = 18,41 m, DP = 1,59). Levando em conta a escassez de dados sobre a condição corporal de populações de baleia-fin, sabe-se que o índice varia de acordo entre os sexos, esse estando atrelado às diferentes taxas de crescimento MÉSZÁROS et al., 2025). As informações geradas no presente estudo compõem a

base de dados para comparações e investigação da população que migra para a costa do Brasil ao longo do tempo.

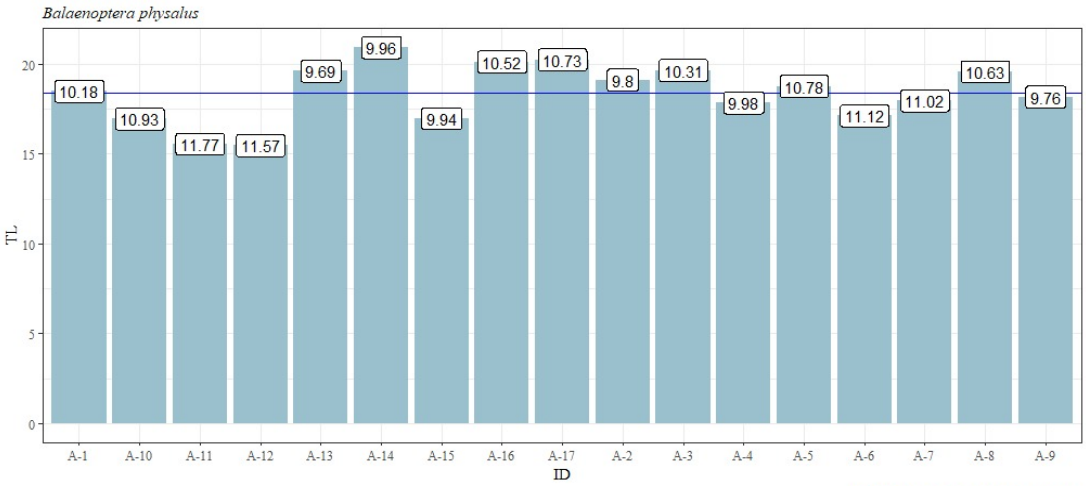


Figura* V.3.5-8*: *Distribuição dos tamanhos dos 17 indivíduos mensurados (15,48 a 20,94 m, média = 18,41 m, DP = 1,59) de baleia-sei com relação ao ICC-BAI. O ICC-BAI variou entre 9,69 a 11,76. A linha azul representa a média (média = 10,51, DP = 0,63).*

V.3.5.1.3 Balaenoptera musculus

Apenas um indivíduo de baleia-azul foi mensurado até o presente momento. O animal de 18,06 m teve um ICC-BAI de 10,76. Este dado constitui o primeiro acesso à condição corporal para a população de baleias-azul do Atlântico Sul, que foi fortemente afetada pela caça industrial da baleia.

V.3.5.1.4 Considerações finais:

As fotogrametrias realizadas pelo PMC-BS forneceram dados inéditos sobre o tamanho corporal e a condição fisiológica de diversas espécies de cetáceos na Bacia de Santos, incluindo tanto indivíduos juvenis quanto adultos reprodutivos — grupos particularmente sensíveis às pressões antrópicas associadas às atividades offshore. Os juvenis, em especial, representaram uma proporção significativa da amostragem,

como observado na baleia-sei (*Balaenoptera borealis*), em que 81,5% dos indivíduos medidos pertencem a essa classe etária. Essa predominância de juvenis é relevante, pois esses indivíduos apresentam maior vulnerabilidade a colisões com embarcações devido ao comportamento exploratório e à menor capacidade de evasão. Além disso, são cruciais para a renovação populacional, de modo que impactos sobre essa faixa etária podem comprometer a resiliência futura das populações.

A ocorrência de fêmeas de *B. brydei* acompanhadas de filhotes reforça a necessidade de atenção especial a pares mãe-filhote, sobretudo em espécies sabidamente envolvidas em migrações reprodutivas, como a baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*). Por sua vez, indivíduos de baleia-jubarte, baleia-fin (*B. physalus*) e baleia-azul (*B. musculus*) foram registrados em tamanhos compatíveis com a maturidade sexual, indicando a presença de animais adultos potencialmente reprodutivos — indivíduos-chave para o sucesso demográfico e a estabilidade a longo prazo dessas populações.

Nesse contexto, o uso combinado de fotogrametria e índices de condição corporal (ICC) representa uma ferramenta poderosa para detectar precocemente sinais de estresse populacional. Variações no ICC podem refletir mudanças na disponibilidade de presas, exposição a ruído crônico ou outros tipos de perturbação, servindo como indicadores indiretos da saúde do ambiente. Monitorar tendências temporais no ICC e na estrutura etária das populações pode, portanto, oferecer subsídios valiosos para a avaliação de impactos cumulativos das atividades de exploração e produção de petróleo na região.

Os dados gerados pelo PMC-BS sobre ICC e estrutura etária são inéditos para o Atlântico Sul Ocidental e representam um avanço importante no monitoramento de grandes cetáceos. Sua incorporação aos programas de monitoramento ambiental de empresas e órgãos reguladores é recomendada, especialmente em áreas de elevada sobreposição entre presença de cetáceos e operações offshore. Ademais, investimentos em tecnologias não-invasivas, como biometria aérea e inteligência artificial para reconhecimento individual e triagem automática de ICC, podem ampliar significativamente a escala e a eficiência do monitoramento, contribuindo para uma gestão mais proativa e baseada em evidências.

V.4 Padrões comportamentais

V.4.1 Comportamento de mergulho

O mergulho e o uso vertical dos habitats marinhos são características importantes do comportamento dos cetáceos. Todos os cetáceos utilizam a superfície marinha quando respiram, mas diversas espécies utilizam também estratos mais profundos dos mares. A forma como as espécies utilizam a coluna d'água está fortemente relacionada com a sua ecologia, como a localização de suas presas, e as suas adaptações para suportar a pressão e a apneia. Assim, o comportamento de mergulho de cada espécie, ou mesmo população, está fortemente influenciado por uma variedade de fatores, incluindo aspectos do ambiente e da fisiologia das espécies (STEWART, 2009).

O tamanho do indivíduo, a idade e o sexo são fatores que influenciam a capacidade de mergulho, enquanto variações nictemerais, sazonais ou interanuais influenciam na abundância e distribuição de suas presas na coluna d'água. A combinação destes fatores é que definirá como os indivíduos utilizarão a coluna d'água (BAIRD et al. 2002, 2005). Mergulhos mais longos, seja para alimentação ou durante a migração, no caso das espécies migratórias de misticetos, tendem a ser seguidos por uma série de curtos intervalos respiratórios antes do início de outro mergulho prolongado (BERTA; SUMICH, 1999). Isso se deve principalmente a questões fisiológicas, relativas às trocas gasosas.

Foram obtidas informações sobre o comportamento de mergulho de 13 espécies, sendo sete misticetos (*Eubalaena australis*, *Balaenoptera musculus*, *B. physalus, B. brydei, B. borealis, B. bonaerensis* e *Megaptera novaeangliae*) e seis odontocetos, incluindo o cachalote (*Physeter macrocephalus*) e cinco delfinídeos (*Tursiops truncatus, Orcinus orca, Globicephala macrorhynchus, Pseudorca crassidens* e *Grampus griseus*) (**Tabela V.4.1-1**). Não houve transmissão de informações de mergulho para *Peponocephala electra* e *Steno bredanensis*, embora tenham sido transmitidas informações de posição geográfica dos indivíduos marcados. Este fato pode estar associado ao curto período de permanência do transmissor nestes indivíduos e à posição do transmissor no corpo do animal, fatores que podem reduzir

a janela de tempo disponível na superfície para o envio de dados. Vale destacar que os dados de posição são sempre priorizados no envio. Para alguns indivíduos, de diferentes espécies, que se movimentaram muito próximo à costa, os mergulhos considerados inconsistentes (profundidade de mergulho maior do que a profundidade local) foram retirados das análises (associado à imprecisão em escala fina das bases de dados de batimetria). Para alguns indivíduos não houve a transmissão das planilhas que armazenam os dados de mergulho (*Behavior),* fazendo com que o tamanho amostral na análise dos mergulhos de algumas espécies tenha sido menor do que na análise de movimentos.

Neste relatório são apresentadas informações mais detalhadas sobre comportamento de mergulho apenas para aquelas espécies que tiveram novos indivíduos marcados no último ano (2024). Neste último ano foram marcados nove novos indivíduos, de quatro espécies de misticetos, para os quais foram analisadas as informações de mergulho, incluindo *Eubalaena australis* (1), *Balaenoptera physalus* (1), *Balaenoptera brydei* (1) e *Balaenoptera borealis* (6) **Tabela V.4.1-1**. Para as demais espécies é indicado consultar os relatórios anteriores (PETROBRAS, 2024; 2025).

Tabela V.4.1-1: *Características dos mergulhos das espécies marcadas com transmissores satelitais ao longo de nove anos de PMC-BS. Os valores mínimos entre parênteses indicam qual a profundidade mínima definida na análise para considerar uma imersão como sendo um mergulho.*

Espécie	Duração (minutos) (média ± desvio padrão) máxima	Profundidade (metros) (média ± desvio padrão) máxima
Família Balaenidae		
Eubalaena australis (mínimo = 10 metros)	4,3 ± 3,3 42,3	38,2 ± 20,7 225,5
Família Balaenopteridae		
Balaenoptera musculus (mínimo = 10 metros)	6,7 ± 4,4 23,9	42,1 ± 44,3 387,5
Balaenoptera physalus (mínimo = 10 metros)	5,8 ± 3,8 32,7	22,4 ± 17,5 209,5
Balaenoptera borealis (mínimo = 10 metros)	4,1 ± 3,1 20,9	17,4 ± 15,1 193,5
Balaenoptera brydei (mínimo = 10 metros)	4,7 ± 2,9 14,9	40,2 ± 37,2 165,5
Balaenoptera bonaerensis (mínimo = 5 metros)	4,3 ± 3,9 24,3	19,1 ± 17,4 181,5
Megaptera novaeangliae (mínimo = 10 metros)	3,5 ± 2,8 26,8	37,8 ± 35,9 443,5

Espécie	Duração (minutos) (média ± desvio padrão) máxima	Profundidade (metros) (média ± desvio padrão) máxima
Família Physeteridae		
Physeter macrocephalus (mínimo = 10 metros)	18,1 ± 19,6 65,8	283,5 ± 364,7 1.447,5
Família Delphinidae		
Orcinus orca (mínimo = 5 metros)	3,8 ± 2 17,5	26,2 ± 37,5 403,5
Globicephala macrorhynchus (mínimo = 5 metros)	5,2 ± 5,0 24,6	63,6 ± 117,5 959,5
Grampus griseus (mínimo = 5 metros)	1,9 ± 1,9 8,6	32,7 ± 48,1 185,5
Pseudorca crassidens (mínimo = 5 metros)	1,9 ± 0,9 4,9	9,1 ± 10,6 70,5
Tursiops truncatus (mínimo = 1,5 metros)	1,5 ± 0,9 8,1	16,4 ± 20,8 114,5

Comportamento de mergulho por espécie

Misticetos – Família Balaenidae

Baleia-franca, ***Eubalaena australis***

Foram obtidas informações para três fêmeas, marcadas em 2022, 2023 e 2024, com um total de 5.594 mergulhos registrados. A profundidade máxima de mergulho foi maior do que até então registrado, chegando a 225,5 m (mergulho tipo U), associado ao movimento migratório do PTT 244931, assim como a duração, que chegou a 42,3 min (mergulho tipo V) (**Figura V.4.1-1**).

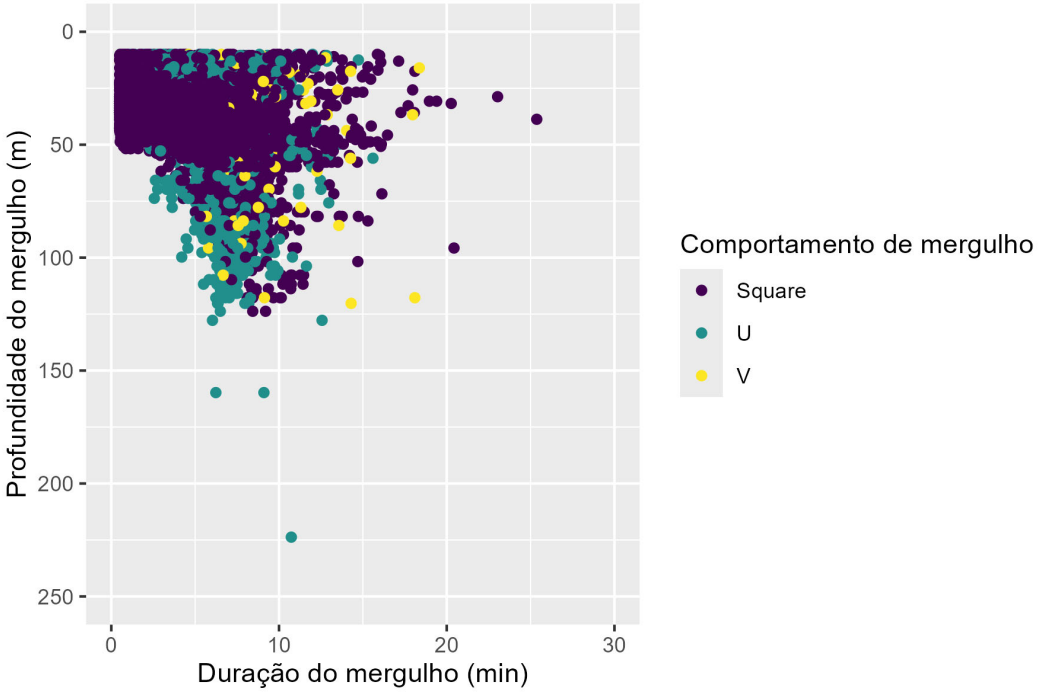
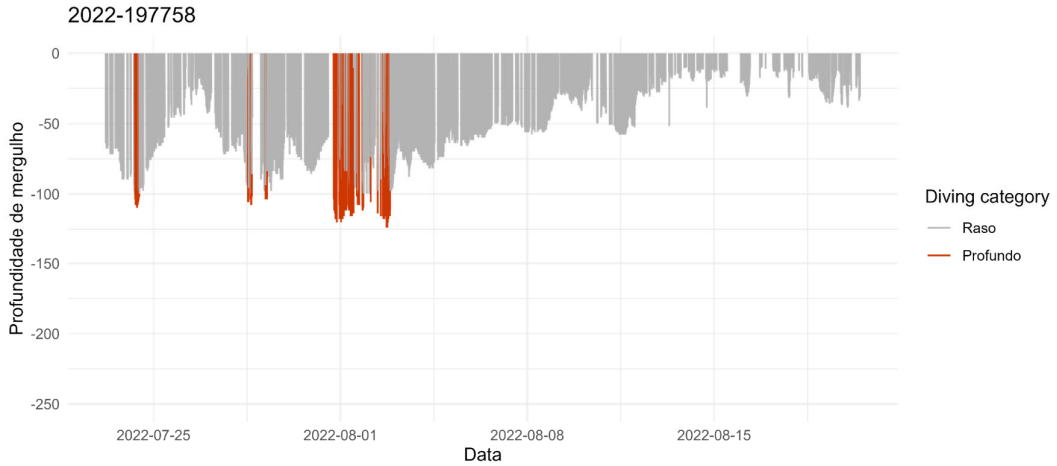


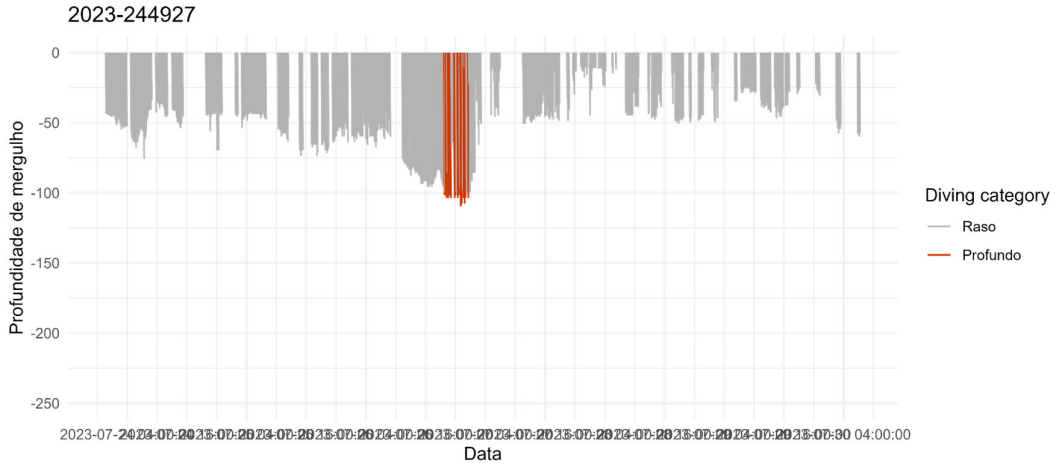
Figura V.4.1-1: *Profundidade e duração dos diferentes tipos de mergulho registrados para três fêmeas de* ***Eubalaena australis*** *marcadas com transmissores satelitais pelo PMC-BS.*

Considerando todos os tipos de mergulho, se manteve o padrão de mergulhos diurnos mais profundos do que os noturnos (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$).

Os mergulhos com mais de 100 m de profundidade corresponderam a cerca de 1,74 % do total de mergulhos registrados, um valor proporcionalmente menor ao que havia sido registrado até 2023, e foram associados ao período de permanência na

região de Cabo Frio, ao deslocamento entre esta região e Santa Catarina e também ao movimento migratório, que foi o caso do PTT 244931.A fêmea PTT 197758 foi reduzindo a profundidade dos mergulhos na medida em que se aproximou da principal área de reprodução da espécie no litoral brasileiro, no sul de Santa Catarina, permanecendo nessa região com mergulhos muito rasos, em sua grande maioria chegando a menos de 30 m de profundidade. Isso sugere que ela estivesse em atividade reprodutiva, possivelmente acompanhada de um filhote neste período. De maneira similar, a fêmea PTT 244297 também passou a realizar mergulhos mais rasos à medida em que se aproximou do Banco dos Abrolhos, que é a principal área de reprodução de baleias-jubarte, *Megaptera novaeangliae*.





INTERNA

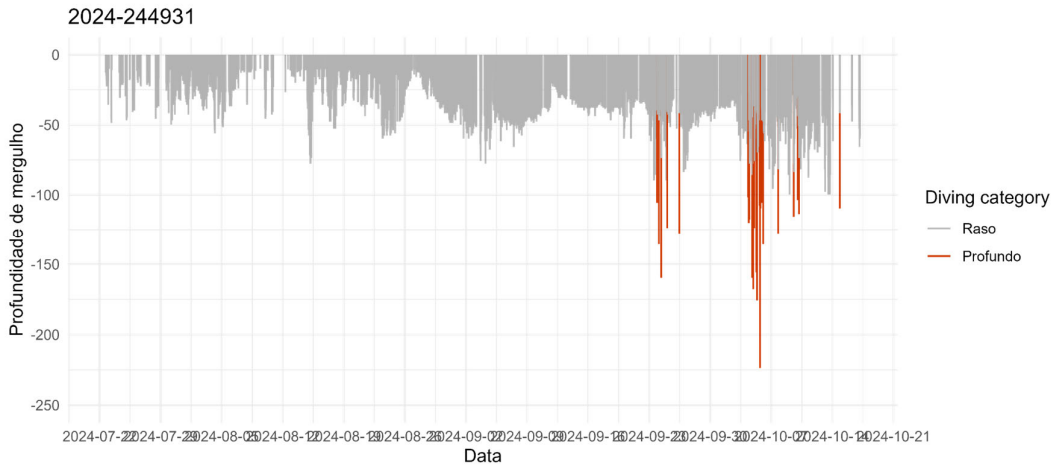


***Figura V.4.1-2**: Perfil de mergulho de três indivíduos de **Eubalaena australis** marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS. Tipo de mergulho: raso < 100 m; profundo ≥ 100 m.*

Em área reprodutiva no Atlântico Norte não houve diferença na profundidade de mergulho entre o período noturno e diurno (DOMBROSKI et al., 2021), diferente do observado na Bacia de Santos. Contudo, cabe salientar que nem todos os registros aqui analisados corresponderam ao comportamento das fêmeas na área reprodutiva, o que pode ter influenciado o resultado.

O comportamento de mergulho da fêmea no litoral de Santa Catarina segue o esperado para a espécie em áreas reprodutivas, com a realização de mergulhos rasos. Considerando ainda seus movimentos restritos nesta região, é provável que esta fêmea estivesse com um filhote neste período (RENAULT-BRAGA et al., 2022; RENAULT-BRAGA et al., 2023). No Atlântico Norte, a baleia-franca permanece mais de 80% do tempo a menos de 3,5 m de profundidade durante o período de amamentação (DOMBROSKI et al., 2021). Por outro lado, durante sua permanência no litoral do Rio de Janeiro, e especialmente durante o movimento até Santa Catarina, a fêmea apresentou um comportamento de mergulho bem distinto, chegando muitas vezes a mais de 50 m de profundidade. É possível que estes mergulhos profundos realizados ao longo do deslocamento sejam mergulhos exploratórios, possivelmente relacionados à orientação, conforme já proposto para outros misticetos (GARRIGUE et al., 2015; OWEN et al., 2016).

Na Península Valdez a profundidade de mergulho variou entre indivíduos, com registros de alimentação efetuados durante mergulhos rasos e profundos (tanto para mergulhos em U como V), com uma profundidade máxima registrada de 115 m (D'AGOSTINO et al., 2024). A profundidade máxima registrada na Bacia de Santos foi de 125,2 m, a maior já documentada para a espécie. Em áreas de alimentação a espécie é conhecida por permanecer muito próximo à superfície (mais de 80% do tempo a menos de 2,5 m de profundidade) devido a sua estratégia para a captura de presas, que ocorre na superfície, aumentando o risco de colisão (PARKS et al., 2012).

Misticetos – Família Balaenopteridae

Baleia-fin, ***Balaenoptera physalus***

Foram obtidas informações para quatro indivíduos da espécie, permitindo o registro de 828 mergulhos, incluindo um indivíduo marcado em 2024. Não foi registrada nenhuma alteração significativa nos parâmetros de mergulho registrados até então. A profundidade máxima se manteve como 209,5 metros (mergulho em "U") e a duração máxima como de 32,7 minutos (mergulho em *V*) (**Figura V.4.1-3**).

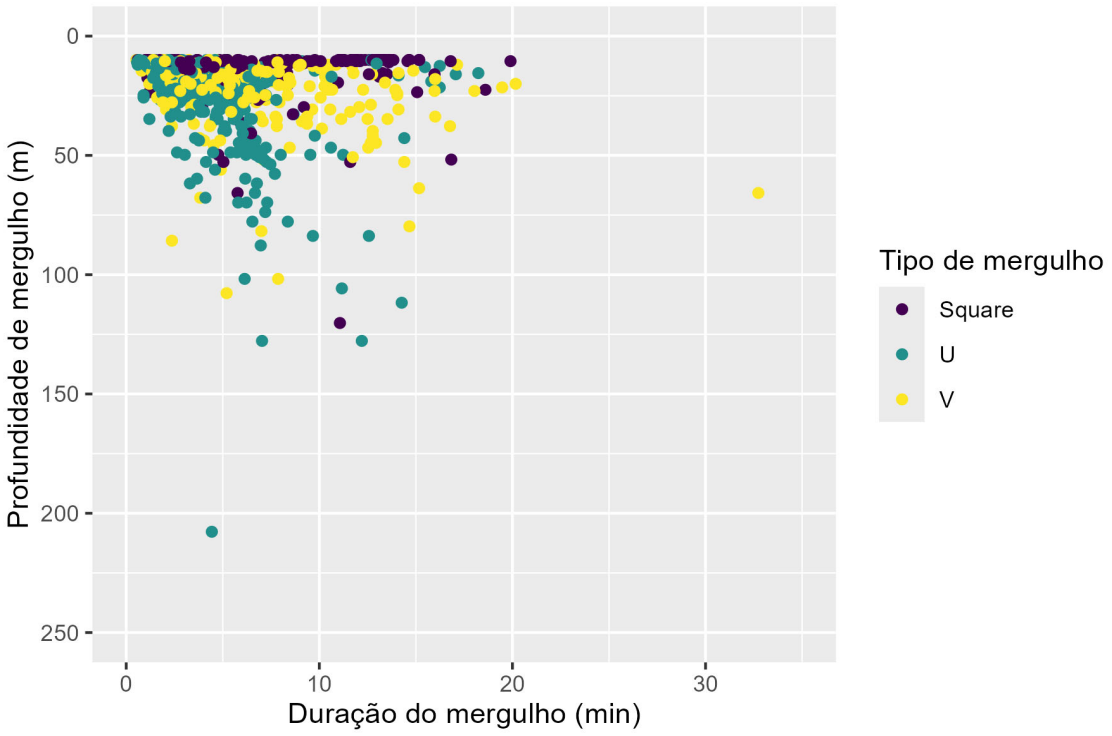


Figura V.4.1-3: *Profundidade e duração dos diferentes tipos de mergulho registrados para quatro indivíduos de* ***Balaenoptera physalus*** *marcados com transmissor satelital pelo PMC-BS.*

Considerando todos os tipos de mergulho, se manteve sem diferença a profundidade entre mergulhos diurnos e noturnos (Kruskal-Wallis, $p > 0,05$). A grande maioria dos mergulhos da espécie (98,9%) não ultrapassou 100 m de profundidade. Este percentual se manteve muito semelhante, sem alterações a partir dos dados obtidos em 2024 (**Figura V.4.1-4**).

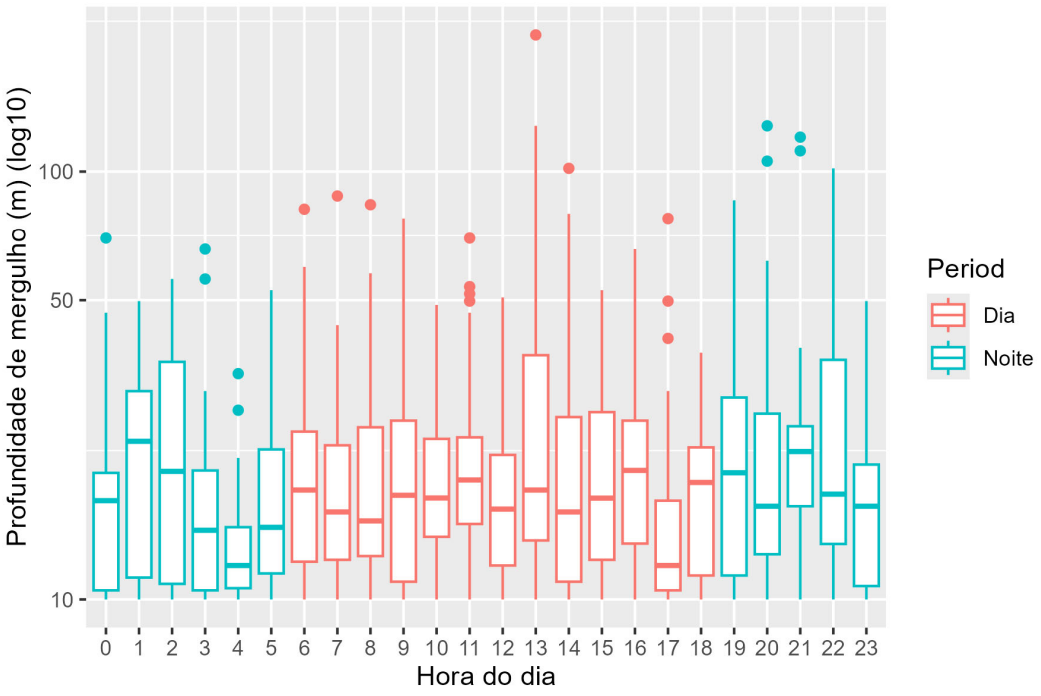


Figura V.4.1-4: *Profundidade de mergulho (log_{10} metros) registrada ao longo do dia para quatro indivíduos de* ***Balaenoptera physalus*** *marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS. A caixa representa o primeiro e o terceiro quartis, e a linha mais escura horizontal indica a mediana.*

Na costa do México e Estados Unidos, os mergulhos de alimentação da baleia-fin atingiram em média 97,9 (± 32,59) m e 6,3 (± 1,53) min, e sem alimentação chegaram em média a 59,3 (± 29,67) m de profundidade e 4,2 (± 1,67) min de duração (CROLL et al., 2001). No Arquipélago dos Açores, considerada uma área de passagem de baleias-fin durante a migração, e utilizada com fins de alimentação, 21 indivíduos foram marcados com transmissores arquivais, a profundidade máxima de mergulho registrada foi de 339 m, com 20% dos mergulhos ultrapassando a profundidade de 100 m (FONSECA et al., 2022). Na Bacia de Santos foram raros os mergulhos profundos, que totalizaram apenas 1,1% do total registrado, e a profundidade máxima registrada foi de 209,5 m. A duração dos mergulhos foi maior na Bacia de Santos, com o máximo registrado de 32,7 min, em comparação com os Açores, onde o máximo foi de 17,3; nos Açores 30% dos mergulhos foram mais longos

que 5 min, enquanto na Bacia de Santos cerca de 50 % chegaram a pelo menos 5 min de duração.

No sul da Califórnia foi registrada uma variação nictemeral no comportamento das baleias-fin, com prolongado uso dos extratos superiores da coluna d´água à noite (□20 m) e mergulhos mais variados e profundos durante o dia, sendo que no inverno e primavera permanecem a maior parte do tempo nos extratos superiores (KEEN et al., 2019). Na Bacia de Santos não foi detectada uma diferença no comportamento de mergulho entre o dia e a noite.

Baleia-sei, ***Balaenoptera borealis***

Vinte e seis indivíduos de *B. borealis* forneceram dados de mergulho, totalizando 4.761 registros. A profundidade máxima de mergulho se manteve como 193,5 metros (mergulho em “U”), assim como a duração máxima, de 20,9 minutos (mergulho em “U”), considerando como critério as imersões com mais de 10 metros de profundidade (**Figura V.4.1-5**). A grande maioria dos mergulhos (99,3%) seguiu na categoria “raso”, não ultrapassando 100 metros de profundidade. Os mergulhos do tipo *Square* foram geralmente mais rasos, embora mais longos, enquanto os mergulhos em “U” foram os mais profundos.

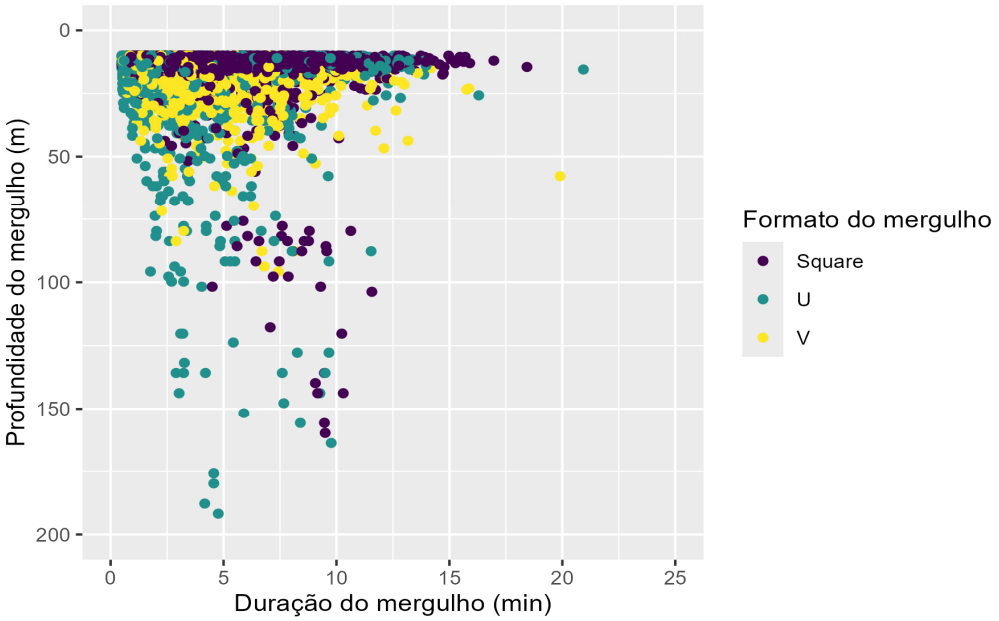


Figura V.4.1-5: *Profundidade e duração dos diferentes tipos de mergulho registrados para vinte e seis indivíduos de* ***Balaenoptera borealis*** *marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS.*

Os mergulhos registrados para as baleias-sei ocorreram entre a região oceânica e a plataforma continental, com maior permanência dos indivíduos na região do talude continental. Considerando todos os tipos de mergulho, os diurnos foram mais profundos do que os noturnos (Kruskal-Wallis, W = 2061958; $p < 0,05$) (**Figura V.4.1-6**). Contudo, cabe considerar que, em função do grande número de registros, esta diferença está associada a uma pequena variação de profundidade, que possivelmente seja pouco representativa para uma baleia.

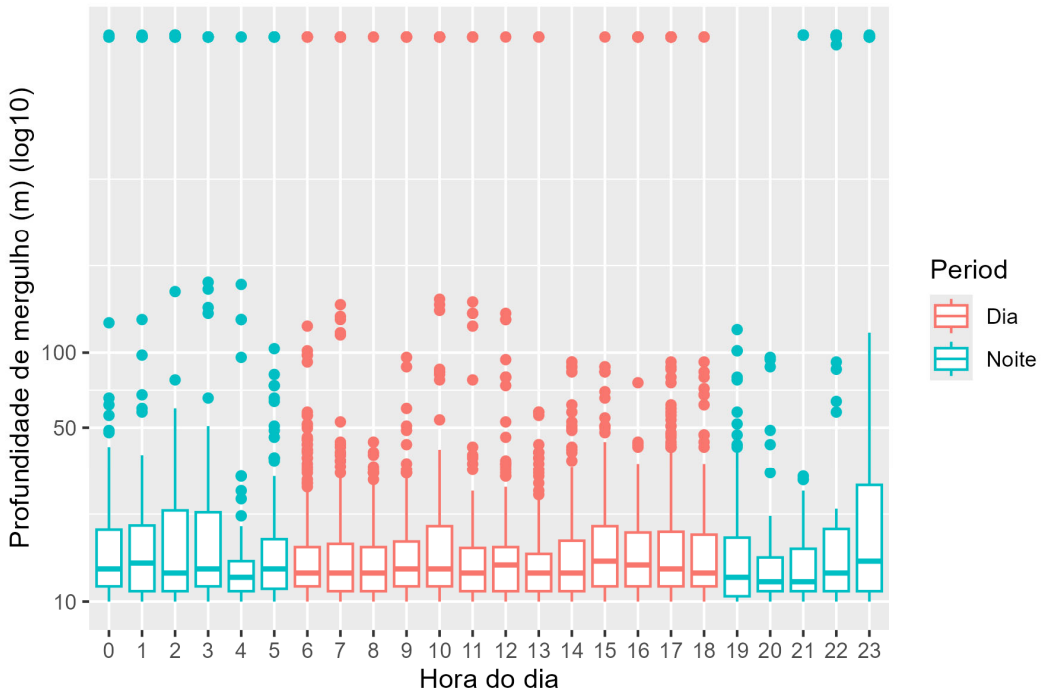


Figura V.4.1-7: *Profundidade de mergulho (log_{10} metros) registrada ao longo do dia para vinte e seis indivíduos de* ***Balaenoptera borealis*** *marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS. A caixa representa o primeiro e o terceiro quartis, e a linha mais escura horizontal indica a mediana.*

Os indivíduos permaneceram longos períodos realizando mergulhos considerados rasos. Os seis indivíduos marcados em 2024 realizaram somente mergulhos rasos, não ultrapassando 60 metros de profundidade. Considerando os anos anteriores, apenas três indivíduos realizaram mergulhos considerados profundos, com mais de 100 metros de profundidade, como o PTT 179334, o PTT 179339 e o PTT 224124 (**Figura V.4.1-8**). Contudo, é possível observar que foram eventos pontuais, sendo que estes indivíduos também permaneceram a maior parte do tempo em extratos superiores, a menos de 50 metros.

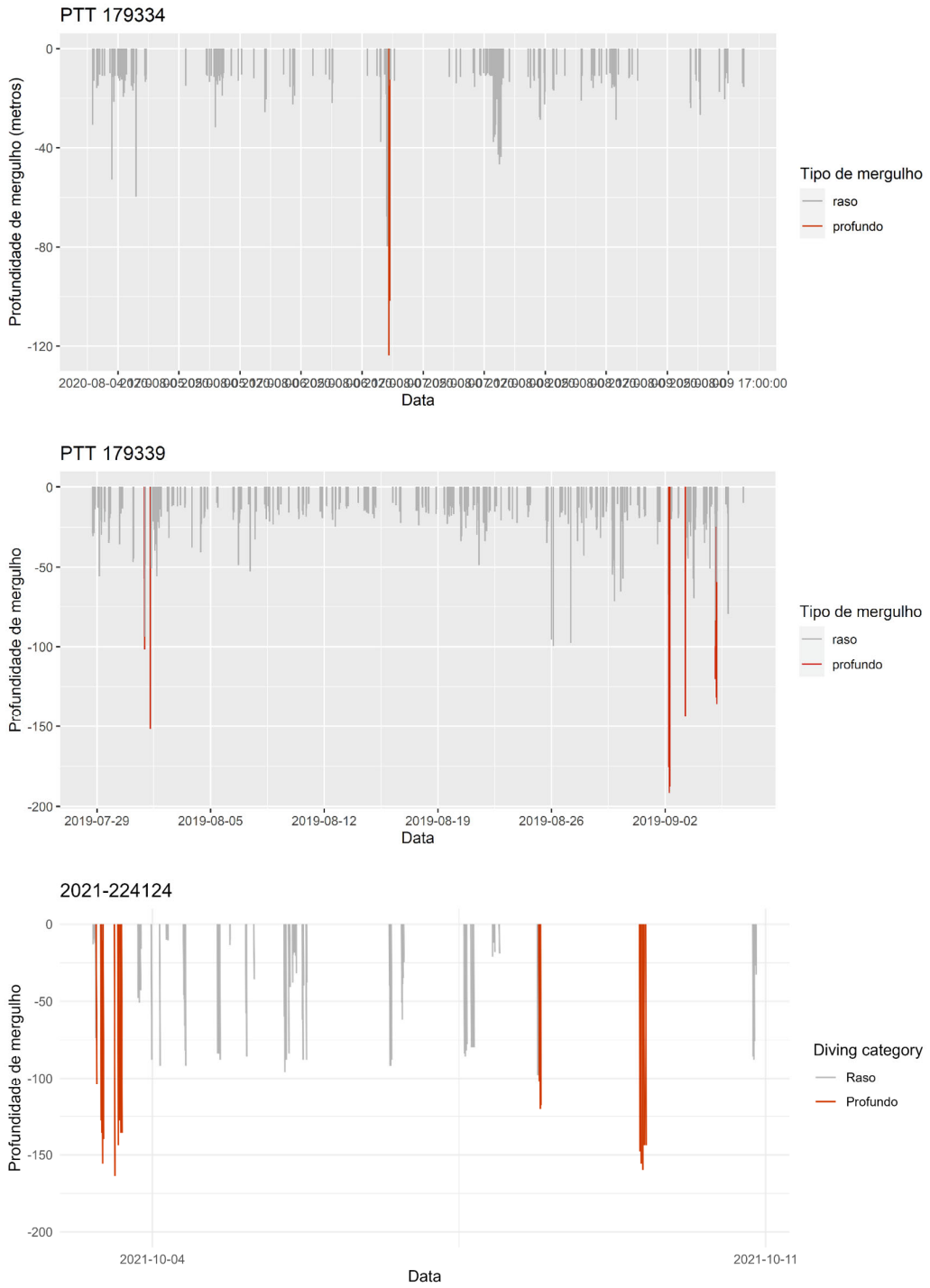


Figura v.4.1-8: *Perfil de mergulho de três indivíduos de* ***Balaenoptera borealis*** *marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS. Tipo de mergulho: raso < 100 m; profundo ≥ 100 m.*

São escassos os registros sobre comportamento de mergulho das baleias-sei. A espécie se alimenta de um grande número de presas (KAWAMURA, 1980), e é mais conhecida por se alimentar de copépodes, em regiões de grande produtividade em altas latitudes (OLSEN et al*.,* 2009). Alguns autores sugerem que as baleias-sei alteram a profundidade e o tipo de mergulho em resposta à migração vertical de suas potenciais presas (BAUMGARTNER & FRATANTONI, 2008; ISHII et al., 2017). Contudo, é possível que ela inclusive se alimente nas águas oceânicas do sudeste/sul do Brasil durante o inverno, mais produtivas nesta estação do ano (CAMPOS et al., 1995; ODEBRECHT; CASTELLO, 2001). A grande maioria dos mergulhos da espécie rasos rasos, com maior permanência nos extratos superiores da coluna d´água. CUSANO et al. (2023) sugere que mergulhos abaixo de 10 m sejam raros para a baleia-sei na Baía de Massachusetts. Tanto mergulhos rasos como mais profundos, observados na região do talude da Bacia de Santos, podem estar associados ao forrageamento na Bacia de Santos. Este padrão é corroborado por dados cinemáticos e de comportamento de mergulho dos DTAGs. Assim, a espécie estaria se aproveitando oportunisticamente de recursos mesopelágicos da região produtiva do talude, mas há necessidade de uma investigação mais aprofundada na medida em que as coletas de novos dados ocorram com o auxílio de *tags* satelitais e digitais (DTAGs e Cats). Por outro lado, cabe considerar que a espécie ocupa a região durante o período reprodutivo e a permanência mais próxima à superfície pode estar relacionada ao cuidado parental, como já descrito para outras espécies (DOMBROSKI et al., 2021).

Baleia-de-Bryde, ***Balaenoptera brydei***

Foram analisados os mergulhos de quatro indivíduos de *B. brydei*, totalizando 245 mergulhos. Não houve diferença na profundidade máxima de mergulho registrada a partir do indivíduo PTT 244907, marcado em 2024, com o mergulho mais profundo se mantendo em 165,5 metros (mergulho tipo “U”) e o mais longo em 24,8 minutos (mergulho tipo “V”) (**Figura V.4.1-9**). Considerando os três indivíduos que permaneceram na plataforma, a grande maioria dos mergulhos (99,3%) ocorreu a menos de 50 metros de profundidade, com duração menor do que 10 minutos.

Contudo, o PTT 224124, marcado na região do talude, realizou 57% dos mergulhos a mais de 50 metros.

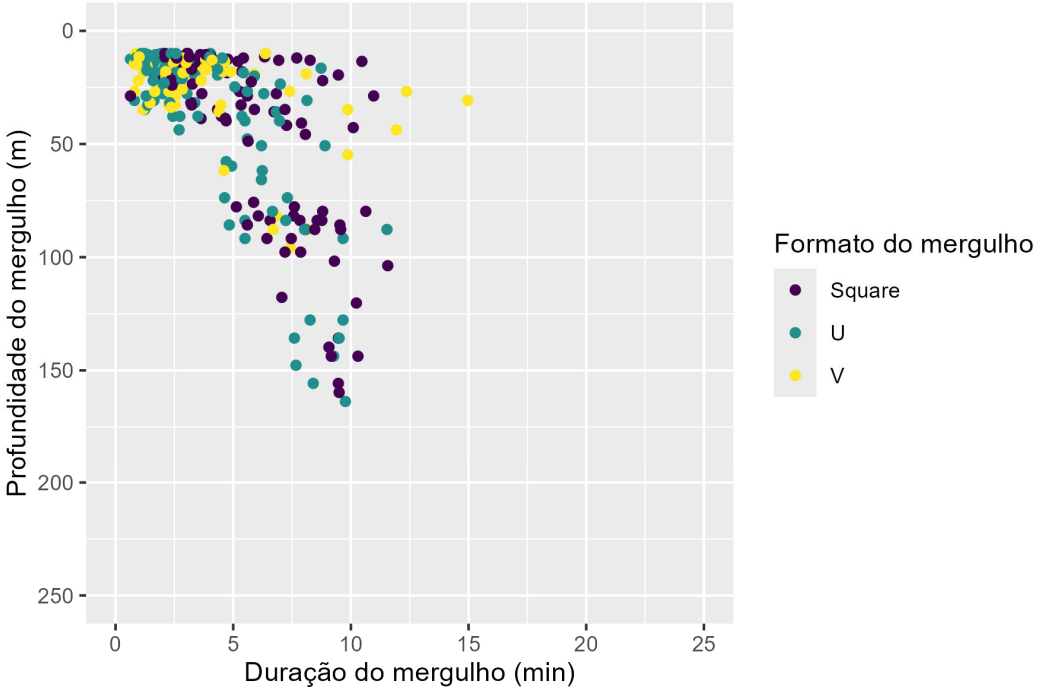


Figura V.4.1-9: *Profundidade e duração dos diferentes tipos de mergulho registrados para cinco indivíduos de* ***Balaenoptera brydei*** *marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS.*

Cerca de metade dos mergulhos registrados foi para o PTT 224124, que permaneceu na região do talude ao longo de todo o período. Considerando todos os tipos de mergulho, se manteve o padrão de mergulhos diurnos mais profundos do que os noturnos (W = 3.188; $p < 0,05$) (**Figura V.4.1-10**).

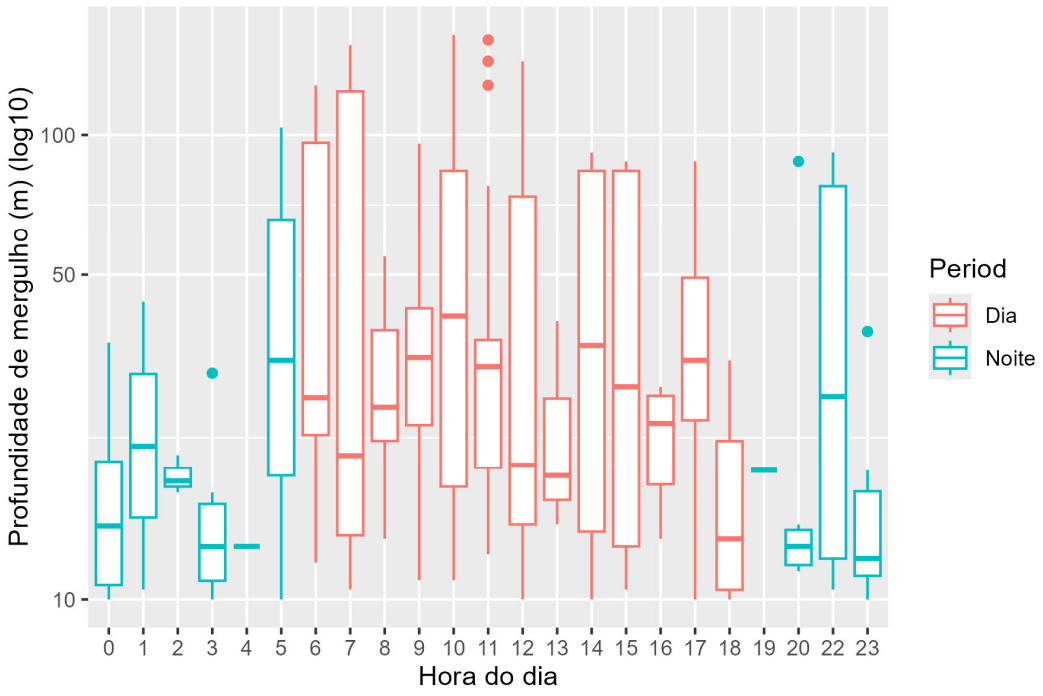


Figura V.4.1-10: *Profundidade de mergulho (log_{10} metros) registrada ao longo do dia para quatro indivíduos de* ***Balaenoptera brydei*** *marcados com transmissores satelitais pelo PMC-BS. A caixa representa o primeiro e o terceiro quartis, e a linha mais escura horizontal indica a mediana.*

A profundidade máxima de mergulho da baleia-de-Bryde chegou a 271 m no Golfo do México, mas a baleia permaneceu a menos de 15 m durante 70% do tempo. O comportamento de mergulho da espécie já foi documentado em diferentes regiões utilizando *tags* fixados por copos de sucção. No entanto, esse foi o primeiro registro obtido por meio de telemetria satelital. Soldevilla et al. (2017) registraram um padrão estereotipado levando em consideração os dados de um indivíduo, com mergulhos mais profundos (>70 m) durante o dia e mergulhos rasos (□30 m) à noite, similar ao registrado nas Ilhas Madeira, no Atlântico Norte (ALVES et al., 2010). Os resultados do PMC-BS indicam um mesmo padrão para a espécie no Atlântico Sul Ocidental e podem estar relacionados à migração vertical de suas presas.

Na Nova Zelândia, baleias marcadas com transmissores arquivais apresentaram variações importantes ao longo do dia, com longos períodos de descanso na

superfície à noite e períodos de intensa atividade durante o dia, principalmente relacionados ao forrageamento (IZADI et al., 2018).

V.4.2 Repertório acústico

Os cetáceos dependem do som para se comunicar, navegar e localizar presas, de modo que variações no repertório acústico podem fornecer pistas do comportamento das espécies e contribuir com a análise de impactos (TYACK; CLARK, 2000). O monitoramento acústico passivo – MAP também funciona como uma ferramenta complementar na detecção e identificação dos cetáceos, especialmente para as espécies de comportamento críptico que dificultam a avistagem (HODGE et al., 2018; DALPAZ et al., 2021). Há uma grande variedade de tipos de sinais acústicos emitidos pelos cetáceos (**Figura V.4.2-1**), utilizando uma ampla faixa de frequências que variam desde 15 Hz, como as canções da baleia-azul e da baleia-fin, até mais de 100 kHz, como os biossonares e pulsos explosivos dos golfinhos (AU et al., 2000).

Os cliques de ecolocalização ou biosonar, exclusivos dos odontocetos, são sons de banda larga (20 – 150 kHz) produzidos em sequências ou cadeias de pulsos, e utilizados principalmente para investigar o ambiente e localizar presas (AU et al. 2000). Os sons pulsados explosivos (*burst pulses)*, embora tenham uma natureza semelhante aos cliques, são emitidos pincipalmente em contextos de comunicação social ou interações agonísticos (AU et al. 2000). Algumas espécies emitem cliques com características únicas que possibilitam o seu reconhecimento taxonômico, como os cachalotes (*Physeter macrocephalus*), os kogídeos (*Kogia* spp.), a toninha (*Pontoporia blainvillei*) e as baleias-bicudas (Família Ziphiidae). Para a família Delphinidae, no entanto, há uma grande sobreposição nas características dos cliques, dificultando seu reconhecimento acústico, mas um outro tipo de vocalização, os assovios, podem ser muito úteis para seu reconhecimento (MAY-COLLADO et al., 2007).

Os assovios estão associados à comunicação, desempenhando funções importantes para manutenção das relações sociais e coesão do grupo (TYACK; CLARK, 2000; THOMSEN et al., 2002; KING et al., 2013). Os assovios podem

apresentar variabilidade entre populações de uma espécie, fornecendo indícios do grau de conectividade entre elas, uma vez que populações geograficamente mais próximas tendem a ter assobios mais semelhantes do que aquelas que vivem em regiões mais distantes (JANIK; SLATER, 2000; BAZÚA-DURÁN, 2004). Assim, é fundamental que sejam elaborados classificadores específicos para cada região.

No caso das baleias verdadeiras, subordem Mysticeti, há uma grande variedade de sinais acústicos produzidos, sons pulsados ou modulados, grunhidos e gemidos, e os complexos cantos que algumas espécies produzem. De maneira geral, as vocalizações dos misticetos são de baixas frequências (□ 1 kHz), (AU et al. 2000). Muitas das vocalizações emitidas pelas baleias são estereotipadas e possibilitam a identificação taxonômica, porém, estes sinais também estão sujeitos a variações regionais e existem alguns tipos de vocalizações exclusivos de determinadas populações, enfatizando a importância do estudo de caracterização bioacústica para a Bacia de Santos e desenvolvimento de classificadores local-específicos.

Embora algumas espécies, gêneros ou famílias possam ser reconhecidos facilmente pelo seu repertório acústico, para a maioria deles essa distinção não é tão evidente, como no caso dos delfinídeos, e a identificação taxonômica deve ser feita com auxílio de métodos estatísticos de classificação (OSWALD et al., 2007). Isso demanda um amplo esforço prévio de obtenção de dados acústicos e análise do repertório para o desenvolvimento de classificadores robustos (Oswald et al., 2003; USMAN et al., 2020). Além disso, mesmo para as espécies em que a classificação pode ser feita de forma manual, a grande extensão dos conjuntos de dados provenientes do monitoramento acústico dificulta essa tarefa, e o uso de detectores e classificadores automatizados proporcionam maior viabilidade.

Nesse sentido, os principais focos das análises bioacústicas do PMC-BS têm sido: (1) caracterização do repertório acústico das espécies, com a criação de um banco de dados acústicos de referência do PMC-BS (Sonoteca); e (2) desenvolvimento de classificadores automatizados através de técnicas computacionais e softwares de uso livre para processamento de dados do PMC-BS e outras fontes complementares, como do Projeto de Monitoramento da Paisagem Acústica Submarina – PMPAS-BS. A partir de um classificador robusto será possível

um melhor aproveitamento das detecções acústicas dos cetáceos para análises ecológicas e avaliação de impactos.

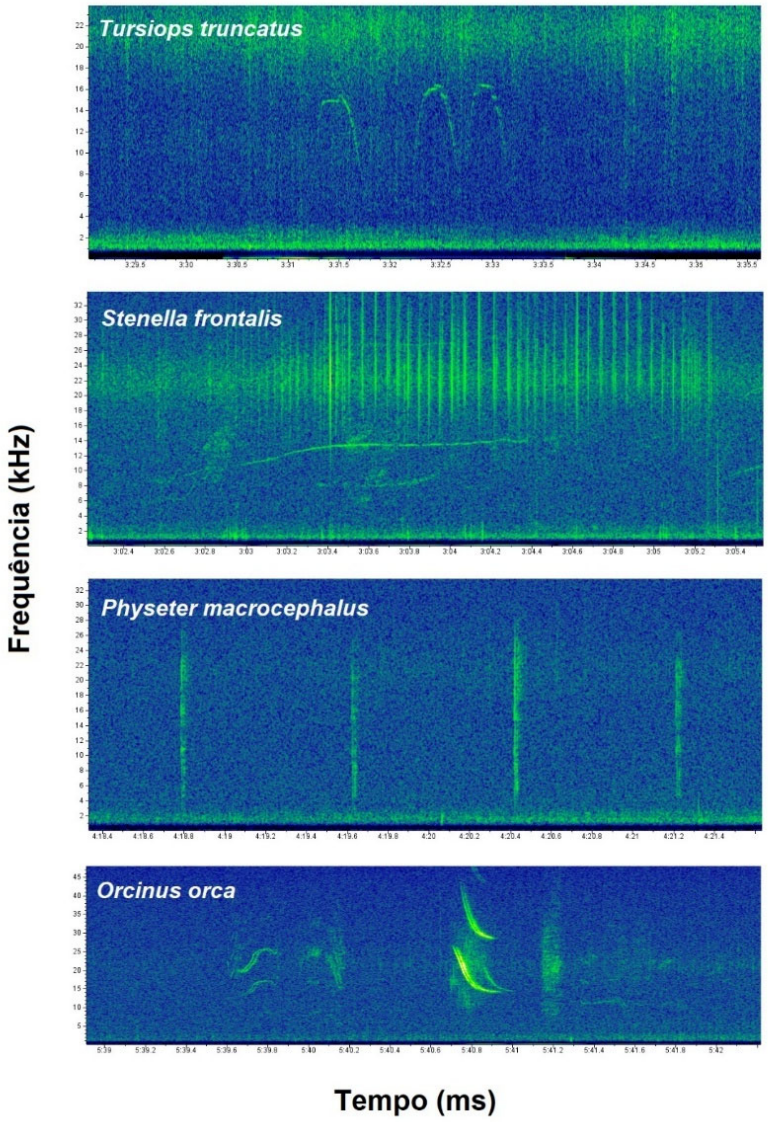


Figura V.4.2-1: *Espectrogramas com exemplos de sinais acústicos de cetáceos registrados na Bacia de Santos pelo PMC-BS.*

V.4.2.1 Banco de dados acústicos

O acervo de dados acústicos do PMC-BS é composto por arquivos de áudios de todos os 2.157 encontros acústicos registrados até a 20ª Campanha de Avistagem Embarcada e MAP (Campanha do verão de 2025), que totalizam 604 horas de registros acústicos de cetáceos, com pelo menos 18 espécies (**Tabela V.4.2-1**). Os dados coletados foram na sua maioria de odontocetos, devido ao ruído da embarcação de pesquisa utilizada pelo PMC-BS, que impossibilita o registro de sons de baixa frequência (até 1 kHz), onde se concentram as vocalizações da maioria dos misticetos. A baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*) é uma exceção, pois além das vocalizações em baixas frequências, o rico e variado repertório da espécie inclui sons produzidos acima de 1 kHz.

Tabela V.4.2-1: *Banco de dados acústico coletado pelo PMC-BS, registrados até a 20ª Campanha de Avistagem Embarcada e MAP (Campanha do verão de 2025), com número de encontros acústicos, tipos de sinais acústicos registrados por encontro (AS = assovios, CL = cliques, ZU = zumbidos, PE = pulsos explosivos, CT = cantos e grunhidos) e horas de registros por espécie (hh:mm:ss).*

Táxon	Encontros acústicos	AS	CL	ZU	PE	CT	Horas de registro
Megaptera novaeangliae	293	0	0	0	0	293	143:11:43
Globicephala sp.	18	16	18	14	6	0	5:33:48
Orcinus orca	4	3	4	1	1	0	3:00:00
Pseudorca crassidens	3	3	3	1	3	0	2:03:00
Feresa attenuata	7	3	7	2	2	0	1:46:00
Peponocephala electra	1	1	1	1	1	0	0:51:00
Grampus griseus	16	9	16	8	5	0	7:25:00
Steno bredanensis	8	8	8	6	4	0	3:18:16
Tursiops truncatus	50	39	46	22	15	0	13:18:19
Delphinus delphis	11	9	10	6	5	0	4:28:26
Stenella attenuata	22	20	20	5	6	0	6:01:23
Stenella clymene	14	14	13	5	2	0	5:26:09
Stenella frontalis	198	185	190	65	87	0	48:36:27

Táxon	Encontros acústicos	AS	CL	ZU	PE	CT	Horas de registro
Stenella longirostris	30	30	28	15	13	0	20:00:21
Stenella sp.	14	14	11	1	2	0	3:45:10
Physeter macrocephalus	90	0	90	0	0	0	44:29:33
Kogia sima	2	0	2	0	0	0	0:23:00
Kogia sp.	31	0	31	0	0	0	1:40:25
Pontoporia blainvillei	2	0	2	0	0	0	0:05:26
Ziphiidae	18	0	18	0	0	0	0:59:00
Delphinidae	1.048	1.010	502	164	98	0	243:09:30
Odontoceti	228	0	223	45	6	0	29:38:20
Total sem grupos mistos	2.108	1.364	1.243	361	256	293	589:10:16
Grupos mistos	49	46	49	24	24	0	14:51:09
Total geral	**2.157**	**1.410**	**1.292**	**385**	**280**	**293**	**604:01:25**

Para a espécie golfinho-de-Fraser (*Lagenodelphis hosei*) o único registro acústico registrado se tratava de um grupo misto com golfinho-cabeça-de-melão (*Peponocephala electra)* e, portanto, os sinais acústicos registrados não puderam ser separados entre as espécies.

Após o término de cada campanha, os dados de MAP são triados e validados para confirmar a presença e o tipo dos sinais acústicos registrados e a identificação taxonômica até o nível mais preciso possível, conforme descrito no Procedimento Operacional 06 (**Volume II: Anexo III-4**). As planilhas com os registros validados de cada campanha de MAP (**Volume II: Anexo V-4.2-1**), juntamente com amostras de áudio e imagens de espectrogramas (Sonoteca) das espécies identificadas, são selecionadas para disponibilização no "Portal de Registro e Integração de Dados para Suporte ao Monitoramento Ambiental"[5] (PRISMA), sistema informatizado *online* (Internet) público que permite a consulta aos dados coletados pelo PMC-BS e que foi desenvolvido e implementado para a substituição modernizada do SisPMC.

Os dados também serão preparados para inserção no SIMMAM. Entretanto, a planilha para inserção destes dados acústicos necessita indicar nas observações os

[5] **https://portalprisma.petrobras.com.br**

matches com os registros visuais, indicando a duplicidade do registro e correspondência com o registro visual, quando for o caso. A preparação destas planilhas está em andamento, com previsão de conclusão e inserção no SIMMAM no primeiro semestre de 2026.

Para complementar o banco de dados acústicos do PMC-BS com outras espécies de misticetos, esforços têm sido direcionados para o processamento de dados disponibilizados pelo Projeto de Monitoramento da Paisagem Acústica Submarina da Bacia de Santos – PMPAS-BS (ver detalhamento no item **V.4.4 Processamento dos dados do PMPAS-BS**). Com estes esforços tem sido possível ampliar o banco de dados acústicos com mais quatro espécies de misticetos (baleia-minke-Antártica (*Balaenoptera acutorostrata*), baleia-sei (*B. borealis*), baleia-fin (*B. physalus*) e baleia-azul (*B. musculus*), totalizando assim 22 espécies de cetáceos com vocalizações registradas na Bacia de Santos.

Todos os arquivos de áudio com os registros sonoros das espécies seguem para processamento e extração dos parâmetros acústicos das vocalizações, para fins de análises bioacústicas e desenvolvimento de classificadores.

V.4.2.2 Processamento e análise de assovios

O processamento dos assovios é realizado em duas etapas: (1) seleção e avaliação de assovios no programa Raven Pro 1.6; e (2) extração dos parâmetros acústicos utilizando o módulo ROCCA (*Real-time Odontocete Call* Classification *Algorithm*) do programa PAMGUARD (Oswald et al., 2013).

Na primeira etapa é fundamental um alto rigor de padronização dos critérios adotados na seleção dos assovios para garantir a consistência das análises subsequentes. No caso dos assovios, critérios que podem interferir nos resultados referem-se as regras para definição do que considerar um assovio e como extrair suas características. Isto vale tanto no aspecto do conteúdo espectral de frequências, quanto no domínio do tempo. De acordo com os critérios adotados pelo PMC-BS, os assovios são selecionados e os parâmetros extraídos a partir da frequência fundamental (primeiro harmônico). Muitas vezes os assovios são produzidos em

sequência ou possuem quebras, então o intervalo mínimo para distinção entre assovios subsequentes adotado foi de 250 ms (Bazúa-Durán & Au, 2002).

Após a seleção e contabilização de todos os assovios presentes em cada encontro acústico, foram mantidos para a etapa seguinte de extração dos parâmetros apenas aqueles considerados de qualidade boa ou média (baseado na relação sinal-ruído observada a partir dos espectrogramas). Por fim, o número de assovios analisados por encontro acústico foi limitado a no máximo 50. No caso de encontros acústicos com mais de 50 assovios foi retirada uma amostra aleatória. Este critério evita vieses relacionados a maior representatividade de determinados grupos, assim como ao contexto ambiental e comportamental dos grupos no momento do registro. No caso de *Stenella frontalis*, espécies de golfinho mais frequente na Bacia de Santos e com o mais amplo acervo acústico no projeto, o limite máximo de assovios foi reduzido para 30. Nos casos de espécies mais raras ou com poucas vocalizações por encontro, como no caso dos "*blackfish*" (Subfamília Globicephalinae), foram considerados todos os assovios de qualidade boa ou média.

Na segunda etapa de processamento, 44 parâmetros acústicos que caracterizam os assovios foram extraídos a partir dos seus contornos, que foram traçados manualmente (módulo ROCCA do PamGuard) através de múltiplos pontos conectados (**Figura V.4.2-2**).

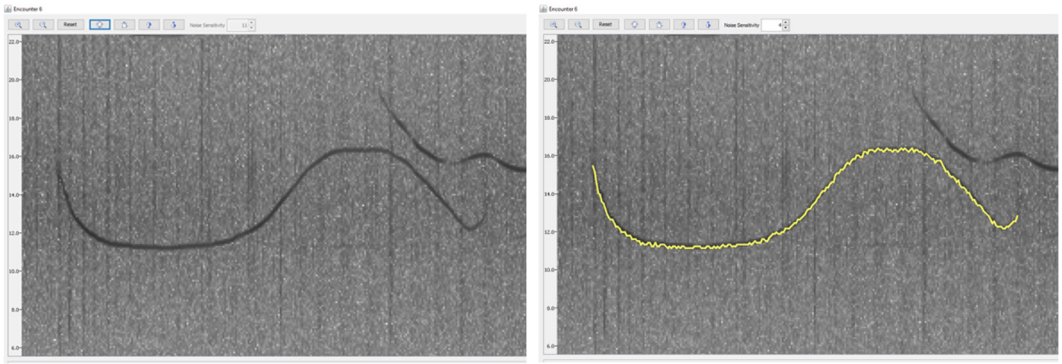


Figura V.4.2-2: *Exemplo de um assovio analisado no módulo ROCCA do programa PAMGUARD para extração manual dos parâmetros acústicos a partir do contorno do assovio (em amarelo no espectrograma da direita).*

Neste período foi finalizado todo o processamento dos assovios coletados até a 20ª Campanha de Avistagem Embarcada e MAP do PMC-BS (verão de 2025). Os quantitativos do processamento de assovios por espécie podem ser observados na **Tabela V.4.2-2.** O banco de dados conta com um total de 8.908 assovios, obtidos a partir de 234 encontros acústicos de 12 espécies, dos quais 6.043 (17,2% a mais que o relatório anual anterior) foram analisados para extração dos parâmetros acústicos, atingindo 100% das metas de processamento de assovios. Vale ressaltar que este não é o total de encontros acústicos registrados para estas espécies, mas o total de encontros em que houve a presença de assovios. Dentre as 13 espécies de delfinídeos registradas pelo MAP do PMC-BS, apenas *Grampus griseus* não foi incluída na análise de assovios, pois em todos os encontros acústicos não houve a presença de assovios, ou apenas poucos de baixa qualidade para seleção.

Tabela V.4.2-2: *Quantitativo de encontros acústicos e assobios selecionados e analisados para extração de parâmetros acústicos, registrados até a 20ª Campanha de Avistagem Embarcada e MAP do PMC-BS.*

Espécie	Encontros acústicos	Assovios selecionados	Assovios analisados
Globicephala macrorhynchus	16	175	175
Orcinus orca	3	353	353
Pseudorca crassidens	3	416	333
Peponocephala electra	1	128	128
Feresa attenuata	3	200	200
Grampus griseus	9	0	0
Steno bredanensis	8	200	169
Tursiops truncatus	39	975	704
Delphinus delphis	9	334	230
Stenella attenuata	17	508	384
Stenella clymene	15	562	422
Stenella frontalis	177	2.554	2.069
Stenella longirostris	27	2.503	876
Total	**327**	**8.908**	**6.043**

Para fins de caracterização geral dos assovios das espécies, na **Figura V.4.2-3** pode-se observar a variabilidade das frequências acústicas dos assovios, integrando valores de frequências média, mínima e máxima. Observa-se grande sobreposição entre as espécies em geral, mas há uma tendência do grupo dos "*blackfish*" (*P. crassidens, P. electra, F. attenuata, Globicephala macrorhynchus* e *O. orca*), e o golfinho-de-dentes rugosos (*S. bredanensis*) utilizarem em média frequências inferiores à dos demais delfinídeos, embora orcas (*O. orca*) tenham apresentado a maior distribuição de frequências, com os maiores valores observados, chegando próximo de 40 kHz.

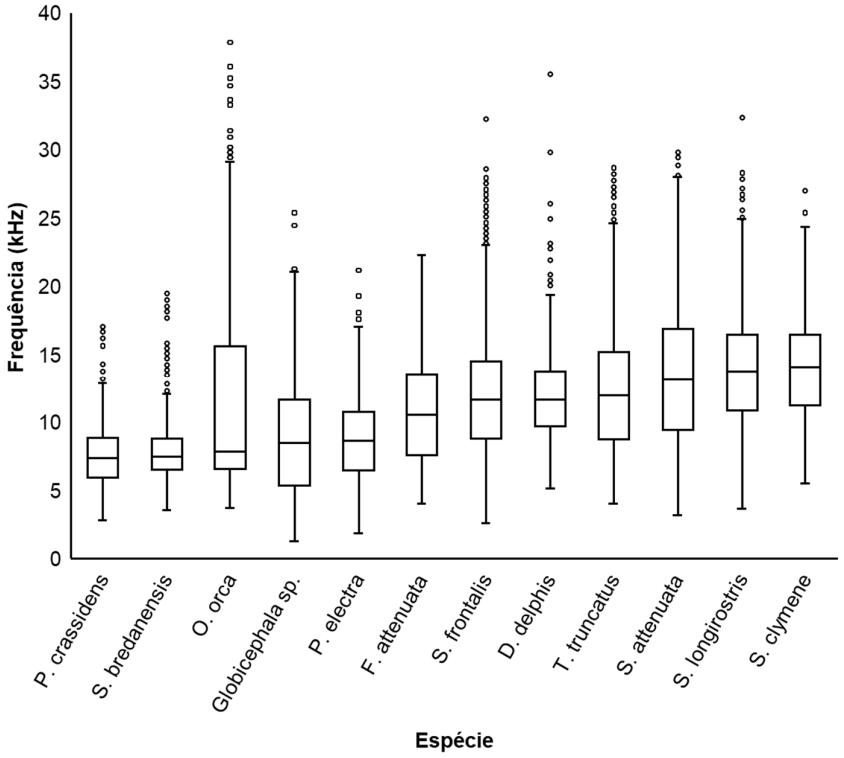


Figura V.4.2-3: *Frequência acústica (integrando valores de frequências média, mínima e máxima) dos assovios dos delfinídeos registrados na Bacia de Santos pelo PMC-BS até a 20ª Campanha de Avistagem Embarcada e MAP, ordenados de forma crescente de acordo com a mediana.*

Discussão – Assovios

Foi observada ampla variabilidade no repertório de assovios, com sobreposição nos valores de frequência entre as espécies. As medianas de frequência tenderam a valores mais baixos em *Pseudorca crassidens, Steno bredanensis, Orcinus orca* e *Globicephala* sp. enquanto *Stenella longirostris*, *S. clymene* e *S. attenuata* apresentaram os valores mais altos. Os resultados corroboram a hipótese que associa frequências acústicas às dimensões corporais, com espécies maiores emitindo sons mais graves (AU et al., 2000; MAY-COLLADO et al., 2007).

As vocalizações podem refletir fatores ambientais, geográficos e comportamentais (JANIK & SAYIGH, 2013; LIMA et al., 2020). Estudos de ecologia acústica ajudam a compreender como o ambiente influencia o repertório, considerando aspectos sociais, culturais e espaciais (LALAND & JANIK, 2006; FARINA, 2014), em especial a paisagem acústica (PIJANOWSKI et al., 2011). Análises preliminares na Bacia de Santos (PETROBRAS, 2024) indicaram relação entre parâmetros dos assovios e variáveis como temperatura e profundidade, possivelmente associada às condições de propagação sonora, que afetam velocidade e absorção na água (Richardson et al., 1995). Investigações mais aprofundadas nesse sentido poderão esclarecer fatores determinantes do repertório e subsidiar estudos ecológicos, desenvolvimento de classificadores e análises de impacto.

No aspecto comportamental, assovios desempenham funções-chave de comunicação, como coesão de grupo, coordenação de atividades, reconhecimento individual e parental, alerta de predadores e manutenção das relações sociais (TYACK; CLARK, 2000; JANIK, 2009; THOMSEM et al., 2002; King et al., 2013). Dados preliminares do 8º Relatório Anual do PMC-BS (PETROBRAS, 2024) mostraram associação entre parâmetros acústicos e tamanho de grupo, variável que pode diferir amplamente entre espécies. Além disso, a presença de filhotes influencia diretamente o comportamento acústico (SAYIGH et al., 2023). Essas interações comportamentais e seus efeitos sobre o repertório serão explorados em análises futuras.

V.4.2.3 Desenvolvimento do classificador de assovios

A biblioteca sonora do PMC-BS foi utilizada para o desenvolvimento dos

classificadores de assovios, abrangendo as sete espécies de pequenos cetáceos mais frequentes na Bacia de Santos: golfinho-comum (*Delphinus delphis*), golfinho-pintado-Pantropical (*Stenella attenuata*), golfinho-de-dentes-rugosos (*Steno bredanensis*), golfinho-de-Clymene (*Stenella clymene*), golfinho-pintado-do-Atlântico (*Stenella frontalis*), golfinho-rotador (*Stenella longirostris*) e golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*). Essas espécies representam habitats da plataforma continental, talude e águas oceânicas da região. Outras espécies registradas não foram incluídas devido à baixa representatividade em número de assovios e/ou encontros acústicos, o que inviabilizaria modelos robustos. Para complementar os dados e aprimorar o classificador, foram incorporados nove encontros acústicos de outro projeto (Projeto de Monitoramento de Cetáceos – Sistema de Produção do Campo de Peregrino – Fase II, Bacia de Campos, Equinor ASA), realizado em área adjacente.

No total, foram utilizados 204 encontros acústicos e 4.622 assovios para o treinamento e testes dos modelos (***Tabela V.4.2-3***). Até o momento, foram considerados apenas dados coletados até a 18ª Campanha de Avistagem Embarcada e MAP do PMC-BS, pois os dados das campanhas seguintes foram utilizados para validação, havendo a necessidade de independência entre os dados usados nas diferentes etapas. A maior parte dos encontros correspondeu ao golfinho-pintado-do-Atlântico (*S. frontalis*) (n = 95; 47%), enquanto a espécie menos representada foi o golfinho-de-dentes-rugosos (*S. bredanensis*) (n = 6; 3%).

Tabela V.4.2-3*: Número de assovios das sete espécies de delfinídeos utilizados para treinamento e teste de classificadores acústicos do PMC-BS. Foram considerados dados coletados até a 18ª Campanha de Avistagem Embarcada e MAP do PMC-BS, assim como dados complementares do PMC-Peregrino na Bacia de Campos (Equinor).*

Espécie	PMC-BS		PMC-Peregrino		Total de assovios analisados
	Encontros acústicos	Assovios	Encontros acústicos	Assovios	
Delphinus delphis	8	230	0	0	230
Stenella attenuata	12	283	7	95	378
Stenella clymene	14	435	0	0	435
Stenella frontalis	95	1.767	0	0	1.767

Espécie	PMC-BS		PMC-Peregrino		Total de assovios analisados
	Encontros acústicos	Assovios	Encontros acústicos	Assovios	
Stenella longirostris	23	813	1	34	847
Tursiops truncatus	37	776	1	50	826
Steno bredanensis	6	139	0	0	139
Total	**195**	**4.443**	**9**	**179**	**4.622**

Os modelos de classificação de assovios foram desenvolvidos com floresta aleatória (*random forest*), algoritmo supervisionado baseado em árvores de decisão (BREIMAN, 2001). Esse método combina simplicidade de implementação, desempenho competitivo em relação a outros algoritmos, facilidade de interpretação (via importância das variáveis) e flexibilidade para integrar diferentes conjuntos de dados e modelos. No PMC-BS, os classificadores foram construídos a partir de 44 variáveis descritivas dos assovios, extraídas com a ferramenta ROCCA do PAMGuard, utilizando o pacote scikit-learn v1.5.2 (PEDREGOSA, 2011) no Python 3.12.

Como estratégia de validação, duas abordagens principais foram adotadas para separar os dados entre treinamento e teste:

1. Divisão aleatória (k-fold) – Assovios foram divididos aleatoriamente entre os conjuntos, permitindo que sons de um mesmo encontro aparecessem tanto no treinamento quanto no teste. Aplicou-se validação cruzada estratificada *k-fold* (5 subconjuntos), garantindo a mesma proporção de espécies em cada partição. Em cada rodada, 80% dos dados foram usados para treinamento e 20% para teste.
2. Divisão por encontros acústicos (LOGO) – Todos os assovios de um mesmo encontro foram mantidos juntos, aparecendo apenas em treinamento ou teste. Utilizou-se validação cruzada *Leave-One-Group-Out* (LOGO), em que cada encontro foi testado isoladamente, enquanto os demais compuseram o treinamento. Essa estratégia também permitiu classificação ao nível de encontro, somando os votos das árvores de todas as amostras do grupo. Essa abordagem se aproxima mais da aplicação prática, já que os dados coletados em campo geralmente correspondem a encontros acústicos inteiros.

Com isso, foram obtidos três tipos de resultados:

- k-fold – classificação individual dos assovios;
- LOGO ind – classificação individual dos assovios;
- LOGO grupo – classificação dos encontros acústicos.

Antes do treinamento, os dados foram balanceados por subamostragem da espécie menos representada (*S. bredanensis*, com 139 amostras). O processo gerou conjuntos de 973 amostras equilibradas entre espécies para treinamento. Já nos dados de teste, que incluíram todas as amostras, o desbalanceamento original foi mantido.

Para otimização de hiperparâmetros críticos da floresta randomica, como número e profundidade das árvores e número de variáveis consideradas em cada divisão, foram otimizados por busca em grade com validação cruzada. Cada modelo foi executado cinco vezes, com diferentes fatores de randomização. A cada rodada os dados de treinamento, estrutura das árvores e hiperparâmetros ótimos variaram entre execuções, reduzindo a sensibilidade às condições iniciais. O resultado final correspondeu à média das métricas das cinco rodadas. Além disso, nas execuções LOGO, as amostras balanceadas foram usadas para calcular a importância das variáveis por meio de permutação (100 repetições). Variáveis cuja substituição reduziu a acurácia foram ranqueadas como mais relevantes.

Foi desenvolvido também um meta-classificador, que combina os resultados dos modelos de base (k-fold, LOGO ind e LOGO grupo). A primeira etapa consistiu no treinamento/teste dos classificadores de base; em seguida, as distribuições de probabilidades geradas por cada modelo foram utilizadas como variáveis de entrada para o meta-classificador (**Figura V.4.2-4**). No caso do LOGO grupo, uma única distribuição foi atribuída a todo o encontro, combinando-se com as probabilidades individuais dos demais modelos. Essa estratégia busca integrar diferentes perspectivas dos dados, ampliando o desempenho em espécies de difícil classificação. O meta-classificador foi avaliado com validação cruzada LOGO (LOGO meta), também em cinco execuções independentes. Como as classificações

individuais tendem a ser superestimadas, foram considerados apenas os resultados ao nível de encontros acústicos.

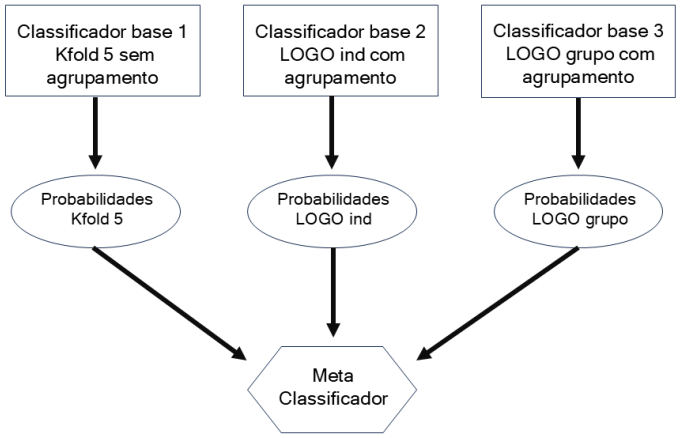


Figura V.4.2-4: *Estrutura do meta-classificador. As predições geradas pelos classificadores de base são os dados de entrada (meta-variáveis) que combinadas irão alimentar o meta-classificador.*

O desempenho do meta-classificador foi avaliado por duas métricas principais:

- Sensibilidade – proporção de verdadeiros positivos em relação ao total de registros reais por espécie;
- Acurácia balanceada – média da sensibilidade entre todas as espécies.

Essas métricas são mais robustas em cenários de dados desbalanceados, como o conjunto de teste deste estudo.

Também foi realizada uma análise específica para verificar a influência do número de assovios disponíveis por encontro sobre a estabilidade da classificação ao nível de encontro acústico. Para cada espécie, os encontros foram padronizados para conter de 1 a 50 assovios, selecionados aleatoriamente. Na contagem progressiva, encontros que não continham a quantidade mínima de assovios nas rodadas subsequentes foram excluídos. O procedimento foi repetido 100 vezes, e a média de acertos foi calculada. Esse processo foi aplicado às cinco execuções do LOGO, resultando em estimativas médias e distribuição dos resultados (desvio e erro padrão).

Desempenho dos classificadores de base

Os resultados de todas as estratégias de validação+o cruzada estão sumarizados na ***Tabela V.4.2-4***, incluindo métricas de desempenho por espécie e o resultado global. Na validação k-fold e LOGO ind, ambos aplicados na classificação de assovios no nível individual, os modelos apresentaram desempenho mediano. A acurácia balanceada média das cinco execuções foi de 57% (±0,5) no k-fold e 51% (±0,8) no LOGO ind. O k-fold apresentou resultados ligeiramente melhores porque não preserva a independência dos encontros acústicos (ou seja, assovios do mesmo encontro podiam estar no treinamento e no teste), o que indica tendência de sobreajuste. A sensibilidade variou bastante entre espécies. Os melhores desempenhos ocorreram para *Steno bredanensis* (87%), seguido por *Stenella clymene* (67%), *Delphinus delphis* (61%), *Stenella frontalis* (57%), *Stenella longirostris* (52%), *Stenella attenuata* (45%) e, por último, *Tursiops truncatus* (31%).

Na validação LOGO grupo, baseada em encontros acústicos completos, os resultados foram bem superiores. A acurácia balanceada média foi de 80% (±2,0) para 204 encontros testados. As sensibilidades atingiram 100% para *S. bredanensis*, seguidas por *S. clymene* (90%), *S. attenuata* (87%), *S. frontalis* (85%), *S. longirostris* (84%), *D. delphis* (82%) e *T. truncatus* (31%). A melhora foi consistente em todas as espécies, exceto para *T. truncatus*, que manteve desempenho baixo, sugerindo dificuldade persistente de classificação para essa espécie.

Tabela V.4.2-4: *Resultados médios (cinco execuções) da sensibilidade por espécie e acurácia balanceada do classificador de assovios para sete espécies de delfinídeos da Bacia de Santos em diferentes estratégias de divisão dos dados e de classificação.*

Espécie	k-FOLD 5	LOGO ind	LOGO grupo	LOGO meta
Delphinus delphis	0,60	0,51	0,83	0,68
Stenella attenuata	0,45	0,42	0,87	0,83
Steno bredanensis	0,87	0,83	1,00	0,83
Stenella clymene	0,67	0,62	0,90	0,86
Stenella frontalis	0,57	0,53	0,85	0,85
Stenella longirostris	0,52	0,50	0,83	0,81
Tursiops truncatus	0,31	0,17	0,31	0,57
Acurácia balanceada	**0,57**	**0,51**	**0,80**	**0,77**

Desempenho do meta-classificador

O meta-classificador combinou os resultados das três estratégias de base (k-fold, LOGO ind e LOGO grupo) a partir das distribuições de probabilidades de classificação, totalizando 21 meta-variáveis. No LOGO grupo, todos os assovios de um mesmo encontro receberam a mesma probabilidade, refletindo a classificação do evento. Para evitar inflar as métricas, o meta-classificador foi avaliado apenas no nível de encontros acústicos. A acurácia balanceada média foi de 77% (±1,6), ligeiramente inferior ao LOGO grupo. Entretanto, o meta-classificador apresentou ganho relevante na classificação de *T. truncatus*, cuja sensibilidade passou de 31% (LOGO grupo) para 57%. Para as demais espécies, as sensibilidades foram semelhantes ou ligeiramente reduzidas, destacando-se quedas em *S. bredanensis* (de 100% para 83%) e *D. delphis* (de 82% para 67%). A ***Figura V.4.2-5*** apresenta as matrizes de confusão do LOGO grupo e do meta-classificador, permitindo visualizar diferenças de desempenho entre espécies.

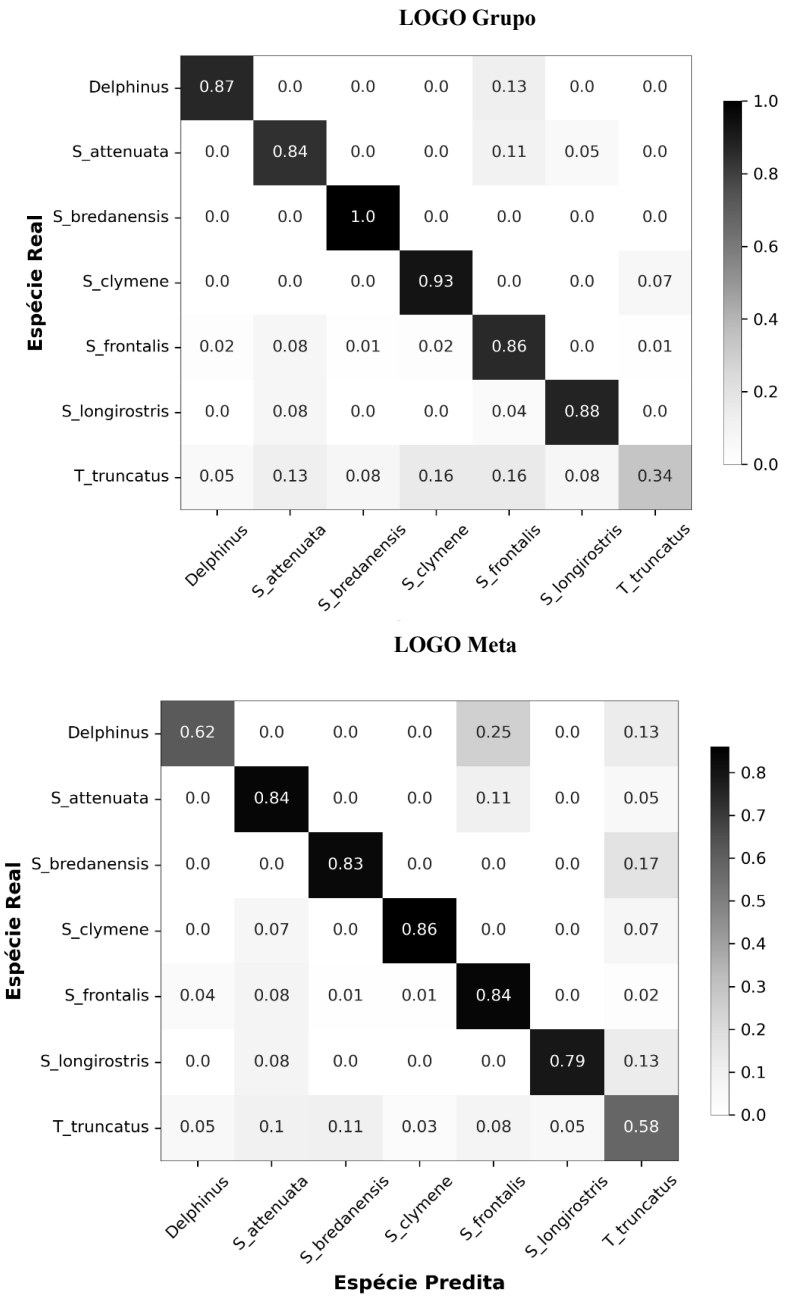


Figura V.4.2-5: *Matrizes de confusão dos modelos de floresta aleatória para a classificação de encontros acústicos de sete espécies de delfinídeos na Bacia de Santos. A matriz superior apresenta os resultados obtidos com a validação pela estratégia LOGO grupo, enquanto a inferior mostra o desempenho do meta-classificador LOGO meta, construído a partir das três estratégias de validação (k-fold, LOGO ind e LOGO grupo) previamente treinadas. Os valores na diagonal representam as taxas de acerto (acurácia) para cada espécie.*

Importância das variáveis acústicas

A análise de importância das variáveis (**Figura V.4.2-6**) destacou como mais relevantes: FREQABSSLOPEMEAN (inclinação média absoluta do contorno), FREQMEDIAN (frequência mediana), FREQSWEEPFLATPERCENT (percentual de frequência plana, correlacionada negativamente a FREQABSSLOPEMEAN, r = -0,77), DURATION (duração), e INFLDUR (razão entre pontos de inflexão e duração). Também se destacaram variáveis relacionadas à frequência, como FREQMAX, FREQBEG e FREQENDBEGRATIO, e de modulação, como FREQSWEEPUPPERCENT. Isso indica que tanto descritores de frequência quanto de contorno e duração foram determinantes, reforçando ainda que combinações de variáveis correlacionadas podem ampliar o poder preditivo do modelo.

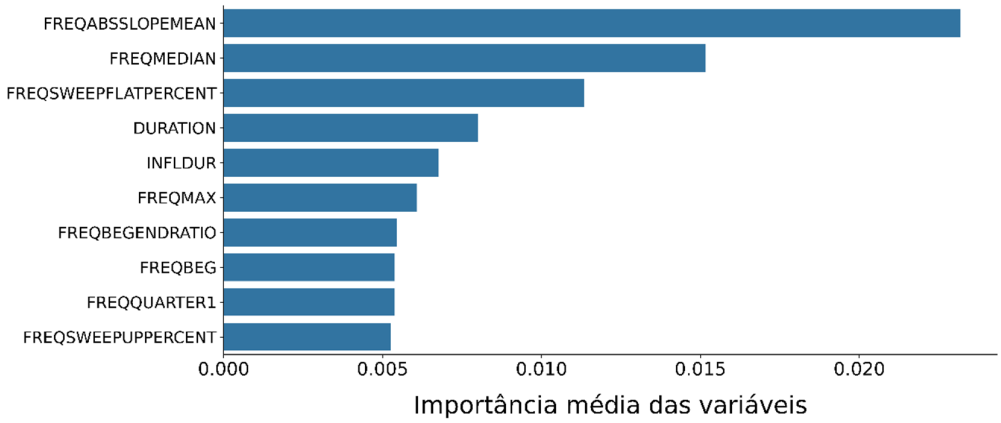


Figura V.4.2-6: *Importância global das variáveis para o classificador de assovios de delfinídeos da Bacia de Santos pelo método de permutação.*

A ***Figura V.4.2-7*** mostra box-plots das variáveis-chave. *S. bredanensis* apresentou valores mais baixos de frequência máxima, frequência mediana, inclinação do contorno e duração, sugerindo assovios mais curtos e de menor frequência. Em contraste, *S. longirostris* exibiu frequências máximas e medianas elevadas, mas baixa inclinação, enquanto *S. attenuata* apresentou frequências altas e durações curtas.

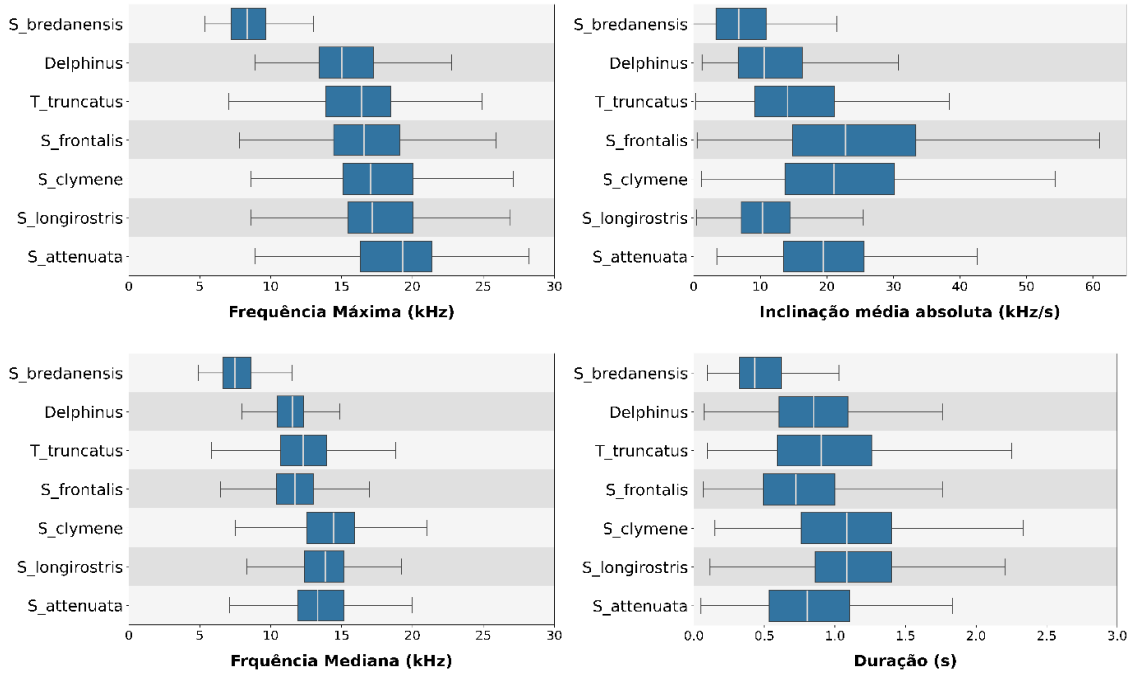


Figura V.4.2-7: *Box-plots da distribuição de quatro variáveis acústicas dos assovios de sete espécies de delfinídeos: frequência máxima (FREQMAX), inclinação média absoluta do contorno (FREQABSSLOPEMEAN), frequência mediana (FREQMEDIAN) e duração (DURATION). Essas variáveis estão entre as dez mais bem ranqueadas em importância para o classificador. A barra branca indica a mediana, e os outliers foram removidos para melhor visualização da distribuição central.*

Efeito do número de assovios na classificação dos eventos acústicos

Para avaliar a influência do número de assovios, todos os encontros foram testados com amostragens crescentes, de 1 até 50 assovios por encontro acústico, em 100 repetições aleatórias por execução. A ***Figura V.4.2-8*** apresenta os resultados. No geral, a taxa de acerto cresceu rapidamente até cerca de 10 assovios, estabilizando entre 20–30 assovios, quando mais de 80% dos encontros foram corretamente classificados. A partir de 40–50 assovios, a estabilidade foi ainda maior. O padrão foi mais evidente em *S. clymene*, *S. frontalis* e *S. longirostris*, enquanto as espécies com menor representatividade apresentaram curvas mais instáveis, possivelmente em função do número reduzido de encontros acústicos. Em *D. delphis*, apenas dois encontros tinham mais de 40 assovios, enquanto em *S. bredanensis*

foram somente 6 encontros e uma estabilização foi alcançada com pouco mais de 20 assovios. Já *T. truncatus* apresentou desempenho inferior e curva suave, com leve melhora acima de 40 assovios — ainda assim, o meta-classificador mostrou melhora para essa espécie. De maneira geral, os resultados corroboram a efetividade na utilização de um número mínimo de 30 assovios para classificação de um encontro acústico, como vem sendo adotado pelo PMC-BS, bem como traz um indicativo de que encontros com menos de 10 assovios apresentam potencial de classificação comprometido, não sendo indicado.

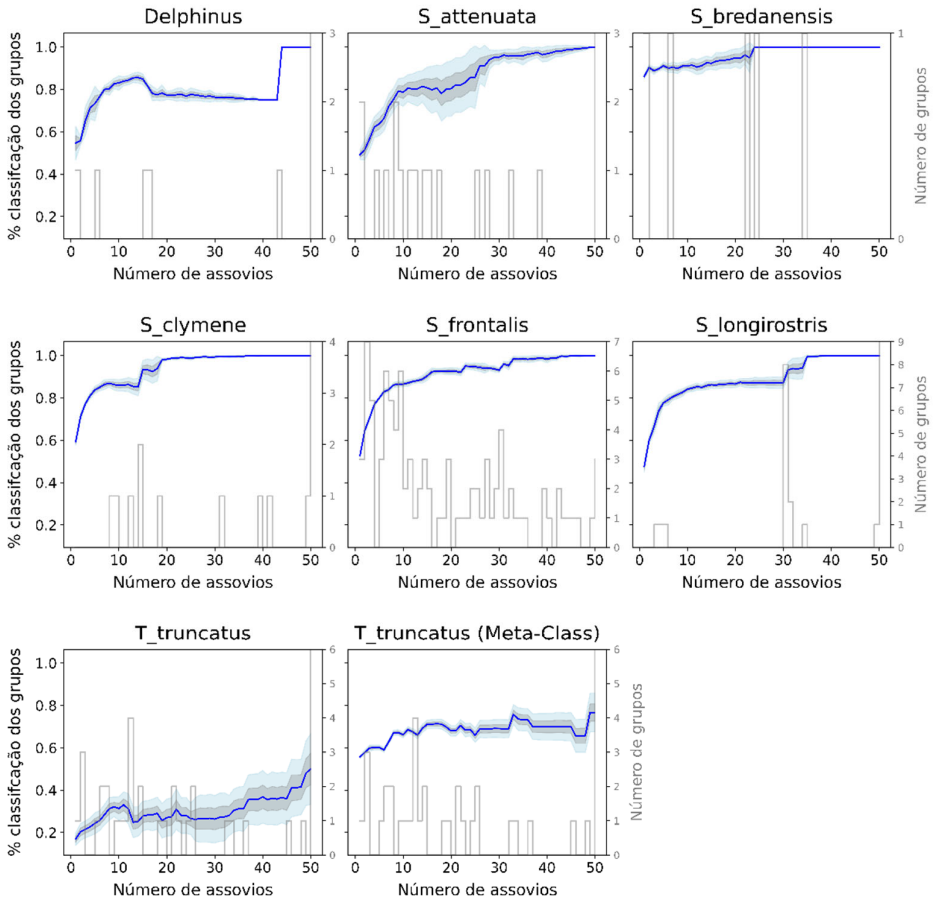


Figura V.4.2-8: *Proporção de encontros acústicos corretamente classificados em função do número de assovios para diferentes espécies de delfinídeos da Bacia de Santos, utilizando o classificador LOGO grupo. A área sombreada em cinza indica o erro padrão entre cinco*

execuções do modelo, enquanto a faixa azul representa o desvio padrão de 100 repetições com amostragens aleatórias por grupo. O gráfico em escada (linhas cinza-claros) mostra o número de eventos acústicos (eixo y à direita) em relação ao número de assovios por grupo (eixo x). No painel inferior à direita é apresentado também o desempenho do meta-classificador para ***T. truncatus*** *(Meta-Class).*

Fluxo de processamento e decisão

O classificador final foi estruturado em quatro etapas (**Figura V.4.2-9**):

1. Pré-processamento: seleção e processamento dos assovios no PAMGuard (ROCCA) para extrair os contornos.
2. Testes em classificadores de base: execução dos modelos k-fold e LOGO (ind e grupo) em cinco rodadas com hiperparâmetros otimizados.
3. Integração no meta-classificador: concatenação das distribuições de probabilidades dos classificadores de base para compor as meta-variáveis.
4. Regra de decisão: comparação entre a predição do LOGO grupo e LOGO meta.
    - Se ambos concordarem, a classificação é aceita.
    - Se divergirem, prevalece o LOGO meta apenas quando a classificação deste for da espécie *T. truncatus*, caso contrário prevalece LOGO grupo.

Essa regra de decisão reflete o melhor desempenho observado: LOGO grupo é superior para a maioria das espécies, enquanto o meta-classificador é mais eficiente para *T. truncatus*.

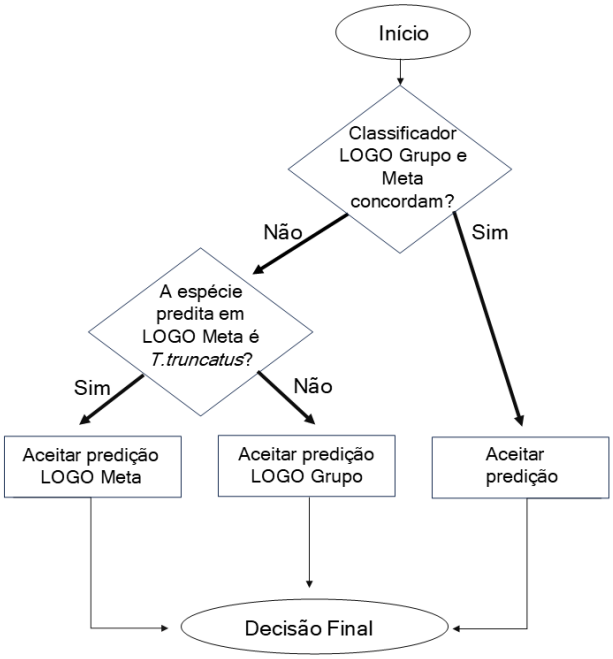


Figura V.4.2-9: *Fluxograma para predição do classificador para sete espécies de delfinídeos da Bacia de Santos com as regras para uma decisão final de classificação a partir da comparação dos resultados do classificador de base LOGO grupo e o meta-classificador LOGO meta.*

Testes com dados inéditos

A robustez do classificador foi avaliada com dados não utilizados no treinamento: registros acústicos e visuais das campanhas 18 a 20 do PMC-BS. Foram selecionados 30 encontros acústicos confirmados visualmente, contendo apenas uma espécie por evento. Os registros foram processados seguindo os protocolos do PMC-BS e testados nos quatro modelos (k-fold, LOGO ind, LOGO grupo e LOGO meta), em cinco execuções cada, com resultados finais calculados pela média. Os desempenhos estão sumarizados na ***Tabela V.4.2-5***.

Tabela V.4.2-5: *Resultados dos testes com 30 encontros acústicos de assovios registrados nas campanhas 18 a 20 do PMC-BS, abrangendo cinco espécies. Esses encontros não foram utilizados no treinamento nem na validação, representando dados inéditos para os classificadores. A tabela apresenta o código de cada encontro, a espécie identificada visualmente, o número total de assovios testados, a espécie predita e as probabilidades atribuídas pelos classificadores LOGO grupo e LOGO meta.*

Encontro acústico	Espécie conhecida	N assovios	Predição LOGO grupo	Prob LOGO grupo	Predição LOGO meta	Prob LOGO meta	Decisão final	Resultado
PMC_BS_19_A108	*S. attenuata*	50	*S. attenuata*	0,3	*S. attenuata*	0,82	*S. attenuata*	correta
PMC _BS_20_A11	*S. attenuata*	3	*S. frontalis*	0,38	*S. frontalis*	0,92	*S. frontalis*	incorreta
PMC _BS_20_A13	*S. attenuata*	30	*S. attenuata*	0,31	*S. frontalis*	0,63	*S. attenuata*	correta
PMC _BS_20_A43	*S. attenuata*	16	*S. attenuata*	0,29	*S. frontalis*	0,42	*S. attenuata*	correta
PMC _BS_20_A46	*S. attenuata*	52	*S. attenuata*	0,3	*S. frontalis*	0,68	*S. attenuata*	correta
PMC _BS_19_A18	*S. clymene*	36	*S. clymene*	0,3	*S. clymene*	0,83	*S. clymene*	correta
PMC _BS_20_A15	*S. clymene*	15	*S. clymene*	0,3	*S. clymene*	0,82	*S. clymene*	correta
PMC_BS_19_A20	*S. longirostris*	50	*S. longirostris*	0,31	*S. longirostris*	0,82	*S. longirostris*	correta
PMC_BS_20_A35	*S. longirostris*	13	*S. longirostris*	0,31	*S. longirostris*	0,93	*S. longirostris*	correta
PMC_BS_20_A35	*S. bredanensis*	30	*S. bredanensis*	0,69	*S. bredanensis*	0,97	*S. longirostris*	correta
PMC_BS_18_A03	*S. frontalis*	4	*S. frontalis*	0,37	*S. frontalis*	0,87	*S. frontalis*	correta
PMC_BS_18_A13	*S. frontalis*	30	*S. frontalis*	0,31	*S. frontalis*	0,88	*S. frontalis*	correta
PMC_BS_19_A06	*S. frontalis*	49	*S. frontalis*	0,27	*S. frontalis*	0,59	*S. frontalis*	correta
PMC_ BS_19_A09	*S. frontalis*	1	*S. frontalis*	0,32	*S. frontalis*	0,73	*S. frontalis*	correta

Encontro acústico	Espécie conhecida	N assovios	Predição LOGO grupo	Prob LOGO grupo	Predição LOGO meta	Prob LOGO meta	Decisão final	Resultado
PMC_BS_19_A118	*S. frontalis*	22	*S. bredanensis*	0,71	*S. bredanensis*	0,97	*S. bredanensis*	incorreta
PMC_BS_19_A29	*S. frontalis*	1	*S. frontalis*	0,54	*S. frontalis*	0,75	*S. frontalis*	correta
PMC_BS_19_A47	*S. frontalis*	8	*S. frontalis*	0,21	*S. frontalis*	0,29	*S. frontalis*	correta
PMC_BS_19_A95	*S. frontalis*	9	*S. frontalis*	0,31	*S. frontalis*	0,85	*S. frontalis*	correta
PMC_BS_20_A01	*S. frontalis*	31	*S. frontalis*	0,27	*S. frontalis*	0,51	*S. frontalis*	correta
PMC_BS_20_A02	*S. frontalis*	16	*D. delphis*	0,19	*T. truncatus*	0,39	*T. truncatus*	incorreta
PMC_BS_20_A08	*S. frontalis*	34	*S. frontalis*	0,32	*S. frontalis*	0,86	*S. frontalis*	correta
PMC_BS_20_A09	*S. frontalis*	16	*S. frontalis*	0,39	*S. frontalis*	0,9	*S. frontalis*	correta
PMC_BS_20_A28	*S. frontalis*	9	*S. frontalis*	0,32	*S. frontalis*	0,81	*S. frontalis*	correta
PMC_BS_20_A29	*S. frontalis*	2	*S. frontalis*	0,24	*D. delphis*	0,32	*D. delphis*	incorreta
PMC_BS_20_A36	*S. frontalis*	5	*S. frontalis*	0,18	*T. truncatus*	0,34	*T. truncatus*	incorreta
PMC_BS_20_A23	*S. frontalis*	26	*S. frontalis*	0,25	*S. frontalis*	0,45	*S. frontalis*	correta
PMC_BS_20_A31	*S. frontalis*	44	*S. frontalis*	0,33	*S. frontalis*	0,91	*S. frontalis*	correta
PMC_BS_20_A38	*S. frontalis*	10	*S. frontalis*	0,29	*S. frontalis*	0,71	*S. frontalis*	correta
PMC_BS_20_A42	*S. frontalis*	5	*S. frontalis*	0,38	*S. frontalis*	0,9	*S. frontalis*	correta
PMC_BS_20_A17	*S. frontalis*	14	*S. frontalis*	0,36	*S. frontalis*	0,93	*S. frontalis*	correta

Conclusão – Classificador de assovios

Os resultados obtidos foram satisfatórios, com 83% (n = 25) dos encontros acústicos testados obtendo predições corretas. A maioria (cerca de 70%) foi composta por uma única espécie, o golfinho-pintado-do-Atlântico (*S. frontalis*), refletindo a desproporção de registros no banco de dados. Essa assimetria deriva do fato de que o conjunto de dados foi construído a partir de cruzeiros sistemáticos em transectos, nos quais a frequência de encontros acompanha a abundância relativa das espécies. Idealmente, futuras avaliações devem incluir um número mais equilibrado de encontros de todas as espécies contempladas pelo classificador, permitindo uma análise mais robusta de seu desempenho. No caso de *S. frontalis*, 80% (n = 16) dos 20 encontros foram corretamente classificados. Entre as demais espécies, os resultados foram igualmente satisfatórios: *S. attenuata* apresentou 80% de acerto (n = 4/5), enquanto *S. longirostris* (n = 2), *S. clymene* (n = 2) e *S. bredanensis* (n = 1) alcançaram 100% de acurácia. Duas espécies não puderam ser testadas: *D. delphis*, ausente nas campanhas 19 e 20, e *T. truncatus*, registrado apenas em um grupo misto e em uma ocorrência com gravações sem assovios.

Um fator crítico para a acurácia do classificador no nível de encontro acústico é o número de assovios disponíveis. As análises indicaram melhora progressiva na taxa de acerto conforme o volume de assovios aumenta. Entre os encontros com 10 ou mais assovios (n = 20), a proporção de classificações corretas subiu para 90% (n = 18), com apenas duas predições incorretas, ambas de *S. frontalis*. Sendo assim, é recomendável um mínimo de 10 assovios para maior confiabilidade na predição.

A classificação de espécies por meio de suas vocalizações é um passo fundamental para consolidar o monitoramento acústico passivo como ferramenta em estudos ecológicos. No caso dos delfinídeos, a tarefa é particularmente desafiadora devido à diversidade de espécies e à sobreposição de características acústicas entre seus assovios, que variam tanto intra quanto interespecificamente (OSWALD et al., 2003, 2007; GANNIER et al., 2010). Além disso, diferenças geográficas no repertório vocal reforçam a necessidade de

desenvolver classificadores regionalizados (HAWKINS et al., 2010; PAPALE et al., 2013; LIMA et al., 2020; DONG et al., 2021).

Este relatório apresenta a consolidação de um classificador robusto para as principais espécies de delfinídeos da Bacia de Santos. A aplicação prática desse tipo de ferramenta deve considerar os encontros acústicos como unidade de análise, reproduzindo de forma mais realista a coleta de dados em campo e permitindo a classificação direta ao nível do grupo (encontro acústico). Futuramente, espera-se ampliar o modelo com a inclusão de novas espécies (à medida que dados adicionais são coletados), bem como disponibilizá-lo para outros projetos e instituições. Por fim, a consolidação desse classificador abre caminho para análises mais detalhadas do repertório acústico das espécies, contribuindo não apenas para o aprimoramento do modelo, mas também para avanços no entendimento do comportamento, da dinâmica social, da estrutura populacional e da avaliação de impactos sobre os delfinídeos da região.

V.4.3 Processamento dos dados do PMPAS-BS

A coleta de dados de acústica submarina a partir do uso de plataformas autônomas, sejam fixas, ou móveis, oferece oportunidades para estudos com mamíferos marinhos, em especial os cetáceos (MELLINGER et al., 2007, CAUCHY et al., 2023). O Projeto de Monitoramento da Paisagem Acústica Submarina da Bacia de Santos (PMPAS-BS), assim como o PMC-BS, é executado para atendimento de condicionantes do IBAMA em processos de licenciamento ambiental da PETROBRAS. Um dos objetivos do PMPAS-BS é subsidiar estudos e pesquisas sobre a biota marinha e possíveis impactos provenientes das atividades de exploração e produção de óleo e gás da PETROBRAS na Bacia de Santos. Assim, um esforço de integração entre o PMC-BS e o PMPAS-BS tem sido realizado com três objetivos: (1) complementar dados bioacústicos de cetáceos na Bacia de Santos para análise do repertório sonoro das espécies e desenvolvimento de classificadores automatizados; (2) utilizar os dados modelados dos níveis de ruído subaquático na paisagem acústica para as análises de uso de habitat e distribuição de cetáceos; e (3) analisar os impactos das atividades de sísmica sobre os cetáceos (ver item **V.4.4 Atividades sísmicas e cetáceos**).

Os dados disponibilizados pelo PMPAS-BS incluem três instrumentações que captam e armazenam os dados de áudio: observatórios submarinos (OS) localizados na Baía de Guanabara e em outras localidades na costa e na plataforma continental até 100 m de profundidades; linhas de fundeio instrumentadas (LFI) instaladas em áreas mais profundas da Bacia de Santos, com hidrofones posicionados em diferentes profundidades; e veículos submersíveis autônomos do tipo *glider* (**Figura V.4.3-1),** que realizam mergulhos consecutivos a profundidades de até 1.000 metros, coletando dados acústicos e oceanográficos, a partir de rotas programadas e reajustadas por satélite.

Figura V.4.3-1: *Dispositivo de navegação submersível autônoma do tipo glider, que pode ser equipado com um gravador para monitoramento acústico passivo, igual ao utilizado pelo PMPAS-BS para a obtenção de dados da paisagem acústica da Bacia de Santos. (Fonte: IPqM; PETROBRAS, 2025)*

A partir de análise crítica do potencial de uso destes conjuntos de dados para o desenvolvimento de análises pelo PMC-BS, foi verificada a presença de ruídos de baixa frequência nos dados coletados pelas LFIs e OSs. No caso da LFI são ruídos próprios do método de fixação dos equipamentos. Já para o OS são ruídos relacionados ao tráfego de embarcações dos locais onde os instrumentos estão localizados. A presença de ruído impõe dificuldades para a detecção de sinais acústicos de cetáceos nos dados obtidos pelas LFI e OS. Em especial, isso se aplica aos misticetos, que produzem vocalizações em baixas frequências (□1 kHz). A conclusão foi que o *glider* é mais promissor para a obtenção de gravações acústicas com qualidade elegível para detecção e classificação de misticetos e, portanto, os esforços têm sido direcionados para esses dados. Essa plataforma também representa uma oportunidade para a complementação da biblioteca acústica do PMC-BS para estas espécies que utilizam baixas frequências, uma vez que a própria metodologia de coleta de dados empregada no projeto, que consiste no monitoramento acústico passivo

rebocado por embarcação, apresenta expressivo ruído em baixas frequências e inviabiliza a coleta de dados para algumas dessas espécies.

A presente sessão do relatório é dedicada ao primeiro objetivo estabelecido entre os projetos, e apresenta os avanços no processamento de dados disponibilizados pelo PMPAS-BS e desenvolvimento de classificadores, referentes as campanhas de *glider* do primeiro ciclo do projeto. As análises foram direcionadas principalmente para a identificação de sinais acústicos de misticetos. Mais especificamente, o PMC-BS tem dedicado esforços neste último ano, a partir dos dados de *glider* do PMPAS-BS, para o desenvolvimento de uma prancha de identificação de referência para as espécies de misticetos que potencialmente ocorrem na Bacia de Santos, e produção de um banco de dados acústicos destas espécies. Além disso, considerando que os recortes de áudios disponibilizados pelo PMPAS-BS a partir das gravações de *glider* (ver detalhamento a seguir) são definidos com a aplicação de detectores automáticos de sinais tonais do programa PAMGuard, foi testada a implementação de outros detectores direcionados para sinais pulsados (cliques), com o objetivo de potencializar a obtenção de dados de outras espécies, em especial para grandes mergulhadores, como o cachalote (*Physeter macrocephalus*) e as baleias-bicudas (Família Ziphiidae).

Detecção de cetáceos em dados de glider

Os dados acústicos coletados pelos *gliders* são previamente processados pela equipe do PMPAS-BS para detecção dos sinais de baixa e média frequências, utilizando detectores de sinais tonais – assovios e gemidos (*whistles* e *moans*) do programa PAMGUARD.

O detector de assobios, produzidos pelos golfinhos da família Delphinidae, foi aplicado em espectrogramas com FFT de 2.048 pontos (resolução de 62,5 Hz, aproximadamente 16 ms) e *overlap* de 50% (avanço de aproximadamente 8 ms). Em cada espectro, foi feita a detecção de picos com SNR > 4 dB e estes picos são combinados com os picos obtidos em espectros adjacentes, para

formar contornos, ou linhas, que é o resultado da detecção. A faixa de frequência pesquisada pelo detector foi de 2 a 62,5 kHz.

Os gemidos, sons produzidos pelos misticetos, também foram detectados no PAMGuard. Neste caso, as gravações foram decimadas para uma taxa de amostragem de 6 kHz. Os espectrogramas foram configurados com FFT de 1.024 pontos (resolução de 5,86 Hz, aproximadamente 171 ms) e *overlap* de 94% (avanço de aproximadamente 10,7 ms). A faixa de frequência pesquisada pelo detector foi de 50 Hz a 3 kHz.O limiar de detecção (SNR ou relação sinal ruído) foi definido em 6.

Os trechos com maior presença de sinais acústicos presumidamente de cetáceos foram extraídos em arquivos independentes, disponibilizados para análise pelo PMC-BS. Os dados foram fornecidos junto com planilhas de esforço, coordenadas geográficas e profundidade do *glider*, assim como também uma tabela com o sumário das detecções.

V.4.3.1 Desenvolvimento de banco de dados de misticetos

Os esforços de levantamento de vocalizações das espécies foram direcionados para campanhas nas quais já se sabia, com base em análises anteriores, da presença de vocalizações da baleia-minke-Antártica (*Balaenoptera bonaerensis*), baleia-fin (*B. physalus*), baleia-azul (*B. musculus*) e baleia-sei (*B. borealis*). Para isso, foi necessária a análise e contagem manual dos sinais acústicos, utilizando o software Raven Pro 1.6, com o objetivo de compilar um acervo que servirá de base para o treinamento de modelos voltados à detecção automática das espécies de misticetos mencionadas, por meio de técnicas avançadas de *machine learning*.

Até o momento, foram identificados 18 tipos distintos de sinais acústicos julgados como vocalizações de misticetos. Entretanto, apenas 7 desses sinais foram associados a vocalizações previamente descritas na literatura, com base em revisão bibliográfica. Essa limitação se deve à grande variedade de vocalizações dessas espécies. Acredita-se, no entanto, que a maioria dos sinais

ainda não categorizados corresponda a variações dos chamados da baleia-minke-Antártica, com base em semelhanças nas frequências, nos padrões de repetição e na duração temporal.

No total, foram registrados 20.081 sinais acústicos distintos, presentes nas campanhas analisadas: campanha 7 (n = 798), 8 (n = 2.701), 15 (n = 14.396), 18 (n = 2.701) e 25 (n = 1.072). Desses, 11.541 foram classificados como vocalizações de espécies conhecidas, sendo 10.798 atribuídos à baleia-minke-Antártica (**Figura V.4.3.1-1**), 439 à baleia-fin (**Figura V.4.3.1-2**), 284 à baleia-azul (**Figura V.4.3.1-3**) e 20 à baleia-sei (**Figura V.4.3.1-4**). A identificação das vocalizações conta com o comparativo de um banco de referências que foi elaborado e vem sendo constantemente expandido, para subsidiar o processo de identificação dos sinais acústicos observados (**Tabela V.4.3.1-1**). Com isso, vêm se produzindo um banco de dados de referência para essas espécies, que irá possibilitar os próximos passos no desenvolvimento dos classificadores.

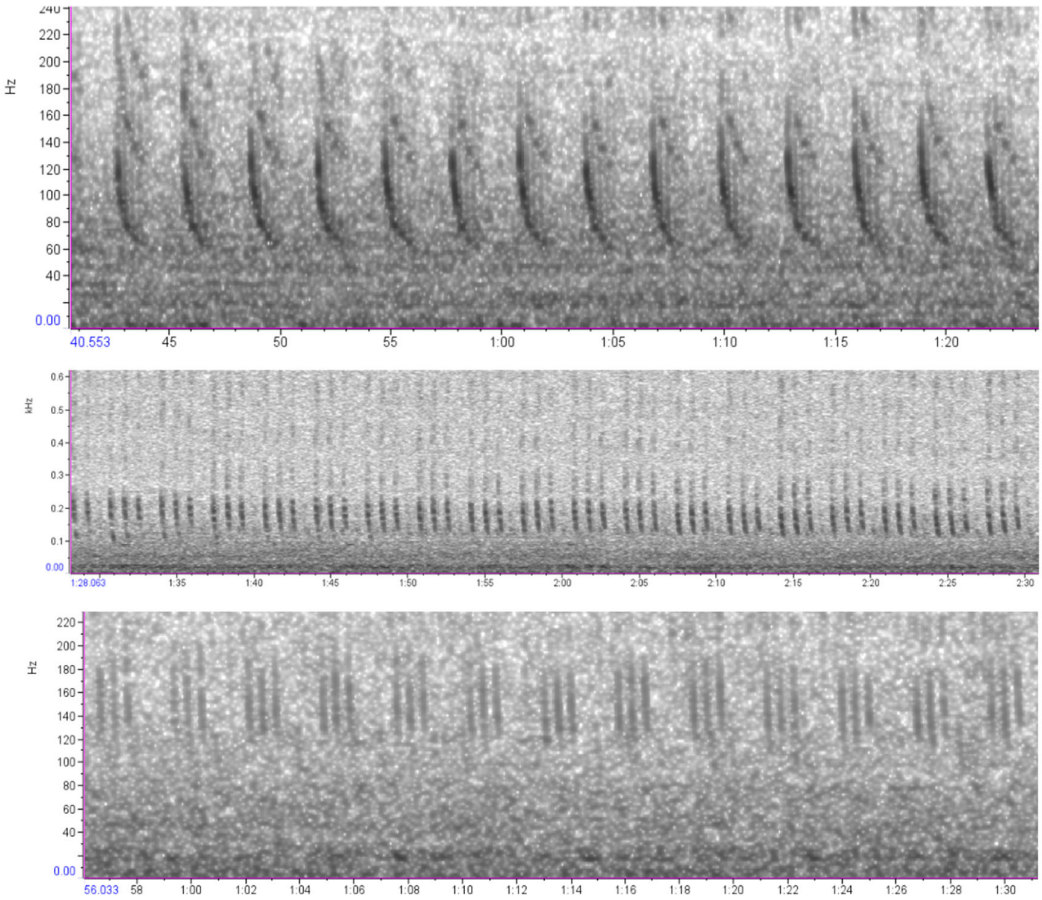


***Figura V.4.3.1-1**: Exemplo de vocalizações de baleia-minke-Antártica (**Balaenoptera bonaerensis**) compilados a partir de registros acústicos de gliders do PMPAS-BS. Descrição: "Bio-ducks", que consiste em séries regulares de pulsos tonalizados emitidos em padrões repetitivos. Cada série dura entre 0,5 e 2 segundos, podendo ocorrer em sequências contínuas por vários minutos. Os sinais têm frequências principais entre 50 e 300 Hz, geralmente centradas em torno de 100–200 Hz.*

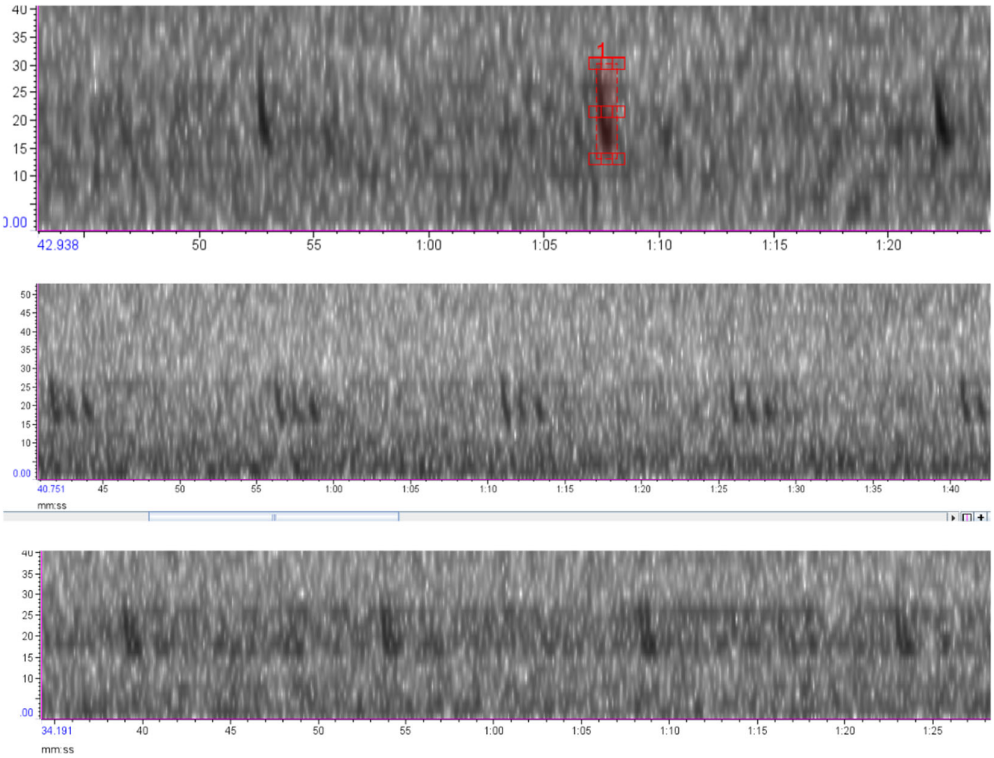


Figura V.4.3.1-2: *Exemplo de vocalizações de baleia-fin (**Balaenoptera physalus**) compilados a partir de registros acústicos de gliders do PMPAS-BS. Descrição: Vocalizações denominadas pulsos de baixa frequência (~20 Hz), duração de ~1 segundo, organizados em sequências regulares (individuais, pares ou trios).*

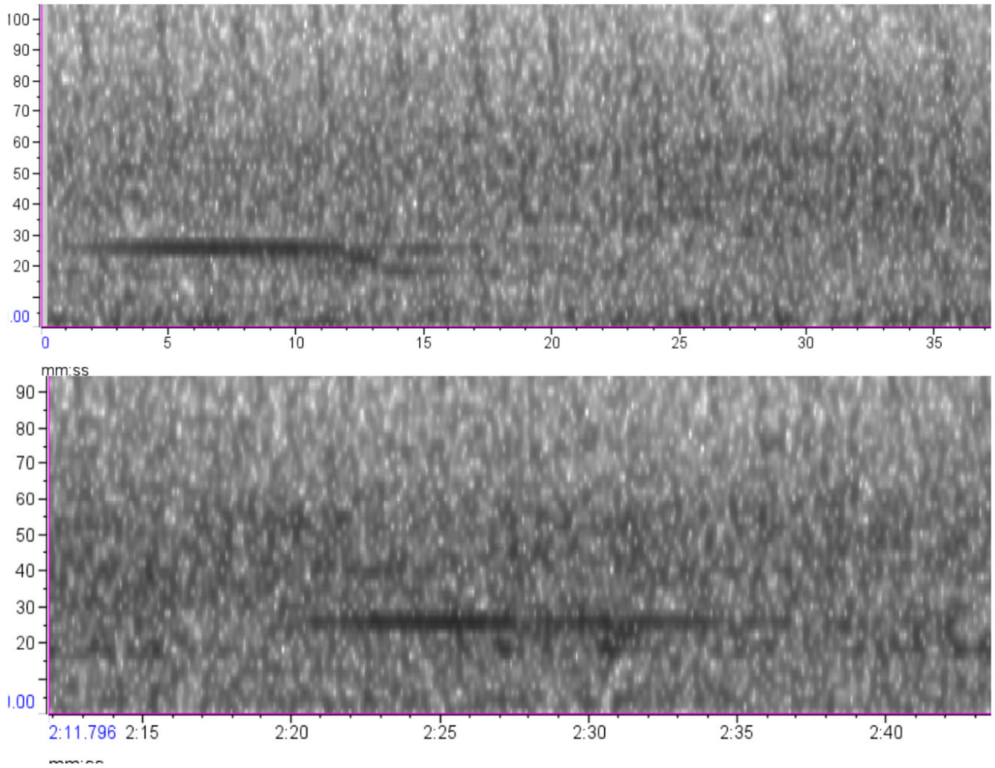


***Figura V.4.3.1-3**: Exemplo de vocalizações de baleia-azul (**Baleanoptera musculus**) compilados a partir de registros acústicos de gliders do PMPAS-BS. Descrição: Sinais tonais modulados conhecidos com "Tipo Z", de baixa frequência (~20 Hz), com duração de 8–20 segundos, repetidos a cada 1–2 minutos.*

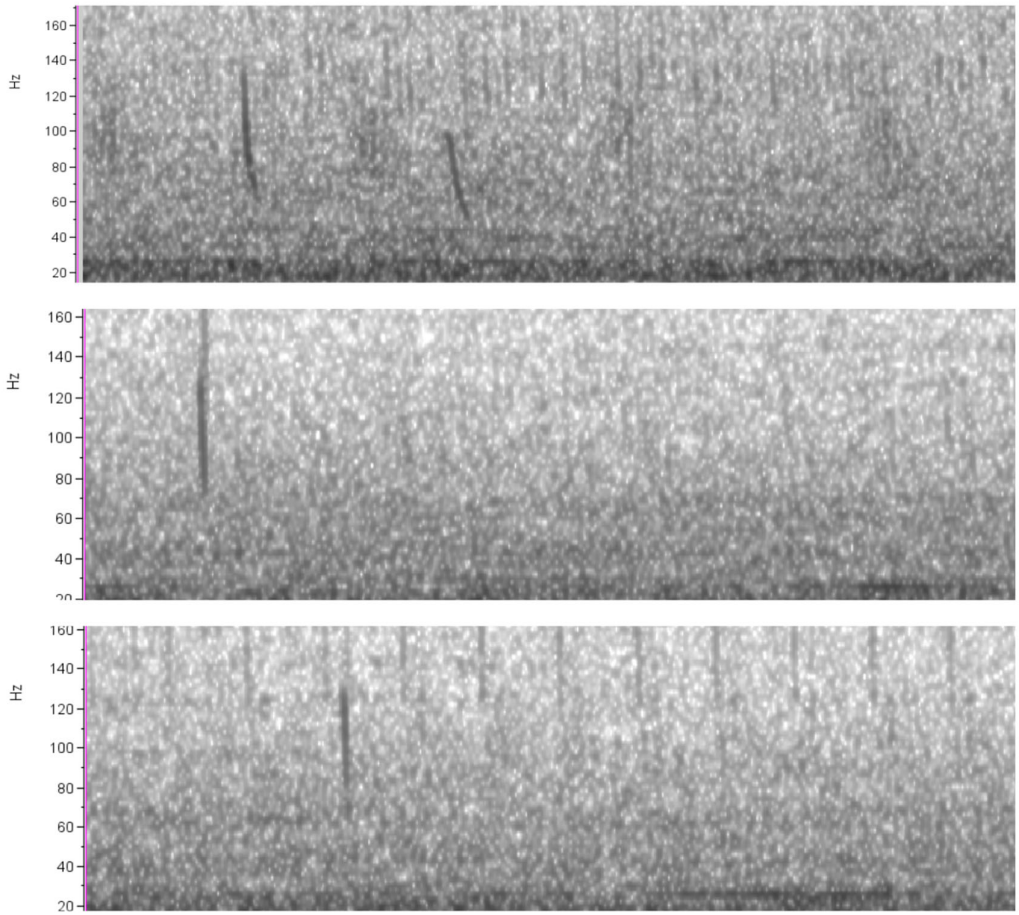


Figura V.4.3.1-4: *Exemplo de vocalizações de baleia-sei (**Balaenoptera borealis**) compilados a partir de registros acústicos de gliders do PMPAS-BS. Descrição: Downsweeps de frequência iniciando em aproximadamente 135 Hz e terminando em torno de 60 Hz, com duração média de 0,8 segundos.*

Tabela V.4.3.1-1: *Banco de referências bibliográficas utilizado para a identificação de vocalizações de baleias observados em dados de gliders do PMPAS-BS.*

Espécie	Tipos de sinais	Referências
Baleia-azul (*Baleanoptera musculus*)	chamados de frequência modulada (tipo A, tipo Z) de	McDonald et al., 1995; McDonald et al., 2001; Širović and Oleson, 2022

Espécie	Tipos de sinais	Referências
	12-200 Hz; canto de 16-60 Hz	
Baleia-fin (*Balaenoptera physalus*)	pulsos de 20 Hz (14-118 Hz); canto de 17-25 Hz	Sirovic et al., 2009; Širović et al., 2013; Helble et al., 2020
Baleia-sei (*Balaenoptera borealis*)	chamados de frequência modulada (*downsweeps*) de 60-135 Hz	Cerchio et al., 2022; Baumgartner et al., 2008
Baleia-de-bryde (*Balaenoptera brydei*)	chamados de frequência modulada de 70-250 Hz (frequência de pico – FP: 130 Hz)	Edds et al., 1993; Oleson et al., 2003; Figueiredo & Simão, 2014
Baleia-minke-Antártica (*Balaenoptera bonaerensis*)	Bio-ducks tipos A (FP: 130-180 Hz), B (FP: 160-180 Hz), C (FP: 245 Hz), D (FP: 85-115 Hz)	Dominello et al., 2016; Filun et al., 2020; Shabangu et al., 2020; Rossi-Santos et al., 2022

V.4.3.2 Considerações finais sobre os classificadores de misticetos

O desenvolvimento do classificador de baleias-sei (*Balaenoptera borealis*) apresentado no 9º Relatório Anual do PMC-BS representou um avanço significativo no processamento automatizado de dados acústicos para reconhecimento da espécie, alcançando melhorias expressivas de desempenho após a etapa de retroalimentação, com métricas de precisão (94,2%), recall (80,3%) e F1-score (86,7%) bastante superiores ao modelo inicial. O resultado demonstrou a eficiência da abordagem baseada em aprendizado de máquina, aliada à validação manual de dados para retroalimentação do treinamento. A consolidação dessa metodologia abriu caminho para sua adaptação a outras espécies de misticetos, como a baleia-azul (*B. musculus*) e baleia-fin (*B. physalus*), cujos sinais acústicos já estão sendo levantados e categorizados manualmente com avanços consideráveis. Os próximos passos incluem uma maior ampliação do banco de dados com vocalizações das espécies, mas, também o uso de dados oriundos de transmissores arquivais em animais

marcados nas campanhas de telemetria do PMC-BS permitirá fortalecer a confiabilidade dos modelos, permitindo maior generalização e robustez. Esses avanços são fundamentais para tornar mais eficiente e assertivo o monitoramento acústico passivo com *gliders*, ampliando as possibilidades de análises no âmbito do PMC-BS.

V.4.3.2 Detector de cliques aplicados aos dados de glider

No 9º Relatório Anual do PMC-BS foi feita uma análise exploratória para verificar a viabilidade de uso de detectores e classificadores automáticos nos dados do PMPAS-BS, especificamente para detectar cliques de ecolocalização. Foi aplicado o detector de cliques do programa PAMGuard (versão 2.02.10) com objetivo de detectar e classificar diferentes grupos de odontocetos, como os cachalotes (pico de frequência entre 2 e 15 kHz; MOHL et al., 2003), zifídeos (picos de frequência entre 30 e 50 kHz e cliques com modulação ascendente; BAUMANN-PICKERING et al., 2013) e cliques de delfinídeos (cliques de banda larga com pico de frequência entre 15 e 50 kHz; AU et al., 1993). No relatório atual diferentes configurações de detector e classificador automático do PAMGuard foram testadas em um volume maior de dados. Foram utilizados dados de *glider*, com recorte de trechos completos de deteções fornecidas pelo PMPAS-BS, incluindo 7 campanhas executadas entre novembro de 2015 e janeiro de 2018 (campanhas 1 a 20). Os recortes providos pelo PMPAS-BS foram selecionados após a aplicação do detector de assovios e grunhidos e verificação de trechos onde os mapas de dados do PAMGuard indicou a provável existência de vocalizações de cetáceos. Estes dados foram previamente identificados como contendo assovios de odontocetos ou gemidos e grunhidos de misticetos, mas não foram direcionados pela presença de cliques de ecolocalização de odontocetos.

As sete campanhas selecionadas foram identificadas a partir de uma análise preliminar manual realizada pelo PMC-BS, que permitiu identificar a presença de cliques de cachalote. A partir de uma configuração inicial, os resultados do detector obtidos para estas campanhas foram inspecionados na interface gráfica do PAMGuard *Viewer Mode* (detector e classificador automático de cliques),

assim como em espectrogramas com as detecções associadas. Na configuração final foram quatro tipos de cliques incluídos no classificador, de acordo com o pico de frequência:

1. Cachalotes – 15 kHz
2. Delfinídeos MF – 15–30 kHz
3. Delfinídeos HF – 30–50 kHz
4. Zifídeos – parametrizados pela taxa de variação em frequência (kHz/s) e número de passagens pelo zero.

Embora a literatura descreva cliques de zifídeos com picos entre 30–50 kHz (BAUMANN-PICKERING et al., 2013), não foram definidos limites fixos de frequência a priori, a fim de permitir maior flexibilidade na detecção.

Após uma avaliação inicial destas campanhas, foram feitos novos testes para ajustes nas configurações do detector e classificador do PAMGuard. Os resultados mostraram a presença de cliques de delfinídeos e cachalotes em todas as sete campanhas, e cliques de zifídeos em duas delas (campanhas 6 e 19), nas quais foram feitos testes mais detalhados. O esforço de coleta nestas campanhas está resumido na ***Tabela V.4.3.2-1***.

Tabela V.4.3.2-1*: Dados do esforço de coleta do glider nas campanhas (ciclos) 6 e 19 (dados PMPAS-BS).*

Ciclo	Glider	Início	Fim	Dias de coleta	Distância (km)	Merg	Merg / dia	Merg com gravação	Tempo de gravação (horas)
6º	SG612	16/08/2016	16/09/2016	32	411	136	4,2	60	173
19º	SG571	29/10/2017	09/12/2017	42	519,7	175	4,2	90	255,1

V.4.3.3 Validação do classificador automático de cliques

Os dados acústicos do PMPAS-BS provenientes do *glider* foram coletados com taxa de amostragem de 125 kHz. Na configuração final do detector, aplicou-

se um pré-filtro digital entre 2 e 60 kHz e um filtro de gatilho entre 2 e 58 kHz. Como cliques de banda larga podem exceder a frequência máxima para essa taxa de amostragem (62 kHz), evitou-se o limite superior para prevenir distorções espectrais (*aliasing*) que geram imagens espúrias. O limiar de detecção foi testado em 14 dB e 10 dB para comparação. O tamanho máximo do clique foi definido em 4 ms (512 amostras) e a separação mínima entre cliques em 0,8 ms (100 amostras). Para os cliques detectados, foram aplicados classificadores automáticos do PAMGuard (cachalotes, zifídeos e delfinídeos MF e HF), que extraem parâmetros espectrais de 1 ms centrado no clique e comparam energia em bandas de teste e de controle. Para zifídeos, o classificador foi ajustado para taxa de variação de frequência de 1–500 kHz/ms.

A validação demonstrou que detectores e classificadores identificaram corretamente cliques de diferentes odontocetos. Também ocorreram falsos positivos, principalmente associados ao ruído operacional do *glider*, mas também provenientes de embarcações, atividade sísmica e sondas. O ruído do *glider*, característico e facilmente identificável, aparece como picos de 2–15 kHz gerados pelos motores de controle de atitude e pela bomba hidráulica da bexiga de flutuabilidade. Esse ruído contaminou a faixa de 1–10 kHz nos mapas de dados, dificultando a visualização de cliques de cachalotes. Em contraste, cliques de zifídeos e delfinídeos têm picos acima de 15 kHz e, quando numerosos, são evidentes nos mapas. Outros ruídos espúrios, provavelmente de agitação da água e batidas no hidrofone, ocorreram no início dos trechos, contaminando o detector com falsos positivos de todos os tipos.

A **Figura *V.4.3.2*-1** apresenta um mapa de dados do PAMGuard, com o eixo x representando tempo (~3 h) e o eixo y a frequência (0–62 kHz), e intensidade dos sinais em escala de cores (cores quentes indicam maior energia). O exemplo mostra ruído do *glider* (~7 kHz), cliques de zifídeos (30–50 kHz) e cliques de cachalotes (5–30 kHz), estes últimos menos evidentes devido à sobreposição com o ruído do *glider*. No início do trecho, há forte contaminação em todas as bandas (ruído de superfície) e uma sonda em banda estreita (~40 kHz).

A **Figura V.4.3.2-2** mostra a saída do detector de cliques do PAMGuard, com tempo no eixo x (2 h) e amplitude no eixo y, sendo cores e formas

associadas à classificação automática. Destacam-se falsos positivos de cachalote (quadrados azuis, relacionados ao ruído do *glider*) e cliques de zifídeos corretamente detectados (losangos violetas), ilustrados em detalhe com forma de onda, espectro e modulação ascendente. Na Figura 3a, a maioria dos cliques de zifídeos foi classificada corretamente, embora falsos positivos iniciais estejam associados ao ruído do *glider*. A sonda de 40 kHz também aparece como falso positivo de delfinídeos HF (círculos verdes). Cliques de cachalotes foram observados, ainda que mascarados pelo ruído. Na **Figura V.4.3.2-3**, o trecho é filtrado para mostrar apenas cliques de cachalote, evidenciando alguns verdadeiros positivos entre os intervalos de ruído.

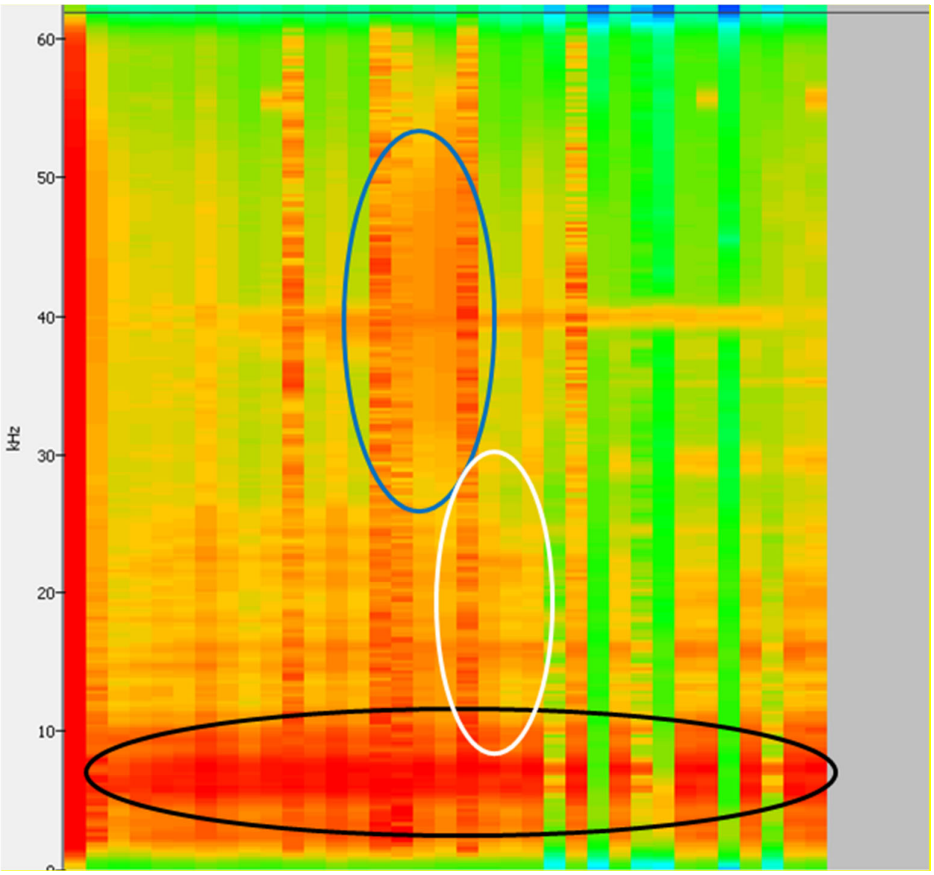


***Figura V.4.3.2-1**: Mapa de dados do PAMGuard Viewer referente a um trecho de gravação processado no detector de cliques (Campanha 19, glider, 31/10/2017, entre 18:55 e 21:50 h – PMPAS-BS). O eixo x representa o tempo (aprox. 3 h) e o eixo y a frequência (0–62 kHz). A energia dos sinais está representada por uma escala de cores (cores quentes indicam maior intensidade). Observa-se o ruído do glider (~7 kHz, circulado em preto), cliques de zifídeos (30–50 kHz, circulado em azul) e cliques de cachalotes (5–30 kHz, circulado em branco), estes últimos menos conspícuos devido à sobreposição com o ruído do glider.*

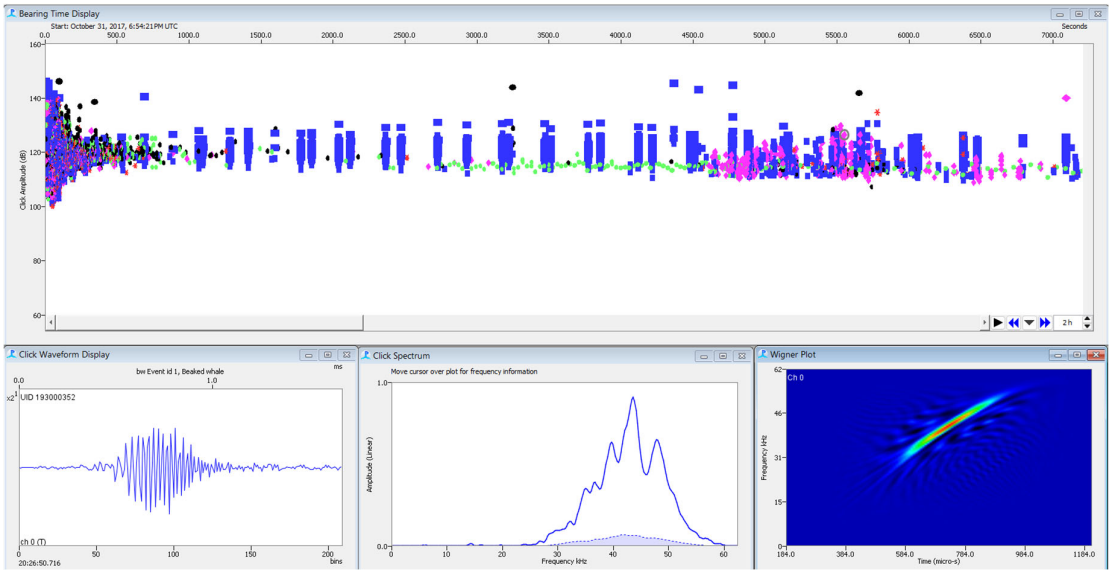


***Figura V.4.3.2-2**: Trecho de gravação de cliques (Campanha 19, glider, 31/10/2017, entre 18:55 e 21:50 h – PMPAS-BS). O gráfico mostra as detecções do PAMGuard, com o eixo x representando o tempo (escala de 2 h) e o eixo y a amplitude dos cliques. As diferentes cores e formas dos símbolos indicam as categorias configuradas: cachalote (quadrado azul), zifídeo (losango violeta) e delfinídeos HF (círculo verde). Abaixo, estão representados os gráficos da forma de onda, espectro e distribuição de Wigner de um clique de zifídeo detectado.*

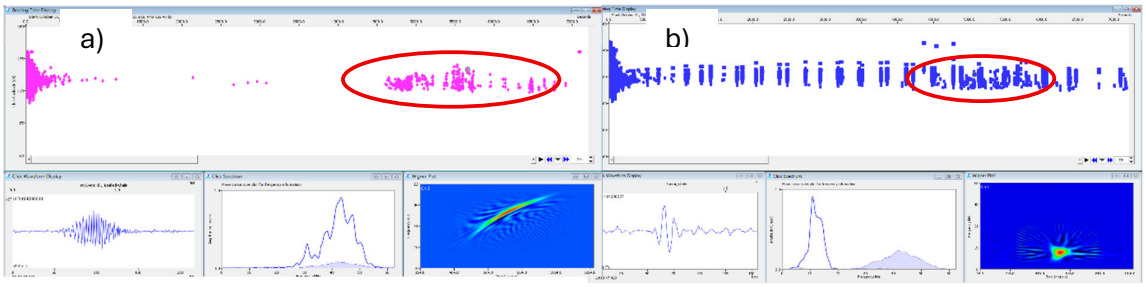


Figura V.4.3.2-3: *Trecho de gravação de cliques (Campanha 19, glider, 31/10/2017, entre 18:55 e 21:50 h – PMPAS-BS). O detector de cliques do PAMGuard é exibido com o eixo x representando o tempo (escala de 2 h) e o eixo y a amplitude. À esquerda (a), o gráfico mostra os cliques filtrados para a categoria zifídeos (losangos rosas); no destaque em vermelho estão os cliques confirmados, acompanhados abaixo pelos gráficos da forma de onda, espectro e distribuição de Wigner de um clique de zifídeo. À direita (b), o mesmo trecho filtrado apenas para cliques classificados como cachalote (quadrados azuis). A maior parte corresponde a falsos positivos do ruído do glider, previsíveis e facilmente identificáveis; o destaque em vermelho indica alguns cliques de cachalote detectados em meio a esse ruído. Abaixo estão representados os gráficos da forma de onda, espectro e distribuição de Wigner de um clique de cachalote.*

Em contrapartida, quando os cliques de cachalote são captados com alta intensidade e de forma regular, ficam mais evidentes tanto no mapa de dados quanto no gráfico do detector de cliques. Na **Figura V.4.3.2-4** é possível observar que além de cliques de cachalote (quadrados azuis que indicam cliques com picos entre 2 e 15 kHz), também houve uma quantidade considerável de cliques com pico entre 15 e 30 kHz (estrelas em vermelho) também confirmados como de cachalotes. Isso mostra como os cliques de cachalote variaram bastante, desde cliques mais fortes, que alcançaram picos de frequências maiores (entre 15 - 30 kHz), a cliques mais fracos, alcançando picos em cerca de 5 kHz ou até menos.

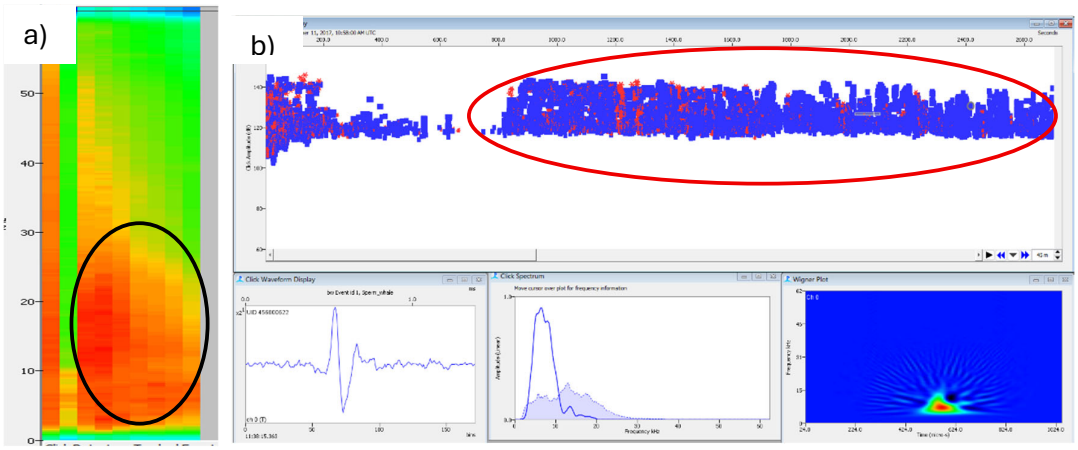


Figura V.4.3.2-4: *Trecho de gravação processado pelo detector de cliques (Campanha 19, glider, 11/11/2017, entre 11:00 e 11:45 h – PMPAS-BS). À esquerda (a), mapa de dados do PAMGuard Viewer, com eixo x representando o tempo (~45 min) e eixo y a frequência (0–62 kHz). A energia dos sinais está em escala de cores (cores quentes indicam maior intensidade). O exemplo mostra cliques de cachalote evidentes, com picos de energia entre 5 e 30 kHz (circulados em preto). À direita (b), detecção de cliques de cachalote pelo PAMGuard (quadrados azuis e estrelas vermelhas, circuladas em vermelho). Abaixo, gráficos da forma de onda, espectro e distribuição de Wigner de um clique de cachalote detectado.*

Os cliques de delfinídeos foram frequentemente classificados nas categorias delfinídeo MF e/ou HF. Apesar da predominância de cliques nestas categorias, também houve muitos cliques verdadeiros que ficaram como não classificados (não pertencentes a nenhuma categoria), assim como cliques classificados como zifídeos ou até mesmo cachalote. Porém, a predominância de cliques classificados como delfinídeo (MF e HF) na maior parte dos trechos permite a associação destes trechos aos cliques de delfinídeos (cliques de banda larga e picos entre 15 e 50 kHz). A variação entre picos de frequências entre 15-30 kHz (MF) e 30-50 kHz (HF) ocorreu em um mesmo evento de detecção. A **Figura V.4.3.2-5** mostra um trecho de detecção de delfinídeo. Neste exemplo, cliques de amplitude menor tenderam a ter picos com frequência mais baixas (estrelas

em vermelho), enquanto os cliques de frequência mais alta (círculos em verde) tenderam a amplitudes mais altas.

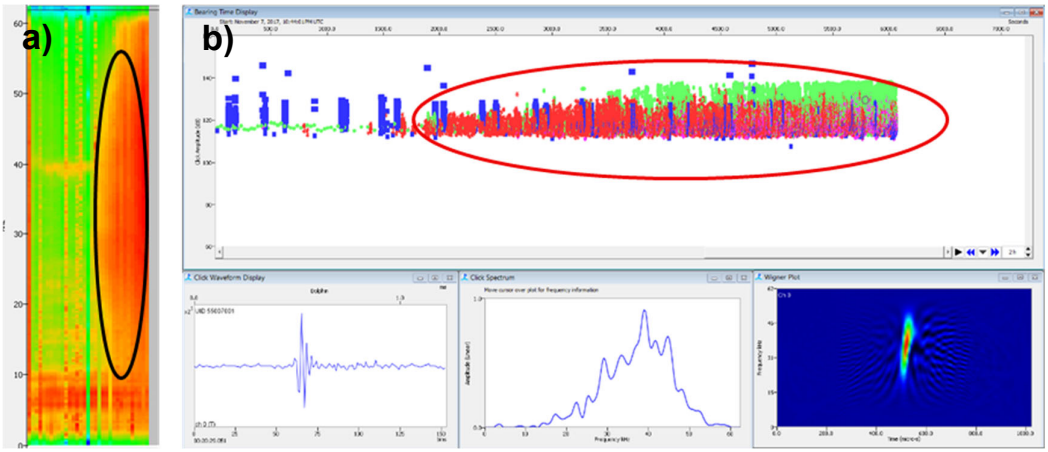


Figura V.4.3.2-5: *Trecho de gravação processado pelo detector de cliques (Campanha 19, glider, 07/11 e 08/11/2017, entre 21:40 e 00:30 h – PMPAS-BS). À esquerda (a), mapa de dados do PAMGuard Viewer, com eixo x representando o tempo (~2h 40min) e eixo y a frequência (0–62 kHz). A energia dos sinais está em escala de cores (cores quentes indicam maior intensidade). O exemplo mostra cliques de delfinídeos evidentes, com picos de energia entre 15 e 50 kHz (circulados em preto). À direita (b), detecção de cliques de delfinídeos MF (estrelas vermelhas) e HF (círculos verdes), circulados em vermelho; cliques não classificados foram excluídos. Abaixo, gráficos da forma de onda, espectro e distribuição de Wigner de um clique de delfinídeos HF detectado.*

Por fim, alguns exemplos da validação feita nos espectrogramas em conjunto com o detector de cliques, mostrando a presença de uma sequência de cliques de delfinídeo (predominantemente delfinídeo MF) e em seguida um ruído isolado do *glider*, que gerou falsos positivos de cachalote **(Figura V.4.3.2-6)**. No exemplo da **Figura V.4.3.2-7**, um trecho com deteções simultâneas de cliques de delfinídeo HF e cliques de cachalote.

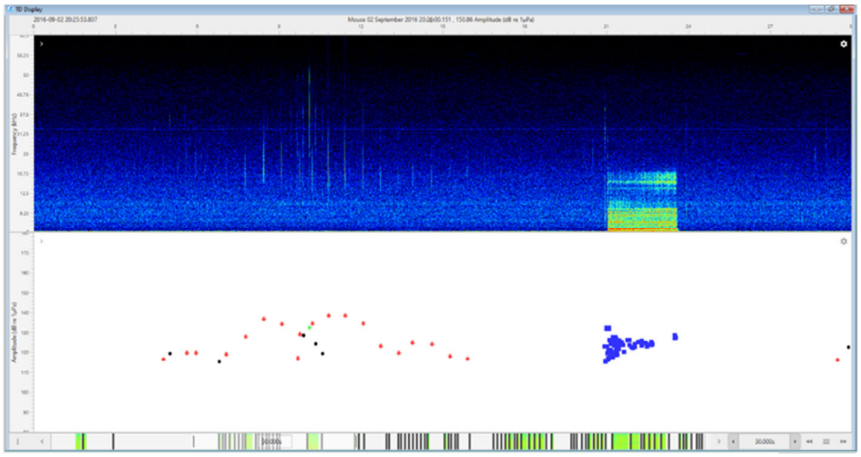


Figura V.4.3.2-6: *Exemplo de espectrograma (acima) e detector de cliques do PAMGuard (abaixo) em uma janela de 30 s (02/09/2016, Campanha 06, glider – PMPAS-BS). No espectrograma observa-se uma série de cliques, predominando os classificados como delfinídeos MF (estrelas vermelhas), refletidos no detector abaixo. À direita, ruído operacional do glider gera cliques falsos positivos de cachalote (quadrados azuis).*

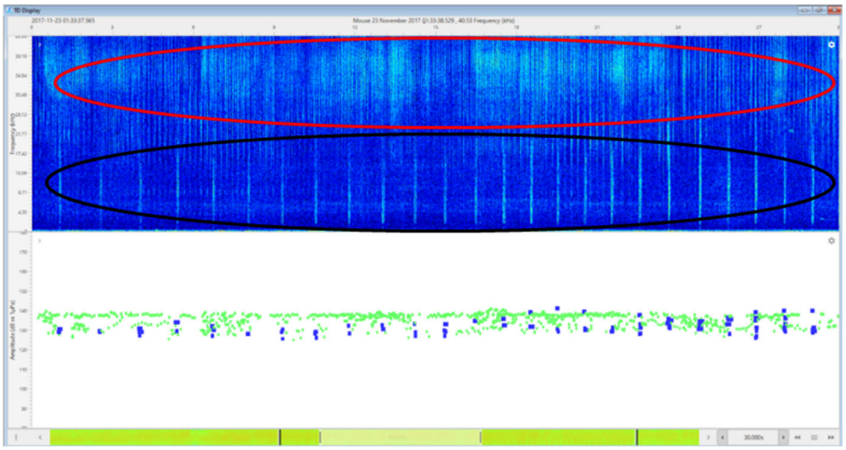


Figura V.4.3.2-7: *Detecção simultânea de cliques de delfinídeo e cachalote. Exemplo de espectrograma (acima) e detector de cliques do PAMGuard (abaixo) em uma janela de 30 s (23/11/2017, Campanha 19, glider – PMPAS-BS). Observa-se uma sequência de cliques de delfinídeos (circulado em vermelho), classificados como delfinídeos HF (círculos verdes), e cliques mais espaçados de cachalote (circulado em preto), detectados corretamente pelo detector como cliques de cachalote (quadrados azuis).*

V.4.3.4 Resultados quantitativos e análise comparativa

As campanhas 6 e 19 foram utilizadas como estudos de caso para avaliação mais detalhada do desempenho do classificador automático de cliques. Em ambas, foram aplicadas as mesmas parametrizações do detector, permitindo a comparação direta dos resultados. Nas **Tabela V.4.3.2-2** e **Tabela V.4.3.2-3** estão sumarizadas as detecções obtidas e fornecidas pela equipe do PMPA-BS para as campanhas 6 e 19, respectivamente. As colunas dInicio (yymmdd) e hInicio (HH_MM) indicam o início de um trecho de detecções e dFim e hFim o final deste trecho. As colunas “tAs”. “tGm” e “tGr” indicam o tempo de cada tipo de vocalização encontrado naquele trecho, em minutos, considerando assovios (“tAs”), gemidos (“tGm”) e grunhidos (“tGr”). Além destas colunas foram adicionadas três novas, associadas aos cliques de ecolocalização de três grupos de odontocetos: delfinídeos (“tDe”), cachalote (“tPm”) e zifídeo (“tZf”). A classificação nestes grupos foi feita após a inspeção e validação dos trechos indicados após o processamento no detector de cliques.

Tabela V.4.3.2-2: *Recortes da Campanha 06 de glider do PMPAS-BS. Descrição dos trechos e tempo em minutos de detecções de sons tonais assovios (“tAs”), gemidos (“tGm”) e grunhidos (“tGr”) (fornecidos pelo PMPAS-BS) e cliques de ecolocalização obtidos pelo detector de cliques, dividido em delfinídeos (“De”), cachalote (“Pm”) e zifídeo (“Zf”).*

Merg	dInicio	hInicio	dFim	hFim	tAs.	tGm	tGr	tDe	tPm	tZf
5	160819	05_55	160819	07_22	0	12	20	47	0	0
7	160820	21_12	160820	22_12	0	50	0	0	54	0
8	160821	00_55	160821	02_08	0	20	0	20	0	0
9	160821	06_24	160821	09_08	0	44	13	0	28	12
10	160821	13_14	160821	14_38	0	0	54	0	0	0
12	160822	20_51	160822	21_00	0	6	0	0	0	0
13	160823	02_16	160823	05_01	41	68	76	116	0	0
14	160823	08_55	160823	10_41	106	0	0	104	0	0
16	160825	00_28	160825	00_42	0	7	7	1	0	0
17	160825	03_30	160825	03_42	0	10	0	0	0	0

Merg	dInicio	hInicio	dFim	hFim	tAs.	tGm	tGr	tDe	tPm	tZf
18	160825	09_47	160825	09_57	10	0	0	8	0	0
23	160828	04_42	160828	05_10	12	0	0	28	0	0
24	160828	11_06	160828	11_46	0	0	20	0	0	0
31	160901	15_48	160901	16_47	0	29	0	0	0	0
33	160902	13_08	160902	15_31	62	8	0	73	0	0
34	160902	18_21	160902	21_15	23	56	20	108	0	0
36	160904	00_43	160904	01_38	0	21	0	54	0	0
37	160904	06_30	160904	07_25	14	0	0	60	0	0
39	160905	16_54	160905	17_55	0	20	0	0	0	0
40	160905	20_50	160905	23_45	0	72	0	0	0	0
43	160907	15_45	160907	16_17	0	16	0	1	0	0
46	160908	18_24	160908	21_20	0	73	40	1	0	0
47	160909	17_37	160909	18_07	0	0	25	0	0	0
48	160910	01_19	160910	02_22	0	12	52	1	0	0
49	160910	07_02	160910	07_16	7	0	0	15	0	0
50	160910	11_00	160910	13_58	0	42	158	0	0	0
51	160911	16_16	160911	19_13	0	0	157	0	0	0
52	160912	00_02	160912	00_58	0	30	30	0	0	0
53	160912	05_14	160912	06_51	0	15	45	55	29	0
55	160913	14_49	160913	15_32	0	0	18	0	0	0
56	160913	21_47	160913	22_32	0	12	32	0	0	0
57	160914	07_57	160914	08_52	0	10	43	0	0	0
58	160914	11_49	160914	14_20	0	0	50	0	0	0
59	160915	04_21	160915	07_19	0	110	0	0	0	0
60	160915	10_17	160915	12_03	0	98	0	0	0	0
				Total	**275**	**841**	**860**	**692**	**111**	**12**

Tabela V.4.3.2-3: *Recortes da Campanha 19 de glider do PMPAS-BS. Descrição dos trechos e tempo em minutos de detecções de sons tonais assovios ("tAs"), gemidos ("tGm") e grunhidos ("tGr") (fornecidos pelo PMPAS-BS) e cliques de ecolocalização obtidos pelo detector de cliques divididos em delfinídeos ("De"), cachalote ("Pm") e zifídeo ("Zf").*

Merg.	dInicio	hInicio	dFim	hFim	tAs.	tGm	tGr	tDe	tPm	tZf
1	171029	12_40	171029	12_47	0	6	0	0	0	0
2	171029	13_36	171029	13_56	0	9	6	0	0	0
3	171029	18_45	171029	20_04	35	41	18	51	0	0
4	171029	21_37	171030	00_32	3	162	5	103	0	0

Merg.	dInicio	hInicio	dFim	hFim	tAs.	tGm	tGr	tDe	tPm	tZf
5	171030	14_36	171030	17_24	0	160	8	0	0	0
6	171031	18_54	171031	21_46	5	34	56	0	1	35
7	171101	00_37	171101	03_29	0	98	99	0	1	0
8	171101	06_21	171101	09_15	0	156	13	0	0	0
9	171101	12_09	171101	15_02	0	148	9	0	0	0
10	171102	16_41	171102	19_33	0	132	6	0	0	0
11	171102	22_27	171103	01_20	0	173	7	0	0	0
12	171103	15_43	171103	18_37	0	134	14	0	0	0
13	171103	21_29	171104	00_23	0	155	0	1	0	0
14	171104	05_05	171104	06_13	0	56	0	0	0	0
15	171104	09_05	171104	09_28	0	7	11	0	0	0
15	171104	10_51	171104	11_10	0	10	0	0	0	0
16	171105	07_25	171105	10_07	0	134	3	0	0	0
17	171105	13_38	171105	15_34	0	71	5	0	0	0
18	171106	06_52	171106	08_45	0	55	0	10	0	0
19	171106	11_48	171106	14_33	0	135	14	0	0	0
20	171107	16_03	171107	18_47	0	160	5	0	0	0
21	171107	21_41	171108	00_25	0	156	10	70	0	0
22	171108	03_20	171108	06_06	0	154	16	0	0	0
23	171108	09_04	171108	11_48	0	142	26	0	0	0
24	171109	13_45	171109	14_05	0	0	9	0	0	0
24	171109	15_07	171109	16_29	0	63	0	21	0	0
25	171109	19_27	171109	22_08	6	105	4	61	1	0
26	171110	01_00	171110	03_54	0	88	2	29	0	0
27	171110	06_54	171110	09_38	0	151	32	0	1	0
28	171110	12_32	171110	15_17	0	139	5	7	0	0
29	171111	10_58	171111	11_45	0	0	35	0	34	0
31	171112	03_37	171112	06_17	8	155	24	0	1	0
32	171112	09_11	171112	10_29	0	63	0	0	0	0
33	171113	03_07	171113	05_11	0	52	16	0	1	0
37	171114	20_01	171114	20_41	5	0	0	40	0	0
44	171118	06_37	171118	07_28	0	37	25	0	0	0
48	171120	05_41	171120	06_01	5	0	0	20	0	0
54	171123	01_23	171123	02_07	11	0	0	45	10	0
59	171125	18_45	171125	20_08	62	0	0	82	0	0
61	171126	07_29	171126	07_49	13	0	0	20	0	0
66	171128	21_41	171128	22_26	45	0	0	29	0	0

Merg.	dInicio	hInicio	dFim	hFim	tAs.	tGm	tGr	tDe	tPm	tZf
70	171130	10_31	171130	10_52	6	0	0	20	0	0
75	171202	20_58	171202	23_53	0	113	78	0	0	0
79	171204	10_33	171204	11_14	11	0	0	12	0	0
81	171205	20_56	171205	21_45	27	0	0	0	0	0
84	171207	03_47	171207	04_44	0	0	13	0	0	0
89	171209	12_22	171209	13_06	0	8	5	0	0	0
90	171209	16_27	171209	18_56	0	106	49	0	0	0
				Total	**242**	**3568**	**628**	**621**	**50**	**35**

Na Campanha 6, foram analisados 35 trechos, dos quais 18 apresentaram cliques de ecolocalização. Por grupo taxonômico, 16 trechos continham cliques de delfinídeos, três de cachalote e um de zifídeo, incluindo contagens duplas nos casos com mais de um grupo detectado: um trecho com cliques de delfinídeo e cachalote e outro com zifídeo e cachalote. Nos 17 trechos restantes, não foram detectados cliques, sendo todos classificados pelo PMPAS-BS como contendo apenas vocalizações de misticetos (gemidos e grunhidos). Entre os trechos com assovios de delfinídeos (n = 8) todos também apresentaram cliques de ecolocalização. Além disso, em quatro trechos sem assovios foram observadas grandes quantidades de cliques, e em outros quatro houve poucos cliques fracos e dispersos, confirmados durante a validação. O tempo total de detecção de cliques de delfinídeos somou 692 minutos, comparado a 275 minutos de assovios.

Na Campanha 19, dos 48 trechos analisados, 23 apresentaram cliques de ecolocalização. Destes, 17 continham cliques de delfinídeos, oito de cachalote e um de zifídeo, incluindo casos com múltiplos grupos: dois trechos com delfinídeos e cachalote e um com zifídeo e cachalote. Nos 25 trechos restantes não foram detectados cliques, todos foram classificados como contendo apenas vocalizações de misticetos, exceto um com assovios de delfinídeos. Foram 14 trechos com assovios de delfinídeos, dos quais 11 também apresentaram cliques. Entre os trechos com cliques de delfinídeos, seis não exibiram assovios. O tempo total de detecção de cliques de delfinídeos foi de 621 minutos, comparado a 242 minutos de assovios. Os cliques de cachalote foram

geralmente poucos e esparsos, com exceção de um trecho com grande quantidade de cliques fortes e contínuos, enquanto o trecho com cliques de zifídeo teve cerca de 35 minutos de registro, totalizando centenas de cliques.

V.4.3.5 Proposta de aplicação do detector de cliques pelo PMPAS-BS

A aplicação de detectores automáticos de cliques do PAMGuard em dados de *glider* do PMPAS-BS demonstrou ser viável para a detecção e classificação de cliques de diferentes grupos taxonômicos de cetáceos. O detector pode ser implementado de forma análoga ao uso já consolidado para assovios e grunhidos, podendo processar tanto dados retroativos quanto atuais das campanhas de *glider*.

O tempo de processamento do detector variou entre 80 e 120 vezes o tempo real, e os dados são armazenados em planilhas SQL e arquivos binários do PAMGuard, permitindo geração de mapas de dados e reprodução das detecções por categoria no PAMGuard Viewer. Apesar de a maior parte dos cliques ser visualmente identificável nos mapas de dados, os cliques de cachalote podem passar despercebidos devido à sobreposição com o ruído operacional do *glider* na faixa de 2–15 kHz. Nestes casos, os cliques verdadeiros se tornam visíveis no gráfico do detector, intercalados entre os períodos de ruído.

Os cliques de zifídeos e delfinídeos ocorrem predominantemente entre 30–50 kHz, sendo necessário diferenciar visualmente essas espécies no detector. A maioria dos cliques de zifídeos foi classificada corretamente, e a inspeção dos gráficos de Wigner serviu como diagnóstico confiável. Para os delfinídeos, observou-se predominância de cliques classificados corretamente, embora houvesse cliques não-classificados e falsos positivos de zifídeos e cachalotes. Esses erros podem estar relacionados a cliques fora dos parâmetros definidos nos classificadores, distorções nos sinais (como saturação por alta amplitude) ou corte no limite da taxa de amostragem.

O limiar de detecção testado de 10 dB detectou mais cliques em comparação com o limiar de 14 dB, sem aumentar significativamente a detecção

do ruído do *glider*, embora tenha ampliado a detecção de sondas de 48 kHz e outros ruídos espúrios. Análises adicionais com mais campanhas e dados de mergulhos completos podem ajudar a estabelecer o limiar ideal, equilibrando detecções verdadeiras e falsos positivos. Futuramente, a classificação dos ruídos recorrentes do *glider* pode melhorar a separação de cliques de cachalotes, e ajustes nos classificadores de delfinídeos podem reduzir a quantidade de cliques não-classificados ou falsos positivos.

Para sintetizar as configurações recomendadas para a detecção de cliques de diferentes grupos de odontocetos utilizando o PAMGuard, a **Tabela V.4.3.2-4** apresenta os parâmetros definidos para cada grupo, incluindo faixa de frequência, limiar de detecção, tamanho máximo de clique, separação mínima entre cliques e observações específicas. A tabela serve como referência prática para implementação do detector e para ajustes futuros que visem otimizar a classificação automática de cliques em diferentes contextos de monitoramento acústico.

Tabela V.4.3.2-4: *Configurações recomendadas do detector de cliques do PAMGuard para diferentes grupos de odontocetos. A tabela apresenta os principais parâmetros para cada grupo, incluindo faixa de frequência do clique, limiar de detecção, duração máxima do clique, separação mínima entre cliques e observações/recomendações.*

Grupo de espécies	Faixa de frequência / Parâmetros	Limiar de detecção	Duração máxima do clique	Separação mínima entre cliques	Observações / Recomendações
Cachalotes	Pico de frequência: 2–15 kHz (predominância) e 15–30 kHz (ocasional)	10 dB	4 ms (512 amostras)	0,8 ms (100 amostras)	Ruído do *glider* (2–15 kHz) pode gerar falsos positivos; cliques de baixa intensidade podem ser mascarados; verificação visual no detector recomendada.
Zifídeos	Picos entre 30–50 kHz; taxa de variação de frequência: 1–500 kHz/ms; número de passagens pelo zero	10 dB	4 ms (512 amostras)	0,8 ms (100 amostras)	Flexibilidade nos limites de frequência é recomendada; falsos positivos raros, principalmente no início dos trechos devido a ruído de superfície; verificar gráficos de Wigner para validação.
Delfinídeos MF	Pico de frequência: 15–30 kHz (banda média)	10 dB	4 ms (512 amostras)	0,8 ms (100 amostras)	Parte dos cliques podem não ser classificados; amplitude menor tende a picos mais baixos; sobreposição com zifídeos possível; inspeção visual e análise do espectrograma recomendada.
Delfinídeos HF	Pico de frequência: 30–50 kHz (banda alta)	10 dB	4 ms (512 amostras)	0,8 ms (100 amostras)	Amplitude maior tende a picos mais altos; falsos positivos de zifídeos podem ocorrer; verificação visual sugerida.

V.4.3.6 Considerações finais do detector de cliques

A análise dos trechos estudados complementou as detecções de assovios, grunhidos e gemidos previamente identificados pelo PMPAS-BS, revelando a presença de cachalotes e zifídeos que poderiam passar despercebidos. Dentre as espécies de grandes mergulhadores, apenas o gênero *Kogia* (cachalote-anão e cachalote-pigmeu) não pôde ser detectado devido à sua frequência de cliques acima de 100 kHz, fora da capacidade do pacote acústico do *glider*. Para os delfinídeos, o detector de cliques ampliou significativamente as detecções, identificando 16 trechos com cliques em que não havia assovios, enquanto apenas três trechos apresentaram assovios sem cliques detectados.

A implementação de classificadores de cliques específicos para grupos de grandes mergulhadores, como cachalotes e zifídeos, representa um avanço estratégico para o monitoramento ambiental. Essas espécies passam longos períodos em mergulhos profundos e utilizam cliques de ecolocalização como principal forma de orientação e forrageio, sendo particularmente sensíveis a alterações no ambiente acústico (MATE et al., 1994; FEYRER et al., 2024). Por esse motivo, constituem excelentes bioindicadores dos impactos das atividades sísmicas e de outras fontes de ruído subaquático. A capacidade de detectá-las e classificá-las de forma automatizada amplia a possibilidade de identificar mudanças na distribuição espaço-temporal em resposta as atividades antrópicas, contribuindo com a análise de impactos no âmbito do PMC-BS. O uso sistemático dos dados acumulados pelo PMPAS-BS tem grande potencial para fornecer informações sobre a ocorrência e comportamento desses grupos de cetáceos na Bacia de Santos.

V.4.4 Atividades sísmicas e cetáceos

V.4.4.1 Introdução

A poluição acústica é um problema ambiental emergente no mundo, sendo o ambiente aquático um dos mais afetados por conta de suas características

físicas, que resultam em um comportamento altamente pervasivo dos ruídos neste ambiente (HILDEBRAND, 2009). Diversas atividades humanas podem produzir ruídos, como o tráfego de embarcações, o uso de sonares e as pesquisas sísmicas (RICHARDSON et al., 1995). Os arranjos de canhões de ar utilizados para mapear o fundo marinho nas pesquisas sísmicas emitem pulsos de alta intensidade e baixa frequência, que podem se propagar por milhares de quilômetros e dominar a paisagem acústica por longos períodos (e.g., NIEUKIRK *et al.*, 2012). Essa exposição crônica aos ruídos antropogênicos tem potencial para comprometer atividades básicas dos cetáceos, que tem o som como parte fundamental de sua história de vida. Por exemplo, em resposta às atividades sísmicas, já foram observadas alterações no comportamento de forrageio (MILLER et al., 2009), alterações em sinais acústicos (CASTELLOTE et al., 2012; DUNLOP & NOAD, 2024) e mudanças nos padrões de deslocamento (DUNLOP et al., 2017). A exposição aos disparos dos canhões de ar também deixa os cetáceos passíveis de perda temporária ou permanente da capacidade auditiva (SOUTHALL et al., 2019) e estresse crônico (NOWACEK et al., 2007). Então, para mitigar esses e outros potenciais impactos em longo prazo das pesquisas sísmicas (e.g., DUNLOP et al., 2021), é necessário planejar soluções baseadas em evidências. Nesse contexto, os projetos de condicionante e licenciamento ambiental na Bacia de Santos executados desde 2015 apresentam uma oportunidade rara para subsidiar informações a partir da integração de múltiplas fontes de informação sobre cetáceos e pesquisas sísmicas.

Visando contribuir com o Objetivo Específico n° 9 do Projeto Executivo do Ciclo de Médio Prazo do Projeto de Monitoramento de Cetáceos na Bacia de Santos (PMC-BS) – "*Avaliar a distribuição e a frequência de uso espacial pelos cetáceos em função da presença de atividades de E&P (incluindo pesquisas sísmicas, tráfego de embarcações e pesca*", e contribuir com informações no âmbito do licenciamento do Cluster BS, em sua Condicionante Específica 2.6, da Licença Prévia N° 654/2021, que demanda implementar o Projeto de Monitoramento do Impacto em Cetáceos (PMIC), o presente documento apresenta quatro itens com abordagens distintas e complementares para avaliar

efeitos potenciais de atividades de pesquisa sísmica em cetáceos nos níveis populacionais (densidade e abundância) e comportamentais (movimentos, tamanho de grupo e comportamento vocal).

Ademais, visando a integração e a análise de um conjunto de dados associados à pesquisa sísmica e cetáceos, que inclui o estado da fonte sísmica e dados do PMBM, PMAP, PMPAS-BS, PMC-BS e PMP-BS, será conduzida uma análise exploratória desse conjunto, de forma independente e integrativa, a fim de diagnosticar a estrutura e qualidade dos dados, assim como a concordância espacial e temporal desses, para ampliar o potencial analítico das linhas de investigação em desenvolvimento. Um maior detalhamento dessa iniciativa será apresentado no Relatório Anual do PMIC, no âmbito do licenciamento do Cluster BS.

V.4.4.2 Análise de dados pretéritos do PMC-BS

Nos Relatórios Anuais anteriores do PMC-BS foram conduzidas análises retroativas utilizando dados do Projeto, com o objetivo de investigar possíveis alterações na distribuição espaço-temporal de cetáceos às atividades de pesquisa sísmica na Bacia de Santos. Essas análises integraram dados coletados em diferentes frentes amostrais do PMC-BS, incluindo campanhas de avistagem aérea e campanhas de avistagem embarcada e monitoramento acústico passivo (MAP), considerando a sobreposição espaço-temporal entre o esforço amostral do PMC-BS e de projetos de aquisição sísmica ativos na Bacia de Santos. Detalhes sobre a metodologia utilizada são apresentados no 9º Relatório Anual do PMC-BS.

A modelagem baseada em modelos lineares generalizados mistos (GLMM, em inglês) indicou, nesta análise, que as taxas de encontro de cetáceos no entorno de atividades sísmicas são influenciadas por uma combinação de fatores ambientais, metodológicos e operacionais. Para os odontocetos, até o momento, as variações nas taxas de detecção foram explicadas principalmente pelo tipo de campanha amostral, pela sazonalidade e pelo habitat, com maiores taxas

registradas em campanhas com monitoramento acústico passivo, em períodos mais quentes e em regiões de talude. Por sua vez, para os misticetos, até o momento, o melhor modelo levou em consideração a estação do ano, a distância da fonte sísmica, o habitat e o tipo de amostragem, prevendo maiores taxas de avistagem de misticetos em regiões mais afastadas da fonte sísmica, nas estações mais frias do ano, em campanhas de avistagem embarcada e no talude.

Importa esclarecer que, no período de referência deste 10º Relatório Anual, não foram realizados novos esforços de atualização dessas análises retroativas, pois as atividades analíticas foram redirecionadas para o desenvolvimento de uma abordagem integrada dos dados, voltada à compatibilização e reorganização de diferentes conjuntos de dados (incluindo os dados retroativos do PMC-BS), com o objetivo de aprimorar a resolução espaço-temporal das análises e fortalecer a robustez das avaliações de resposta comportamental de cetáceos às atividades sísmicas. Não obstante, os resultados atualizados das análises retroativas de dados do PMC-BS serão apropriadamente apresentados em detalhamento no Relatório Anual 2026 do PMIC (Projeto de Monitoramento do Impacto em Cetáceos – Cluster BS).

V.4.4.3 Avistagens aéreas antes e durante sísmicas na Bacia de Santos

Em geral, as atividades de pesquisa sísmica são de curta duração: cerca de 6 meses a 1 ano. Entretanto, pode haver diversas atividades simultâneas ou sequenciais em uma região, como a Bacia de Santos, de modo que, amostragens oportunísticas e eventuais, podem estar sujeitas a fatores como a sazonalidade e ao comportamento dos animais, que podem ter desenvolvido tolerância, habituação ou sensibilização como resposta às atividades antropogênicas recorrentes. O desenho amostral proposto para as campanhas de avistagem aérea do Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS buscou, então isolar potenciais efeitos sazonais, agrupando as campanhas (de avistagem aérea) em um período relativamente curto. Assim, os efeitos potenciais da exposição prolongada ou repetida sobre o comportamento dos cetáceos foram

minimizados, realizando uma réplica da campanha nos primeiros dias da pesquisa sísmica. Por conseguinte, a 13ª, 14ª, 15ª, 16ª e 17ª Campanhas de Avistagem Aérea do PMC-BS monitoraram, respectivamente, os Campos de Iracema (em duas Campanhas: 13ª e 17ª), de Itapu, de Iara e de Búzios e seus entornos, em duas Etapas: uma antes (Etapa 1) e outra durante (Etapa 2) as atividades de pesquisa sísmica naqueles polígonos.

V.4.4.3.1 Material e métodos

Os dados foram coletados seguindo o método de transecções lineares com amostragem de distâncias (BUCKLAND et al., 2001), conforme previsto no Procedimento Operacional para coleta de dados visuais em campanha embarcada (ver **Anexo III-2 – Volume II**) e no Projeto Executivo para o Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS (PETROBRAS, 2020b). A distância perpendicular de cada grupo detectado em relação à linha de transecção – utilizada para modelar a curva de detecção – foi obtida quando o grupo estava perpendicular à aeronave. O ângulo vertical foi medido utilizando um clinômetro, e a distância perpendicular foi estimada considerando a altura de sobrevoo da aeronave.

Uma vantagem das campanhas de avistagem aérea é a configuração de observadores independentes, que permite corrigir o viés de percepção, ou a detecção imperfeita causada pela falha do observador em detectar um grupo. Em cada bordo da aeronave, dois observadores realizam o esforço de busca por cetáceos e o registro dos grupos avistados de maneira independente, sem qualquer contato entre eles. Dessa forma, é necessário que as avistagens coincidentes entre observadores do mesmo bordo sejam identificadas, a fim de serem contabilizadas uma única vez na análise dos dados, evitando assim inflar as estimativas. A identificação das avistagens coincidentes é feita após a digitação dos dados coletados. Para determinar uma avistagem coincidente, os observadores do mesmo bordo conferem os seguintes critérios: (1) horário da avistagem (a diferença entre registros não deve ultrapassar 10 segundos); (2) ângulo vertical (a diferença entre registros não deve ultrapassar 10 graus); e (3)

coerência de identificação taxonômica entre observadores, tamanho e comportamento do grupo.

Considerando a grande velocidade da aeronave e o viés de percepção, nas campanhas de avistagem aérea não é possível garantir que a detecção seja perfeita na linha de transecção. Assim, utilizou-se uma abordagem analítica que combina modelos de amostragem de distância e modelos de marcação-recaptura (*Mark-Recapture Distance Sampling* - MRDS). Esta é uma abordagem amplamente usada para estimar densidade e abundância quando não é possível cumprir essa premissa da abordagem convencional, ou seja, a probabilidade de detecção na distância zero é menor do que um. Esta abordagem permite estimar a probabilidade de detecção na linha e incorporá-la na probabilidade de detecção geral, resultando em melhores estimativas de densidade e abundância.

Uma vez que o número de detecções realizadas nas Campanhas de Avistagem Aérea do Ciclo de Médio Prazo não seria o suficiente para modelar o processo de detecção dos grupos de cetáceos que ocorrem nas áreas de pesquisa sísmica, foi realizado um filtro dos dados coletados no Ciclo de Curto Prazo e os dados selecionados foram incorporados à análise. Esta seleção nos dados coletados no Ciclo de Curto Prazo consistiu em: (1) usar somente as campanhas realizadas a 750 pés, mesma altitude das campanhas do Ciclo de Médio Prazo; e (2) estratificar espacialmente os dados coletados na região onde ocorre a pesquisa sísmica, ou seja, região oceânica e talude da porção norte da Bacia de Santos.

Após a organização dos dados, foram construídos modelos de detecção com os dados de distância perpendicular das detecções usando o programa Distance (THOMAS et al., 2010). Antes da modelagem, as observações mais distantes foram eliminadas (truncagem de dados), de acordo com a inspeção dos histogramas de distâncias das detecções. As observações com distâncias menores que 61 metros (visíveis somente ao observador da janela bolha) também foram eliminadas.

Testaram-se modelos com duas funções básicas de detecção (curva meia-normal e curva taxa-de-risco), além de fatores que podem afetar a detecção dos cetáceos (distância perpendicular, tamanho de grupo e posição do observador).

INTERNA

O melhor modelo foi escolhido com base no menor valor de AIC – Critério de Informação de Akaike (BURNHAM; ANDERSON, 2002).

V.4.4.3.2 Resultados

Os resultados das 13ª, 14ª, 15ª e 16ª Campanhas de Avistagem Aérea, que monitoraram a ocorrência e distribuição dos cetáceos antes (Etapa 1) e durante as atividades de pesquisa sísmica (Etapa 2) nos campos de Iracema (fase base), Itapu, Iara e Búzios, respectivamente, estão apresentados em detalhes no 9º Relatório Anual do PMC-BS (ver **Volume II - Anexos V.4.4.5-1 a V.4.4.5-4**), sendo aqui apresentados somente os resultados da 17ª Campanha, realizada nos períodos de 15 a 17/05/25 (Etapa 1 – antes da sísmica) e de 23 a 28/06/25 (Etapa 2 – durante a sísmica) no Campo de Iracema, (fase monitora) e as análises das estimativas de densidade e abundância de cetáceos (bem como de misticetos e delfinídeos em separado) considerando todas as campanhas.

17ª Campanha de Avistagem Aérea: Campo de Iracema – fase monitora

Os resultados da 17ª Campanha de Avistagem Aérea, que monitorou a ocorrência e distribuição dos cetáceos antes (Etapa 1) e durante a atividade de pesquisa sísmica (Etapa 2) de Iracema e seu entorno, estão sumarizados nas **Tabelas V.4.4.5-13, V.4.4.5-14** e **V.4.4.5-15**. Importante lembrar que as fontes sísmicas estavam operantes (Status “ON”) durante a amostragem na campanha aérea do período “Durante” (Etapa 2). O número total de detecções de cetáceos nas linhas de transecção foi maior na Etapa 2, durante a sísmica, porém, o tamanho médio de grupo foi maior na Etapa 1, pré-sísmica (**Tabela V.4.4.5-16**). A distribuição das detecções de cetáceos registradas nas etapas 1 e 2 da 17ª campanha de Avistagem Aérea está ilustrada na **Figura V.4.4.5-15 e Figura V.4.4.5-16**. O tamanho de grupo, identificação taxonômica, distância da linha de transecção e posição com relação ao buffer de 60 km (dentro ou fora) estão detalhados para cada detecção no **Volume II - Anexo V-4.4.5-5**.

Tabela V.4.4.5-13: *Resumo do esforço amostral e das avistagens realizadas no entorno do campo de Iracema durante as etapas 1 (pré-sísmica) e 2 (durante a sísmica) da 17ª Campanha de Avistagem Aérea do PMC-BS (considerando todo o desenho amostral).*

Avistagens	**Etapa 1**	**Etapa 2**
Esforço nas linhas de transecção	2.721,57 km	2.771,39 km
Grupos de cetáceos detectados nas linhas de transecção[1]	7	12
Nº de indivíduos avistados nas linhas de transecção[1]	27	36
Variação do tamanho dos grupos de cetáceos detectados nas linhas de transecção[1]	1 – 12 (média = 4)	1 – 7 (média = 3)
Infraordem, Subordens', Famílias, Gêneros ou Espécies (número de detecções)	Cetacea (1) Odontoceti (1) Delphinidae (3) Balaenopteridae (1) *Megaptera novaeangliae* (1)	Mysticeti (2) Delphinidae (3) *Balaenoptera* sp. (1) *Megaptera novaeangliae* (6)

[1]Consideram as avistagens não duplicadas (coincidentes) dos quatro observadores.

Tabela V.4.4.5-14: *Resumo do esforço amostral nas linhas de transecção e grupos observados em esforço por dia nas etapas 1 (pré-sísmica) e 2 (durante a sísmica) da 17ª Campanha de Avistagem Aérea do PMC-BS, realizada no entorno do campo de Iracema (considerando todo o desenho amostral).*

Data	Esforço (km)	Número de registros grupos Cetáceos	Número de indivíduos	Subordens, Famílias, Gêneros ou Espécies identificados (tamanho dos grupos)
15/05/25 **(Etapa 1)**	669,18	1	1	Delphinidae (1)
15/05/25 **(Etapa 1)**	689,92	1	1	Balaenopteridae (1)
16/05/25 **(Etapa 1)**	685,83	4	22	Cetacea (1) Odontoceti (12) Delphinidae (8) *Megaptera novaeangliae* (1)
17/05/25 **(Etapa 1)**	676,64	1	3	Delphinidae (3)
Subtotal Etapa 1	**2.721,57**	**7**	**27**	
23/06/25 **(Etapa 2)**	673,68	1	1	Mysticeti (1)
23/06/25 **(Etapa 2)**	703,43	1	3	Delphinidae (3)
27/06/25 **(Etapa 2)**	702,77	7	20	Mysticeti (2) Delphinidae (7) *Balaenoptera* sp. (1) *Megaptera novaeangliae* (3; 2; 3; 2)
28/06/25 **(Etapa 2)**	691,51	3	12	Delphinidae (7) *Megaptera novaeangliae* (3; 2)
Subtotal Etapa 2	**2.771,39**	**12**	**36**	

Data	Esforço (km)	Número de registros grupos Cetáceos	Número de indivíduos	Subordens, Famílias, Gêneros ou Espécies identificados (tamanho dos grupos)
TOTAL	**5.492,96**	**19**	**63**	Cetacea (1) Odontoceti (12) Mysticeti (1; 2) Delphinidae (1; 8; 3; 3; 7; 7) Balaenopteridae (1) *Balaenoptera* sp. (1) *Megaptera novaeangliae* (1; 3; 2; 3; 2; 3; 2)

Tabela V.4.4.5-14: *Resumo do esforço amostral nas linhas de transecção e grupos observados em esforço por dia nas etapas 1 (pré-sísmica) e 2 (durante a sísmica) da 17ª Campanha de Avistagem Aérea do PMC-BS, realizada no entorno do campo de Iracema (considerando somente o buffer de 60 km).*

Data	Esforço (km)	Número registros grupos Cetáceos	Número de indivíduos	Subordens, Famílias, Gêneros ou Espécies identificados (tamanho dos grupos)
15/05/25 **(Etapa 1)**	654,27	1	1	Delphinidae (1)
15/05/25 **(Etapa 1)**	678,04	1	1	Balaenopteridae (1)
16/05/25 **(Etapa 1)**	677,02	4	22	Cetacea (1) Odontoceti (12) Delphinidae (8) *Megaptera novaeangliae* (1)
17/05/25 **(Etapa 1)**	642,72	1	3	Delphinidae (3)
Subtotal Etapa 1	**2.652,05**	**7**	**27**	

Data	Esforço (km)	Número registros grupos Cetáceos	Número de indivíduos	Subordens, Famílias, Gêneros ou Espécies identificados (tamanho dos grupos)
23/06/25 **(Etapa 2)**	659,43	1	1	Mysticeti (1)
23/06/25 **(Etapa 2)**	681,85	1	3	Delphinidae (3)
27/06/25 **(Etapa 2)**	657,45	7	20	Mysticeti (2) Delphinidae (7) *Balaenoptera* sp. (1) *Megaptera novaeangliae* (3; 2; 3; 2)
28/06/25 **(Etapa 2)**	680,07	3	12	Delphinidae (7) *Megaptera novaeangliae* (3; 2)
Subtotal Etapa 2	**2.678,8**	**12**	**36**	
TOTAL	**5.330,85**	**19**	**63**	Cetacea (1) Odontoceti (12) Mysticeti (1; 2) Delphinidae (1; 8; 3; 3; 7; 7) Balaenopteridae (1) *Balaenoptera* sp. (1) *Megaptera novaeangliae* (1; 3; 2; 3; 2; 3; 2)

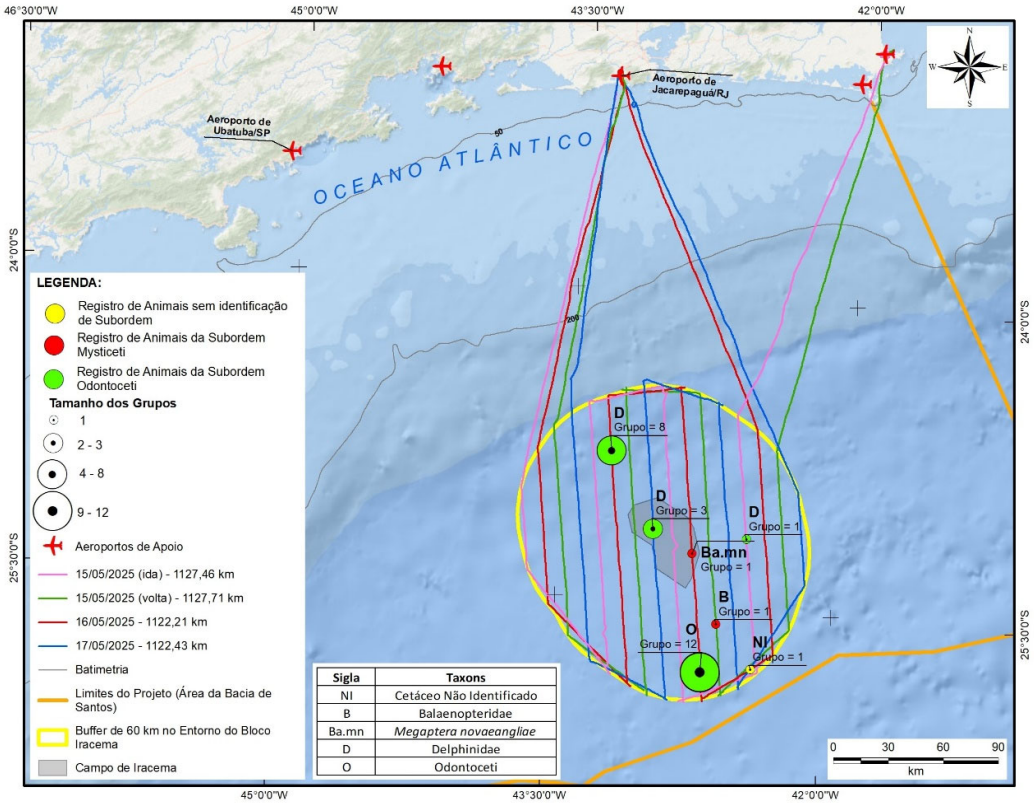


Figura V.4.4.5-15: *Distribuição das detecções de cetáceos registradas na 17ª campanha de Avistagem Aérea do PMC-BS no entorno do campo de Iracema durante a Etapa 1 (pré-sísmica), realizada de 15/05/2025 a 17/05/2025.*

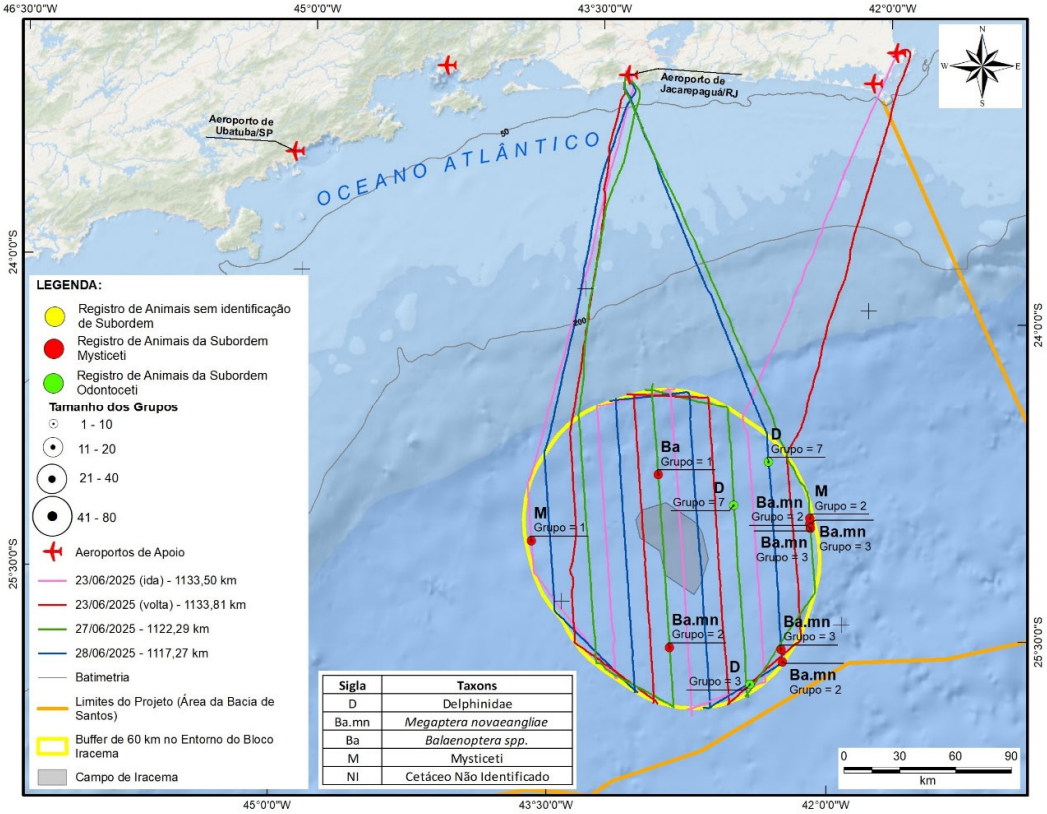


Figura V.4.4.5-16: *Distribuição das detecções de cetáceos registradas na 17ª campanha de Avistagem Aérea do PMC-BS no entorno do campo de Iracema durante a Etapa 2 (durante a sísmica), realizada de 23/06/2025 a 28/06/2025.*

V.4.4.3.3 Modelagem do processo de detecção

Na **Figura V.4.4.5.4-1** apresenta-se um resumo geral dos dados obtidos nas cinco campanhas de avistagem aérea, nas etapas 1 (pré-sísmica) e 2 (durante a sísmica), considerando-se somente as detecções dentro do *buffer* de 60 km. Além do número total de indivíduos detectados, classificados de acordo com o grupo taxonômico, apresenta-se o número total de detecções em cada etapa (n).

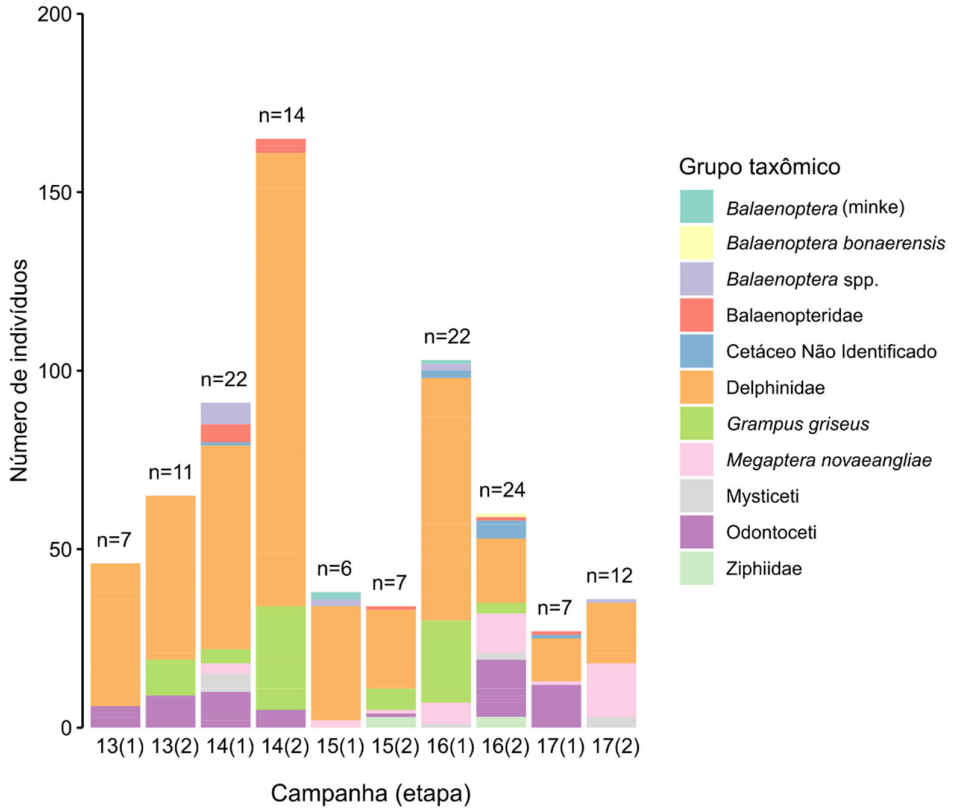


Figura V.4.4.5.4-1: *Número total de indivíduos detectados nas etapas 1 (pré-sísmica) e 2 (durante a sísmica) nas cinco campanhas de Avistagem Aérea do PMC-BS (considerando dados somente dentro do buffer de 60 km), classificados de acordo com o grupo taxonômico. O número total de detecções em cada etapa (n) está indicado acima das barras.*

A partir dos dados coletados nessas Campanhas de Avistagem Aérea específicas das sísmica (13ª, 14ª, 15ª ,16ª e 17ª Campanhas) e campanhas anteriores do PMC-BS, foram geradas estimativas de densidade e abundância de cetáceos (bem como de misticetos e delfinídeos em separado) para cada área de aquisição sísmica e seu entorno (*buffer* de 60 km), antes e durante a sísmica.

Dessa forma, para a modelagem do processo de detecção dos grupos de cetáceos que ocorrem nas áreas de pesquisa sísmica, foram analisados dados coletados nas campanhas 9 a 17 (com altitude de sobrevoo de 750 pés) ao longo de 255 linhas de transecção, na região oceânica e talude da porção norte da Bacia de Santos, que somaram 28.127,10 km de esforço de procura por cetáceos na área de atividade de pesquisa sísmica. No total, foram avistados 205 grupos de cetáceos.

A partir deste esforço, foram construídos três histogramas com as distâncias observadas: 1) considerando todas as detecções; 2) considerando somente as detecções de delfinídeos; 3) considerando somente as detecções de misticetos. Todas as observações com distâncias menores que 61 metros (início da sobreposição entre os observadores das janelas bolha e plana) e maiores que 550 metros foram eliminadas, restando 168 observações de cetáceos, 69 de delfinídeos e 69 de misticetos, respectivamente. Para cada grupo taxonômico, foram considerados seis modelos para a respectiva curva de detecção dos animais na área de pesquisa sísmica na Bacia de Santos.

Para a curva de detecção de cetáceos, os valores de AIC indicaram que três modelos MRDS *point independence* suportaram bem os dados (Delta AIC □ 2): os modelos de amostragem de distâncias com a função meia-normal sem variáveis explanatórias; e modelos marcação-recaptura com as diferentes covariáveis (**Tabela V.4.4.5.4-1**). Estes três modelos geraram estimativas bastante semelhantes. Como não é possível fazer uma média dos modelos MRDS, aqui estão apresentados os resultados do modelo com Delta AIC = 0: modelo amostragem de distâncias com a função meia-normal sem variáveis explanatórias e modelo marcação-recaptura com as covariáveis distância e tamanho de grupo (**Figura V.4.4.5.4-2A**). A probabilidade de detecção na linha, combinada para os dois observadores, foi estimada em 0,897 (EP = 0,048; CV = 0,054).

Tabela V.4.4.5.4-1: *Modelos de detecção para cetáceos na região oceânica e talude da porção norte da Bacia de Santos—área de pesquisa sísmica—ordenados pelo menor valor de AIC (Critério de Informação de Akaike). PI = modelo point independence; FI = modelo full independence; MR = modelo de marcação-recaptura.*

Modelo	Delta AIC	AIC
PI_Nulo (meia normal); MR Distância + Tamanho	0,00	2359,64
PI_Nulo (meia normal); MR Distância	1,58	2361,22
PI_Nulo (meia normal); MR Observador	1,96	2361,59
PI_Nulo (taxa de risco); MR Distância	2,86	2362,50
FI_Nulo (meia normal); MR Distância	72,60	2432,24

As estimativas de densidade de cetáceos geradas para cada etapa da 13ª, 14ª, 15ª, 16ª e 17ª Campanhas de Avistagem Aérea estão ilustradas na **Figura V.4.4.5.4-2A**. A relação entre as estimativas de densidade nas etapas 1 e 2 variou nas diferentes campanhas. As estimativas de densidade de cetáceos foram maiores na Etapa 2 na campanha 13 (Etapa 1: 0,052 indivíduos/km^2; CV = 0,59; IC95% = 0,015 – 0,173; Etapa 2: 0,098 indivíduos/km^2; CV = 0,30; IC95% = 0,052 – 0,186) e na campanha 14 (Etapa 1: 0,102 indivíduos/km^2; CV = 0,42; IC95% = 0,043 – 0,241; Etapa 2: 0,131 indivíduos/km^2; CV = 0,46; IC95% = 0,051 – 0,333). Ao passo que, as estimativas foram semelhantes entre etapas, com grande sobreposição dos intervalos de confiança, na campanha 15 (Etapa 1: 0,045 indivíduos/km^2; CV = 0,76; IC95% = 0,011 – 0,188; Etapa 2: 0,040 indivíduos/km^2; CV = 0,53; IC95% = 0,014 – 0,144), e na campanha 17 (Etapa 1: 0,022 indivíduos/km^2; CV = 0,54; IC95% = 0,008 – 0,0,62; Etapa 2: 0,024 indivíduos/km^2; CV = 0,44; IC95% = 0,010 – 0,057). Enquanto na campanha 16, as estimativas foram maiores na Etapa 1 (Etapa 1: 0,086 indivíduos/km^2; CV = 0,43; IC95% = 0,037 – 0,199; Etapa 2: 0,051 indivíduos/km^2; CV = 0,27; IC95% = 0,030 – 0,087). O número de detecções consideradas em cada etapa variou entre 5 e 23 detecções por etapa, influenciando a precisão das estimativas.

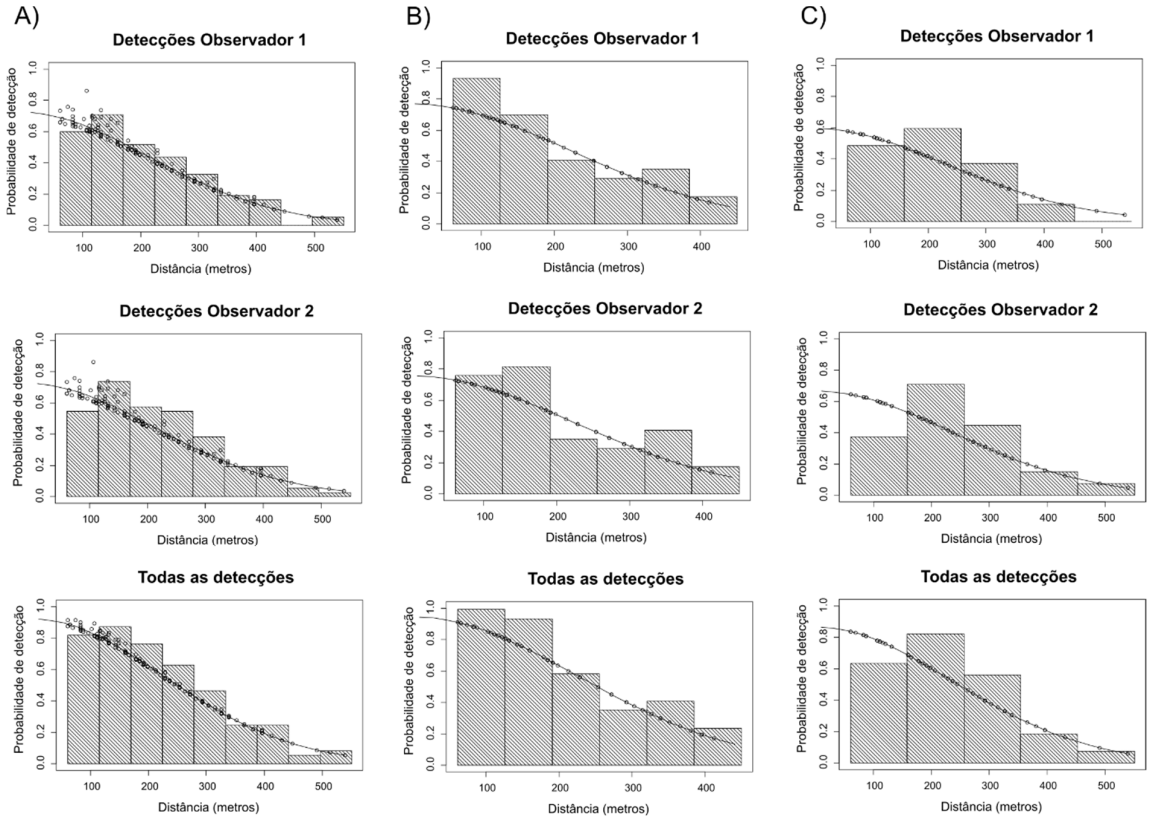


Figura V.4.4.5.4-1: *Curvas de detecção de A) cetáceos, B) delfinídeos e C) misticetos (o histograma representa as distâncias perpendiculares observadas) nas* ***cinco Campanhas*** *de Avistagem Aérea do Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS, na região oceânica e talude da porção norte da Bacia de Santos—área de pesquisa sísmica. Pontos (círculos) indicam a probabilidade de detecção para cada avistagem, dada a sua distância perpendicular. Detecções do observador 1 (janela bolha); Detecções do observador 2 (janela plana); e Todas as detecções.*

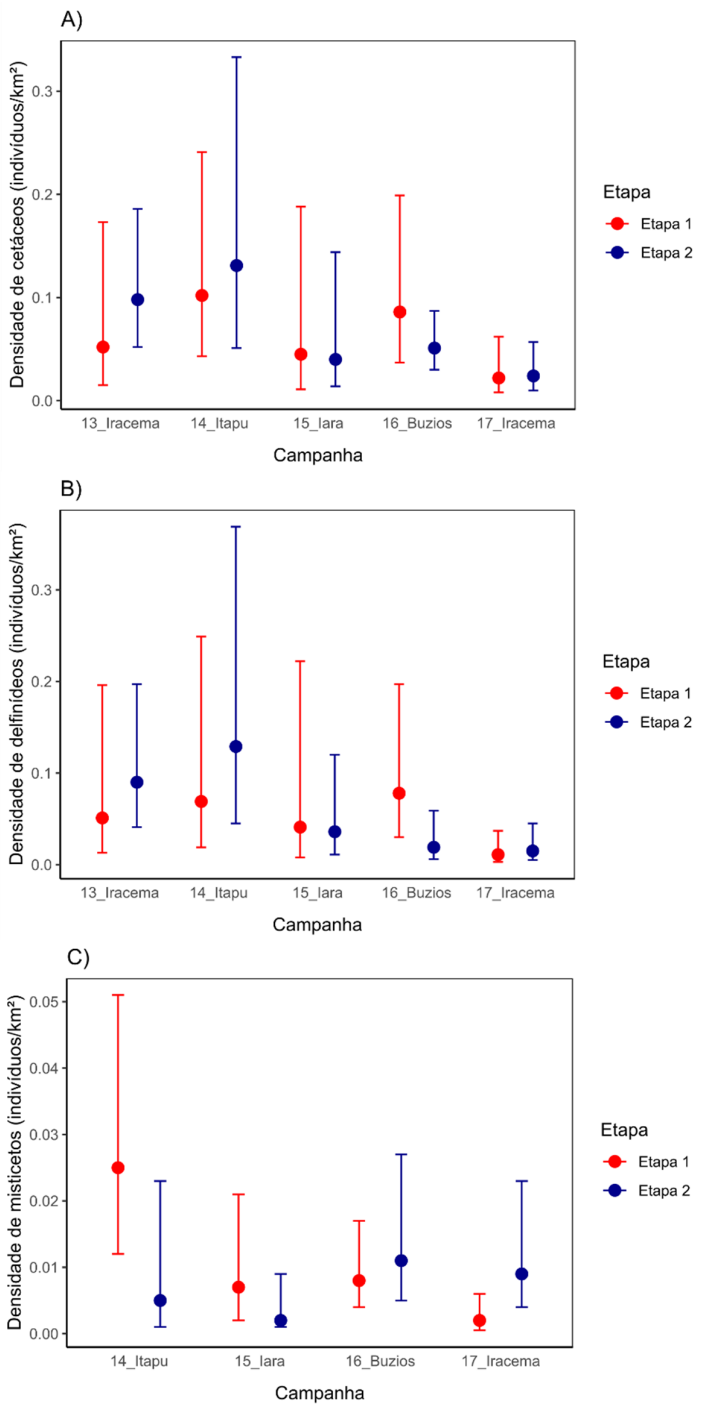


Figura V.4.4.5.4-2: *Estimativas de densidade de A) cetáceos, B) delfinídeos e C) misticetos nas etapas 1 (pré-sísmica) e 2 (durante a sísmica) da 13ª, 14ª, 15ª, 16ª e 17ª Campanhas de Avistagem Aérea do PMC-BS, no entorno de Iracema, Itapu, Iara, Búzios e Iracema, respectivamente.*

Para a curva de detecção de delfinídeos, os valores de AIC indicaram que todos os modelos MRDS *point independence* suportaram bem os dados (Delta AIC 2) e geraram estimativas bastante semelhantes. Como não é possível fazer uma média dos modelos MRDS, aqui estão apresentados os resultados do modelo com Delta AIC = 0: modelo amostragem de distâncias com a função meia-normal sem variáveis explanatórias e modelo marcação-recaptura com a covariável observador (**Tabela V.4.4.5.4-2**; **Figura V.4.4.5.4-1B**). A probabilidade de detecção na linha, combinada para os dois observadores, foi estimada em 0,929 (EP = 0,026; CV = 0,028).

Tabela V.4.4.5.4-2: *Modelos de detecção para delfinídeos na região oceânica e talude da porção norte da Bacia de Santos—área de pesquisa sísmica—ordenados pelo menor valor de AIC (Critério de Informação de Akaike). PI = modelo point independence; FI = modelo full independence; MR = modelo de marcação-recaptura.*

Modelo	Delta AIC	AIC
PI_Nulo (meia normal); MR Observador	0,00	901,80
PI_Nulo (meia normal); MR Distância	0,45	902,25
PI_Nulo (meia normal); MR Distância + Tamanho	1,73	903,53
PI_Nulo (taxa de risco); MR Distância	1,74	903,54
PI_Tamanho (meia normal); MR Distância	1,95	903,75
FI_Nulo (meia normal); MR Distância	18,82	920,62

Por ser a família mais representativa dentre os cetáceos, a relação entre as estimativas de densidade para a família Delphinidae nas etapas 1 e 2 seguiu o mesmo padrão que as estimativas apresentadas anteriormente (**Figura V.4.4.5.4-2B**). As estimativas de densidade de delfinídeos foram maiores na Etapa 2 na campanha 13, no entorno de Iracema (Etapa 1: 0,051 indivíduos/km^2; CV = 0,67; IC 95% = 0,013 – 0,196; e Etapa 2: 0,090 indivíduos/km^2; CV = 0,38; IC 95% = 0,041 – 0,197), e na campanha 14, no entorno de Itapu (Etapa 1: 0,069 indivíduos/km^2; CV = 0,66; IC95% = 0,019 – 0,249; e Etapa 2: 0,129 indivíduos/km^2; CV = 0,52; IC95% = 0,045 – 0,369). Ao passo que, as estimativas foram semelhantes entre etapas na campanha 15, no entorno de Iara (Etapa 1: 0,041 indivíduos/km^2; CV = 0,94; IC 95% = 0,008 – 0,222; e Etapa 2: 0,036 indivíduos/km^2; CV = 0,62; IC 95% = 0,011 – 0,120), e na campanha 17, no entorno de Iracema

(Etapa 1: 0,011 indivíduos/km^2; CV = 0,69; IC95% = 0,003 – 0,037; e Etapa 2: 0,015 indivíduos/km^2; CV = 0,60; IC95% = 0,005 – 0,045). Enquanto na campanha 16, a estimativa de densidade de delfinídeos no entorno de Búzios foi maior na Etapa 1 (Etapa 1: 0,078 indivíduos/km^2; CV = 0,48; IC95% = 0,030 – 0,197; e Etapa 2: 0,019 indivíduos/km^2; CV = 0,60; IC95% = 0,006 – 0,059). As estimativas com maior coeficiente de variação, ou seja, menor precisão, são referentes às etapas com menor número de detecções, que variou entre 2 e 11 detecções por etapa.

Para a curva de detecção de misticetos, os valores de AIC indicaram que quatro modelos MRDS *point Independence* suportaram bem os dados (Delta AIC □ 2): os modelos de amostragem de distâncias com a função meia-normal sem variáveis explanatórias e modelos marcação-recaptura com distância (e tamanho de grupo) ou observador como covariáveis; e o modelo de amostragem de distâncias com a função taxa de risco sem variáveis explanatórias e modelo marcação-recaptura com distância como covariável (**Tabela V.4.4.5.4-3**). Estes quatro modelos geraram estimativas semelhantes. Como não é possível fazer uma média dos modelos MRDS, aqui estão apresentados os resultados do modelo com Delta AIC = 0: modelo amostragem de distâncias com a função meia-normal sem variáveis explanatórias e modelo marcação-recaptura com a covariável observador (**Figura V.4.4.5.4-2C**). A probabilidade de detecção na linha, combinada para os dois observadores, foi estimada em 0,847 (EP = 0,045; CV = 0,054).

Tabela V.4.4.5.4-3: *Modelos de detecção para misticetos na região oceânica e talude da porção norte da Bacia de Santos—área de pesquisa sísmica—ordenados pelo menor valor de AIC (Critério de Informação de Akaike). PI = modelo point independence; FI = modelo full independence; MR = modelo de marcação-recaptura.*

Modelo	Delta AIC	AIC
PI_Nulo (meia normal); MR Observador	0,00	981,84
PI_Nulo (meia normal); MR Distância	0,43	982,27
PI_Nulo (taxa de risco); MR Distância	0,87	982,71
PI_Nulo (meia normal); MR Distância + Tamanho	1,95	983,79
PI_Tamanho (meia normal); MR Distância	2,43	984,27
FI_Nulo (meia normal); MR Distância	22,30	1004,15

A relação entre as estimativas de densidade de misticetos nas etapas 1 e 2 não seguiu o padrão observado para cetáceos e delfinídeos (**Figura V.4.4.5.4-2C**). Na campanha 13, não foi observado nenhum grupo de misticeto no entorno de Iracema. As estimativas de densidade de misticetos foram maiores na Etapa 1 na campanha 14, no entorno de Itapu (Etapa 1: 0,025 indivíduos/km^2; CV = 0,35; IC 95% = 0,012 – 0,051; Etapa 2: 0,005 indivíduos/km^2; CV = 0,77; IC 95% = 0,001 – 0,023), e na campanha 15, no entorno de Iara (Etapa 1: 0,007 indivíduos/km^2; CV = 0,54; IC 95% = 0,002 – 0,021; Etapa 2: 0,002 indivíduos/km^2; CV = 0,69; IC 95% = 0,001 – 0,009). Ao passo que, as estimativas de misticetos foram maiores na Etapa 2 na campanha 16, no entorno de Búzios (Etapa 1: 0,008 indivíduos/km^2; CV = 0,34; IC 95% = 0,004 – 0,017; Etapa 2: 0,011 indivíduos/km^2; CV = 0,45; IC 95% = 0,005 – 0,027) e na campanha 17, no entorno de Iracema (Etapa 1: 0,002 indivíduos/km^2; CV = 0,68; IC 95% = 0,0005 – 0,006; Etapa 2: 0,009 indivíduos/km^2; CV = 0,47; IC 95% = 0,004 – 0,023). O número de detecções por etapa, consideradas nas estimativas, variou entre 2 e 10 detecções, influenciando a precisão das estimativas.

V.4.4.3.4 Discussão

As Campanhas de Avistagem Aérea do PMC-BS realizadas em duas etapas nos Campos de Iracema (monitorado na 13ª e na 17ª Campanhas), de Itapu, de Iara e de Búzios e seus entornos, antes e durante cada atividade de pesquisa sísmica, foram efetivas na coleta de dados. Através deste desenho amostral foi possível gerar as métricas de interesse (densidade populacional e distribuição espacial) em dois momentos distintos, de ausência e presença de uma atividade sísmica, lembrando que, nas análises, não foram considerados os *status* das fontes nos momentos de detecções durante a Etapa 2. Assim, as Campanhas trouxeram resultados ainda incipientes para qualquer conclusão sobre efeitos da atividade sísmica sobre os cetáceos.

Com base no aprendizado obtido pela execução das duas primeiras campanhas de Avistagem Aérea do Ciclo de Médio Prazo (CMP) do PMC-BS (ou 13ª e a 14ª Campanhas de Avistagem Aérea do Projeto como um todo), a partir da terceira campanha do CMP (ou 15ª do PMC-BS), a coleta de dados passou a ser

realizada em linhas de transecção alternadas ao invés de contíguas, visando aumentar a aleatorização da coleta de dados e melhorar a cobertura espacial da área de estudo, especialmente do gradiente de distâncias a partir da fonte sísmica. Houve também uma pequena variação no espaçamento entre as linhas de transecção nas três primeiras campanhas (entre 10,5 e 16 km), uma vez que o esforço amostral total foi semelhante entre campanhas, porém o tamanho da área amostrada variou. No entanto, nessas três campanhas, o espaçamento entre linhas atendeu o definido no Projeto Executivo do Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS quanto ao espaçamento entre as linhas de transeção, isto é, que não exceda 20 km.

Visando a obtenção de estimativas mais precisas de densidade, a partir da quarta campanha de Avistagem Aérea do Ciclo de Médio Prazo (CMP) do PMC-BS foi realizado um ajuste no desenho amostral, para aumento do esforço amostral em cada campanha, esperando-se como consequência um aumento no número de detecções por etapa. Este aumento do esforço amostral foi obtido mediante o adensamento das linhas de transecção na malha amostral, tanto na Etapa 1 (antes do início da prospecção sísmica) quanto na Etapa 2 (durante a prospecção sísmica), que adotou como critério o espaçamento de cerca de 10 km entre linhas (menor que o espaçamento máximo definido no Projeto Executivo do Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS, de 20 km), melhorando a resolução amostral espacial. De fato, o número total de detecções por etapa na quarta campanha de Avistagem Aérea foi o maior observado no Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS (22 detecções na Etapa 1 e 24 detecções na Etapa 2) e as estimativas ficaram dentre as mais precisas, algumas com coeficiente de variação abaixo de 40%. Na quinta campanha do CMP do PMC-BS, no entanto, mesmo com o adensamento de linhas de transecção da malha amostral adotado, o número de detecções foi menor (7 detecções na Etapa 1 e 12 detecções na Etapa 2), possivelmente por influência das condições de avistagem, que em alguns momentos de ambas as Etapas não estavam ideais (isto é, mar 5 na escala Beaufort). Optou-se por prosseguir com os sobrevoos mesmo nessa condição não ideal, pois as previsões das condições meteoceanográficas para os dias subsequentes eram ainda mais desfavoráveis. O número de detecções na quinta campanha foi semelhante ao obtido na primeira campanha (7 detecções na Etapa 1 e 11 detecções na Etapa 2), que também

monitorou o entorno de Iracema, porém, com um esforço amostral bem menor no *buffer* de 60 km (cerca de 55% do esforço amostral na quinta campanha).

Nas quatro primeiras campanhas de Avistagem Aérea do CMP do PMC-BS, ambas as Etapas 1 e 2 foram realizadas dentro dos limites da metodologia. Conforme mencionado acima, em alguns momentos da quinta campanha as condições não estavam ideais, porém, as condições foram semelhantes nas duas Etapas daquela Campanha. Em todas as campanhas de Avistagem Aérea do CMP do PMC-BS, a Etapa 2 teve início poucos dias após o início da aquisição sísmica, e, portanto, apenas uma pequena parcela da área da atividade havia sido prospectada (**Figura V.4.3-37, Figura V.4.3-40**, **Figura V.4.3-43** e **Figura V.4.3-46**).

Neste 10º Relatório Anual, além das estimativas para cetáceos, também foram apresentadas estimativas para a subordem Mysticeti e para a família Delphinidae, a mais representativa dentre os cetáceos. O exercício aqui realizado foi feito na tentativa de aumentar a precisão das estimativas, uma vez que o processo de detecção desses dois grupos taxonômicos é diferente devido a diferenças no tamanho corporal, tamanho de grupo e comportamento dos animais, por exemplo, influenciando a sua visualização. Além disso, são grupos acusticamente diferentes e, por isso, podem apresentar respostas diferentes à atividade de pesquisa sísmica. Desde a inclusão dos dados coletados na quarta campanha de Avistagem Aérea do Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS, o tamanho amostral ideal para modelar as curvas de detecção de Mysticeti e Delphinidae tinha sido alcançado (no mínimo 60 detecções, BUCKLAND et al., 2001).

As estimativas de densidade, tanto para cetáceos em geral, quanto para delfinídeos, foram maiores na Etapa 2 (durante a sísmica) na 13ª e na 14ª Campanhas de Avistagem Aérea, que monitoraram o entorno de Iracema (fase base) e Itapu, respectivamente. Na 15ª e na 17ª Campanhas de Avistagem Aérea, que monitoraram o entorno de Iara e Iracema (fase monitor), respectivamente, as estimativas de cetáceos e delfinídeos foram semelhantes entre etapas (antes e durante a sísmica). Já na 16ª campanha de Avistagem Aérea, que monitorou o entorno de Búzios, as estimativas de cetáceos e delfinídeos foram maiores na Etapa 1, antes da sísmica. A grande variação no tamanho de grupos da família Delphinidae, com eventual detecção de grupos grandes, pode ter grande influência

no tamanho médio de grupo em cada etapa e, consequentemente, nas estimativas de densidade, uma vez que o número de detecções por Etapa é pequeno. Por exemplo, considerando todas as detecções na 14ª Campanha de Avistagem Aérea, a presença de grupos de 30 ou mais indivíduos na Etapa 2 resultou em uma diferença considerável no tamanho médio de grupo entre Etapas ($Média_{etapa1}$ = 4 e $Média_{etapa2}$ = 9) e consequentemente nas estimativas para cetáceos, que foram maiores na Etapa 2 (**Figura V.4.4.5.4-2A**), apesar do número de detecções ter sido maior na Etapa 1 (19 detecções na Etapa 1 e 11 detecções na Etapa 2). Quando consideradas somente as detecções da família Delphinidae, o tamanho médio de grupo foi semelhante entre etapas ($Média_{etapa1}$ = 12 e $Média_{etapa2}$ = 13), porém o número de detecções (4 detecções na Etapa 1 e 7 detecções na Etapa 2) e, consequentemente, a estimativa de densidade foram maiores na Etapa 2 (**Figura V.4.4.5.4-2B**).

Já as estimativas para os misticetos foram maiores na Etapa 1, antes da sísmica, nas 14ª e 15ª Campanhas de Avistagem Aérea, e maiores na Etapa 2, durante a sísmica, nas 16ª e 17ª Campanhas de Avistagem Aérea. Na 14ª Campanha, essa diferença pode ser parcialmente explicada pelo fato dela ter tido início nos primeiros dias de outubro de 2022 (04 a 08/10/2022), já no final da temporada reprodutiva das baleias na costa brasileira e início da migração para as áreas de alimentação. Um intervalo de cerca de 40 dias entre Etapas, portanto, influenciou as detecções de misticetos, pois grande parte das baleias já havia migrado quando a Etapa 2 foi realizada (17 a 19/11/2022). Na Etapa 1, as detecções de misticetos representaram metade do total dentro do *buffer* de 60 km, enquanto na Etapa 2, a representatividade dos misticetos não chegou a 25% do total de detecções. Isso explica a diferença no tamanho médio de grupo entre etapas nas estimativas de cetáceos, já que os misticetos tendem a formar grupos menores do que os odontocetos, principalmente os delfinídeos. Além do atraso no início da Etapa 2 por questões operacionais da sísmica, outro fator importante a se considerar durante a 14ª Campanha foi a ocorrência de outra pesquisa sísmica (no Campo de Tupi) simultânea à pesquisa sísmica de Itapu e relativamente próxima. A 15ª Campanha ocorreu no outono, entre o início de maio e o início de junho de 2023, e teve simultaneidade com outra atividade de pesquisa sísmica, no Campo de Aram. Apesar desta Campanha de Avistagem Aérea não ter sido realizada no

inverno, durante a temporada reprodutiva das baleias, foram feitas algumas detecções de misticetos. Porém, nas estimativas, foram consideradas somente as detecções dentro do buffer de 60 km e este número ficou ainda mais reduzido (3 detecções na Etapa 1 – 7 a 13/05/2023 e 2 detecções na Etapa 2 – 2 a 4/06/2023). As duas Etapas da 16ª campanha foram realizadas ao longo de 45 dias, entre o final de agosto (inverno) e início de outubro (primavera), devido a atrasos na operação sísmica no campo de Búzios, acarretados pela emissão da licença ambiental para a prospecção sísmica por condições meteoceanográficas adversas. Os sobrevoos nas duas Etapas ocorreram dentro dos limites da metodologia, porém com melhores condições de avistagem na Etapa 2 (três voos com predomínio de mar 2 na escala Beaufort e um voo com predomínio de mar 4) do que na Etapa 1 (três voos com predomínio de mar 4 e um voo com predomínio de mar 2), o que pode ter afetado as detecções, uma vez que os misticetos são animais com comportamento discreto na maior parte do tempo. Da mesma forma, devido à atrasos na operação sísmica no campo de Iracema e condições meteoceanográficas adversas, as duas Etapas da 17ª Campanha ocorreram em um intervalo de 45 dias. Ambas as Etapas ocorreram no outono, porém, a Etapa 2 mais próxima da temporada reprodutiva de baleias (23 a 28/06/2025) e, portanto, o número de detecções e, consequentemente, a estimativa de densidade foram maiores. Os sobrevoos ocorreram em parte em condições não ideais, o que pode ter afetado as detecções, porém, as condições foram semelhantes nas duas Etapas.

Devido ao cronograma das atividades sísmicas na Bacia de Santos, não foi possível pôr em prática o que havia sido idealizado no Projeto Executivo do Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS, isto é, agrupar as duas Etapas de cada Campanha de Avistagem Aérea em um intervalo de aproximadamente quatro semanas e dentro de uma mesma estação, de preferência no inverno (temporada das grandes baleias), para tentar minimizar outras fontes de variação na distribuição e densidade desses animais. Pelo mesmo motivo, também não foi possível amostrar sísmicas simultâneas, como estava previsto para meados de 2025. Além disso, a realização das Campanhas de Avistagem Aérea depende da conciliação de diversos fatores, como a disponibilidade da aeronave, disponibilidade de profissionais para compor a equipe executora e as condições meteoceanográficas

adequadas, tanto para a segurança da equipe e da tripulação durante os sobrevoos, quanto para a possibilidade de detecção visual dos animais. Esses fatores, somados àqueles inerentemente relacionados ao planejamento e à operação das atividades sísmicas podem facilmente ocasionar distanciamento no tempo entre a realização das Etapas 1 (antes do início da prospecção sísmica) e 2 (durante a prospecção sísmica) das Campanhas de Avistagem Aérea, pois é comum haver postergações das datas previstas para o início das prospecções sísmicas e, logicamente, é necessário uma antecedência mínima para que possa haver a mobilização de recursos e pessoal para realização destas campanhas.

Estas foram as primeiras Campanhas de Avistagem Aérea do PMC-BS realizadas com objetivo específico de avaliar possíveis impactos da atividade sísmica na ocorrência e distribuição dos cetáceos. A partir das Campanhas de Avistagem Aérea, além das estimativas de densidade e abundância no entorno das atividades sísmicas, também será possível estimar a distância precisa entre as fontes sísmicas e cada avistagem de cetáceo, que será utilizada em análises complementares. A partir dos dados coletados durante os sobrevoos é possível calcular a posição de cada avistagem, e, sabendo a posição do navio fonte no momento de cada avistagem, é possível calcular a distância entre os dois pontos. Além disso, os dados coletados a partir dos sobrevoos são também utilizados nas análises retroativas utilizando a abordagem de buffers. Como são amostragens dedicadas, cobrindo exclusivamente o entorno da fonte sísmica, a contribuição destes sobrevoos para estas análises retroativas é valiosa. Posteriormente, espera-se integrar na análise destes dados as informações sobre ruídos modelados das fontes sísmicas, com auxílio de dados coletados por *nodes* e *gliders* no contexto do PMPAS-BS. Essas análises complementares estão sendo realizadas no âmbito do PMIC. No entanto, é importante salientar que nenhum único projeto, mesmo usando as abordagens mais inovadoras e com máxima integração de diferentes dados, será capaz de responder todas as questões acerca dos possíveis efeitos de pesquisas sísmicas sobre cetáceos. Dessa forma, ao final do Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS, uma nova avaliação da pertinência da metodologia e adequação do desenho amostral deverá ser realizada. Essa avaliação deverá fornecer insumos para potenciais adaptações à metodologia e desenho amostral a serem adotados

no Ciclo de Longo Prazo do PMC-BS, após discussão e aprovação pelo órgão ambiental.

V.4.4.4 Dados de telemetria satelital e navios sísmicos

No período de referência deste 10º Relatório Anual não foram realizados novos esforços para a atualização dessas análises, pois as atividades analíticas foram redirecionadas para o desenvolvimento de uma abordagem integrada dos dados, voltada à compatibilização e reorganização de diferentes conjuntos de dados, com o objetivo de aprimorar a resolução espaço-temporal das análises e fortalecer a robustez das avaliações de resposta comportamental de cetáceos às atividades sísmicas. Não obstante, resultados atualizados das análises de dados de telemetria satelital e navios sísmicos serão apropriadamente apresentados em detalhamento no Relatório Anual do PMIC (Projeto de Monitoramento do Impacto em Cetáceos – Cluster BS).

V.4.4.5 Dados do glider no entorno de navios sísmicos

O PMPAS-BS incorporou em seus objetivos o monitoramento da sísmica, dentre outras atividades de E&P realizadas pela PETROBRAS na Bacia de Santos, desde 2022. Durante a realização das Atividades de Pesquisa Sísmica, o PMPAS-BS realizou o monitoramento do ruído irradiado pela fonte sísmica através de *gliders* de monitoramento específico e dedicado à sísmica, com seus dados sendo usados no Projeto de Verificação do Decaimento Sonoro *in situ* no âmbito do processo de licenciamento do Cluster BS.

Considerando o esforço de integração entre os projetos e buscando potencializar ao máximo a utilização dos dados coletados pelo PMPAS-BS, análises de dados direcionadas para a presença de vocalizações de cetáceos vêm contribuindo para o monitoramento e a análise de impactos realizados pelo PMC-BS. Após a conclusão do 9º Relatório Anual do PMC-BS foi identificada uma discrepância de fusos horários em parte dos dados utilizados. Isso fez com que todo o conjunto de dados tivesse que ser minuciosamente investigado e reprocessado para eliminar erros que pudessem comprometer os resultados. Tal

esforço foi concluído e neste 10º Relatório Anual é apresentada uma reanálise dos dados, contando ainda com a inclusão de sete novas campanhas de monitoramento específico dos *gliders* e um conjunto maior de informações sobre os projetos sísmicos nas regiões amostradas.

Desta forma, o presente capítulo se refere à análise dos dados coletados durante 19 campanhas de *glider* no entorno de projetos de prospecção sísmica do Cluster BS, realizadas nos campos de Tupi (18 de junho a 10 de dezembro de 2022 e de 29 de março a 28 de abril de 2023), Itapu (12 de dezembro de 2022 a 16 de fevereiro de 2023), Aram (18 de fevereiro de 2022 a 25 de março de 2023), Iara (29 de abril a 02 de agosto de 2023), Sépia (18 de fevereiro a 26 de julho de 2024) e Búzios (04 setembro a 20 de outubro de 2024), correspondentes a um período total que se estende de junho de 2022 a outubro de 2024 (**Figura V.4.4.6-1**). O objetivo é identificar respostas comportamentais dos cetáceos, inferidas a partir da ocorrência de seus sinais acústicos, em função de variáveis relacionadas com as operações sísmicas.

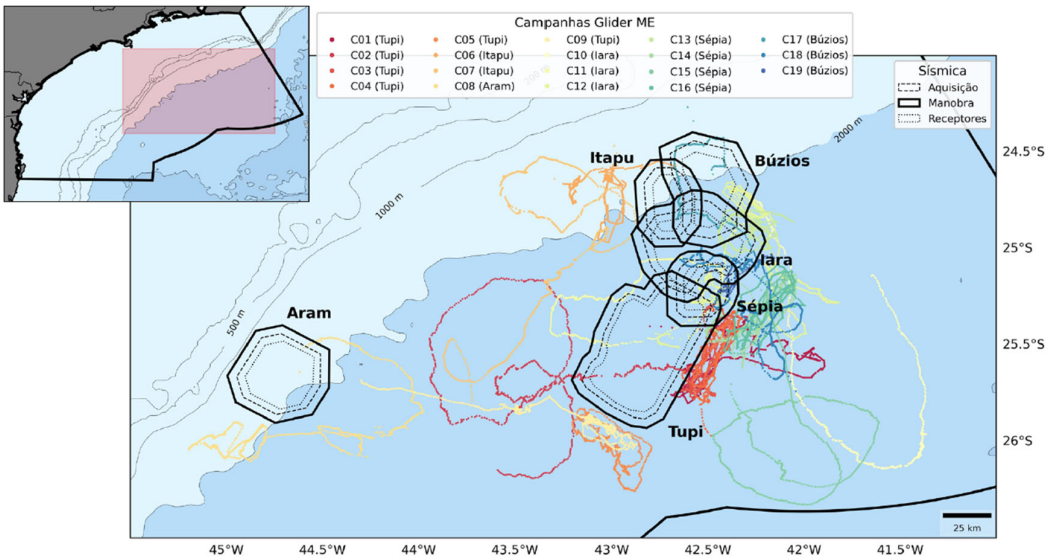


Figura V.4.4.6-1: *Trajetórias do glider de monitoramento específico das atividades de sísmica nos Campos de Tupi, Itapu, Aram, Iara, Sépia e Búzios, durante dezenove campanhas (junho de 2022 a abril de 2025) do PMPAS-BS na Bacia de Santos (Fonte: IPqM; PETROBRAS, 2025).*

Obtenção e processamento de dados

O *glider* do PMPAS-BS dedicado ao monitoramento da sísmica é equipado com um hidrofone de menor sensibilidade (-180 dB ref 1V/µPa) em relação aos sensores utilizados nas demais atividades daquele Projeto, evitando a saturação dos sinais quando o sensor está mais próximo da fonte. O *glider* executa mergulhos sucessivos de até 1.000 m gravando continuamente durante a descida, tendo sido realizados uma média de 2 mergulhos com gravação por dia, o que resulta em cerca de 6 horas diárias de gravação acústica.

Os dados foram disponibilizados para análise em formato de planilhas, divididas em dois conjuntos de dados. O primeiro conjunto continha informações minuto-a-minuto dos registros feitos pelo *glider* durante os mergulhos. Para cada minuto foram fornecidos as coordenadas geográficas, a profundidade do *glider,* o número da campanha de medição, o nível de ruído médio SPL (*sound pressure level*) integrando os filtros de 1/3 de oitava entre 5 e 250 Hz, a distância horizontal do *glider* em relação aos navios de sísmica, e a indicação de status de operação das sísmicas: 0 = ausência de disparos de qualquer natureza; 1 = presença de disparos de aumento gradual, ou seja, disparos com aumento progressivo da energia sonora, período denominado *ramp-up ou soft-start*; 2 = presença de disparos de produção, ou seja, disparos usados no processamento sísmico.

Além das informações referentes às atividades dos projetos sísmicos alvo do monitoramento específico do *glider*, também foram obtidas as mesmas informações para outros projetos de sísmicas da PETROBRAS que ocorreram durante o período das gravações acústicas, além de outros treze projetos sísmicos de terceiros, totalizando vinte e quatro projetos de sísmica com informações analisadas. Isso foi feito, pois, em análises preliminares da mesma natureza, questionou-se sobre a possível influência de outras fontes sísmicas de terceiros nos resultados observados. Assim, nesta versão das análises, buscou-se complementar ao máximo essa informação. Ao todo, foram analisados 330.490 minutos de monitoramento específico com *glider,* sendo que o número máximo de atividades sísmicas simultâneas foi quatro (durante 1.483 min, 0,5% do tempo total), enquanto na maior parte do tempo houve três atividades simultâneas (192.554 min, 58,3%),

seguido por duas atividades simultâneas (120.719 min, 36,5%) e uma atividade apenas (15.730 min, 4,7%). Os períodos com disparos de produção foram informados diretamente pelas empresas de aquisição de dados (EAD) sísmicos, juntamente com a posição geográfica dos canhões.

O segundo conjunto de dados continha os horários inicial e final dos trechos (das gravações feitas pelo *glider*) que continham detecções acústicas de cetáceos, correspondente às dezenove campanhas de *glider* dedicadas. Os dados foram previamente processados pelo PMPAS-BS para detecção automática de sinais acústicos dos tipos assovios, gemidos e grunhidos, seguindo a metodologia padrão utilizada por aquele Projeto (para detalhamento dos métodos e parâmetros utilizados para detecção dos sinais acústicos ver item ***V.4.3 Processamento dos dados do PMPAS-BS***). Os sinais dos tipos gemidos e grunhidos foram agrupados na categoria denominada “chamados”, pois ambos foram atribuídos a misticetos. A categoria de assovios, por sua vez, foi atribuída aos delfinídeos. Foi realizada então a integração entre os dois conjuntos de dados, atribuindo-se a informação de presença (1) ou ausência (zero) dos sinais acústicos (assovios e chamados) para cada minuto de monitoramento do *glider*.

Modelagem do efeito da sísmica sobre os cetáceos

Para a modelagem dos dados, foram considerados apenas os períodos de gravações onde havia ao menos um projeto de sísmica em operação dentro de uma distância máxima de 100 km do *glider*, o que correspondeu a 114.799 min (34,7% do montante inicial dos dados). Considerando que os *gliders* eram dedicados às atividades sísmicas da PETROBRAS, todos os casos analisados, que se enquadravam nesse critério de distância estabelecido, eram de sísmicas da PETROBRAS. Ainda assim, os demais projetos de pesquisa sísmica foram considerados na análise para que se assegurasse a ausência de efeitos secundários. Nesse subconjunto de dados utilizado para a análise, em 98.404 min (85,7%) havia apenas um projeto de sísmica ativo a menos de 100 km do *glider*; em 16.204 min (14,1%) havia uma segunda sísmica dentro dessa distância, e em apenas 191 min (0,2%) havia uma terceira sísmica ativa a menos de 100 km do *glider*, que foi o número máximo de sísmicas em operação simultânea dentro do limite de distância estipulado. Em análises preliminares, apresentadas no 9º

Relatório Anual do PMC-BS (PETROBRAS, 2025) é possível observar variações dos níveis de pressão sonora (SPL) em relação ao *status* da atividade sísmica mais próxima (zero, um e dois), mas não há incremento substancial de energia com a inclusão de uma segunda sísmica em *ramp-up* (*status* três) ou em produção (*status* quatro), para o que pode-se levantar a hipótese de que é decorrente da maior distância em que essa segunda sísmica está posicionada. Vale ressaltar que a variabilidade dentro de cada uma das classes é acentuada devido principalmente à variação de distância do *glider* em relação às fontes sísmicas (**Figura V.4.4.6-2**).

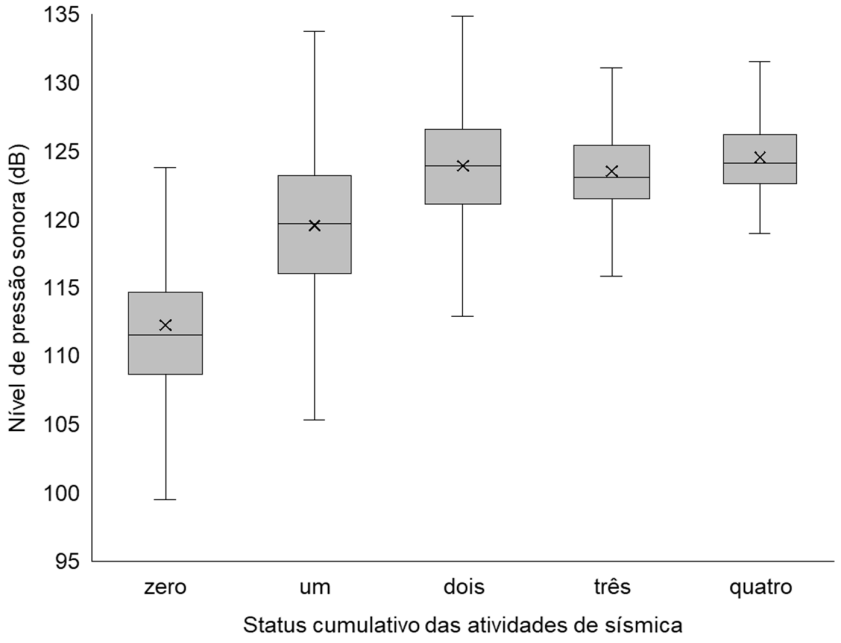


Figura V.4.4.6-2: *Variação no nível de pressão sonora (SPL) em relação ao status cumulativo de operação das atividades sísmicas. Ver* ***Tabela V.4.4.6-1*** *para detalhamento dos status.*

A análise estatística dos efeitos da atividade sísmica e outras variáveis ambientais e circunstanciais na presença acústica dos cetáceos foi realizada através de Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMM) com uma distribuição binomial de erros para dados de assovios e chamados, separadamente. Os modelos mistos são especialmente interessantes em um procedimento de modelagem, pois possibilitam a inclusão de variáveis de efeitos aleatórios e fixos simultaneamente, incorporando a correlação entre observações ou conjuntos

amostrais (ZUUR et al., 2009). Os efeitos fixos são aqueles cuja magnitude e direção do efeito se deseja estimar, enquanto os efeitos aleatórios representam variações presumíveis, mas para as quais não se tem interesse na análise. Os modelos foram construídos usando o pacote 'glmmTMB' (BROOKS et al., 2017). Todas as análises e gráficos foram elaborados usando o programa R (R CORE TEAM, 2023).

Dois conjuntos de modelos foram testados, um para assovios e outro para chamados, que representam delfinídeos e misticetos, respectivamente. Onze covariáveis ambientais (naturais, circunstanciais ou associadas a atividade sísmica) foram analisadas, conforme descrição na **Tabela V.4.4.6-1**.

Tabela V.4.4.6-1: *Covariáveis ambientais testadas com GLMM quanto a sua influência na presença acústica de cetáceos nas proximidades de projetos de prospecção sísmica na Bacia de Santos.*

Covariável	Tipo	Descrição
Profundidade local	Natural – numérica	Profundidade local média ao longo da observação, em metros.
Distância da isóbata de 500 m	Natural – numérica	Distância média da isóbata de 500 m ao longo da observação, em quilômetros.
Profundidade do glider	Circunstancial – numérica	Profundidade média do glider ao longo da observação, em metros.
SPL médio	Atividade sísmica – numérica	Nível médio de pressão sonora registrado ao longo da observação.
SPL máximo	Atividade sísmica – numérica	Nível máximo de pressão sonora registrado ao longo da observação.
Número de sísmicas operando	Atividade sísmica – fatorial	Número de atividades sísmicas em operação simultânea dentro da distância máxima de 100 km.
Distância da sísmica mais próxima	Atividade sísmica – numérica	Distância média da sísmica mais próxima ao longo da observação, em quilômetros.
Distância da segunda sísmica mais	Atividade sísmica – numérica	Distância média da segunda sísmica mais próxima ao longo da observação, em quilômetros.

Covariável	Tipo	Descrição
próxima		
Status da sísmica mais próxima	Atividade sísmica – fatorial	Três fatores: 0 = sem disparos; 1 = disparos de aumento gradual; 2 = disparos de produção.
Status da segunda sísmica mais próxima	Atividade sísmica – fatorial	Três fatores: 0 = sem disparos; 1 = disparos de aumento gradual; 2 = disparos de produção.
Status cumulativo das sísmicas em operação simultânea	Atividade sísmica – fatorial	Cinco fatores: 0 = sem disparos de nenhuma fonte; 1 = fonte mais próxima com disparos de aumento gradual; 2 = fonte mais próxima com disparos de produção; 3 = fonte mais próxima com disparos de produção e segunda fonte mais próxima com disparos de aumento gradual; 4 = fonte mais próxima e segunda fonte mais próxima com disparos de produção.

Uma matriz de correlação (**Figura V.4.4.6-3**) foi utilizada para análise exploratória e revelou pontos críticos para a construção dos modelos: Status_cumulativo e SPL_médio são positivamente correlacionados (r = 0.79), assim como Profundidade_local e Distância_isobata500 (r = 0.82) e, portanto, não devem ser incluídas no mesmo modelo. Variáveis de natureza semelhante, ainda que não tenham apresentado forte correlação, também não foram incluídas no mesmo modelo, como SPL_médio e SPL_máximo, e Status_cumulativo com Status_s1 (sísmica mais próxima) ou Status_s2 (segunda sísmica mais próxima). É interessante notar que não foi observada correlação entre os níveis de pressão sonora e a distância das atividades sísmicas, e é importante enfatizar que isso acontece, provavelmente, porque aqui se tratam de diferentes sísmicas em operação simultânea, posicionadas a diferentes distâncias e direções do glider, sendo que a relação entre o decaimento sonoro dos pulsos sísmicos e a distância de sísmicas individualmente operando é verificada, conforme descrições do PMPAS-BS (IPqM; PETROBRAS, 2025).

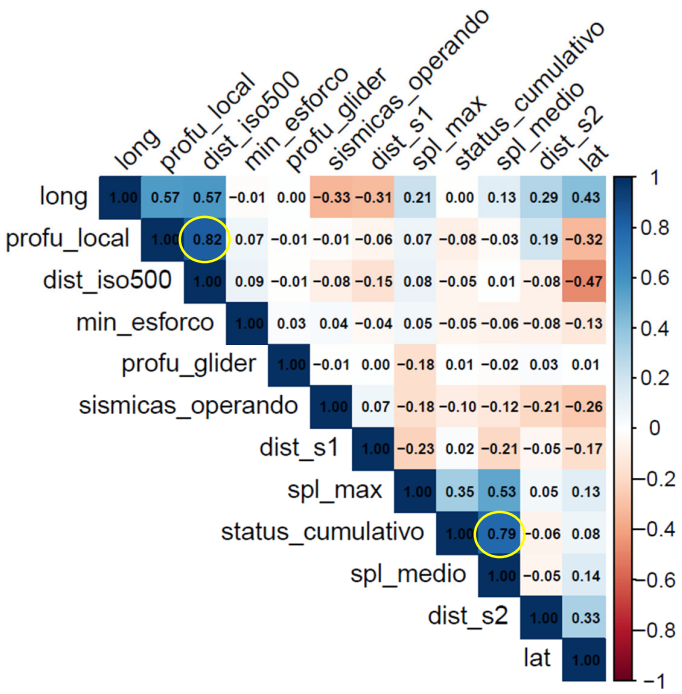


Figura V.4.4.6-3: *Matriz de correlação utilizada para análise exploratória das variáveis ambientais testadas para avaliar a influência das atividades sísmicas na presença acústica de cetáceos (correlações significativas estão destacadas com círculo amarelo).*

Para a modelagem, os dados foram organizados de acordo com o status das atividades sísmicas simultâneas dentro de cada hora de monitoramento. Ou seja, os dados foram separados em observações sequenciais no tempo, com duração de até uma hora por observação, segregadas de acordo com o *status* da sísmica. Assim, se durante uma hora de monitoramento (ex: 10h00 a 10h59), a sísmica manteve o seu *status*, isso gerou uma observação de 60 min de duração, mas, se durante o período, houve a mudança de *status* (ex: 10h00 a 10h29 – ON e 10h30 a 1hh59 – OFF), isso gerou duas observações, cada uma com 30 min de duração. Observações com menos de 15 minutos foram desconsideradas. Em média, as observações resultantes continham 39,8 min de duração. Como o número de minutos por observação amostral foi variável, essa informação foi inserida como um termo *offset* nos modelos, funcionando como um termo de ajuste de peso das observações. Como variável aleatória nos modelos foi considerada

uma estrutura hierárquica do dia e da hora do dia. Latitude e longitude (em UTM) também foram incluídas como variáveis compulsórias nos modelos, buscando absorver uma possível autocorreção espacial dos dados.

Os modelos foram construídos no modo *stepwise* com a inclusão de uma variável a cada rodada. A comparação para escolha do melhor modelo para cada variável resposta de interesse foi realizada por meio do Critério de Informação de Akaike (AIC) (BURNHAM; ANDERSON, 2002). A validação dos modelos finais selecionados foi realizada para verificar o ajuste dos modelos aos dados (QQ-plot), a presença de valores extremos (outliers) e sobredispersão (excesso de variação não prevista pela distribuição), e para tanto foi utilizado o pacote 'Dharma" do R (HARTIG, 2022). Foram gerados gráficos dos valores preditos dos modelos em relação às variáveis selecionadas para visualização das principais relações observadas.

Resultados

O agrupamento dos dados de acordo com o dia, hora e status de operação sísmica, resultou em 2.669 observações amostrais para análise, das quais 301 (11,3%) com presença de assovios (delfinídeos) e 343 (12,8%) com chamados (misticetos).

Modelo para presença-ausência de assovios

Foram construídos oito modelos para a presença de assovios, presumidamente de delfinídeos, ao longo dos mergulhos de amostragem do *glider*. O melhor modelo prevê uma associação da presença de assovios com o *status* da sísmica mais próxima, o SPL_médio, a profundidade do *glider* e a estação do ano, além da variável compulsória (latitude x longitude) e variáveis de efeito aleatório (hora e dia) (**Figura V.4.4.6-4**). Os testes indicaram uma explicação de 75,5% (r2 = 0.755) por esse modelo e não foi observado nenhum grande desvio dos pressupostos de validação.

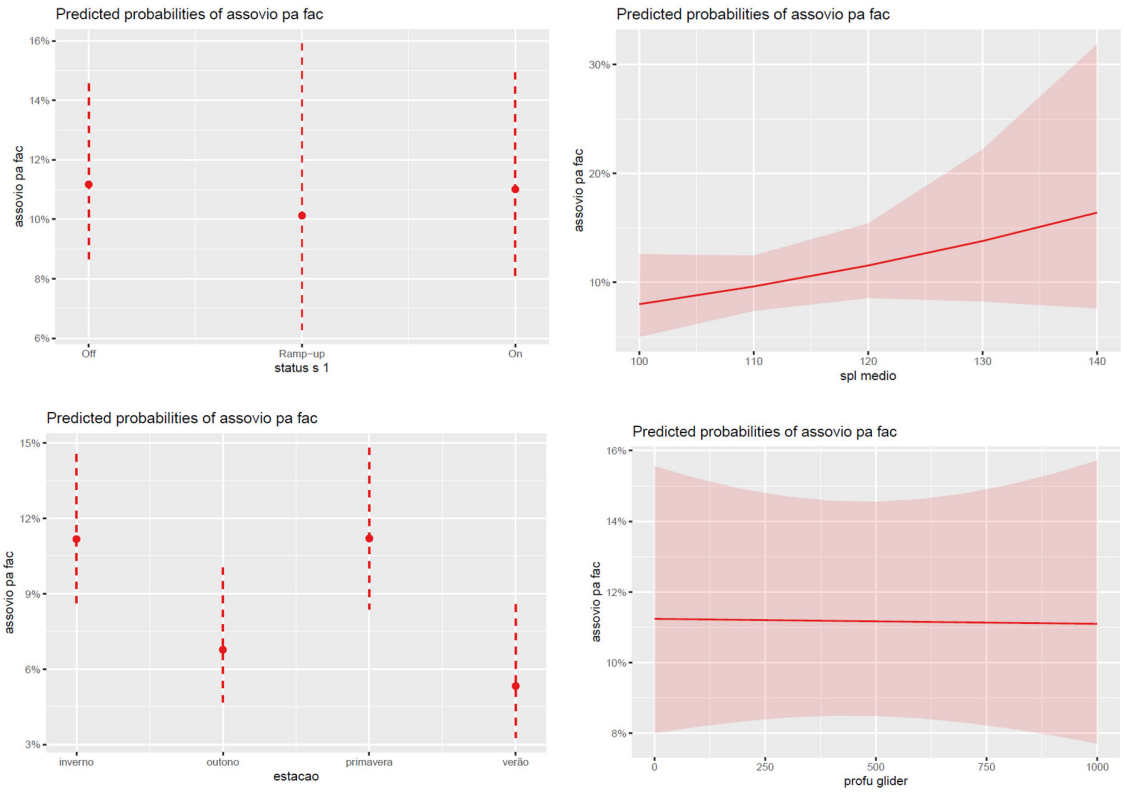


Figura V.4.4.6-4: *Presença de assovios de delfinídeos predita pelo melhor GLMM (modelo linear generalizado misto) em relação ao status da atividade sísmica mais próxima, nível médio de pressão sonora (SPL), estação do ano e profundidade do glider, a partir de dados coletados por glider no entorno de atividades sísmicas na Bacia de Santos.*

Modelo para presença-ausência de chamados

Foram construídos oito modelos para a presença de chamados, presumidamente de misticetos, ao longo dos mergulhos de amostragem do *glider*. Assim como observado para os assovios, o melhor modelo prevê uma associação da presença de chamados com o status da sísmica mais próxima, o SPL_médio, a profundidade do glider e a estação do ano, além da variável compulsória (latitude x longitude) e variáveis de efeito aleatório (hora e dia) (**Figura V.4.4.6-5**). Os testes

indicaram uma explicação de 75% (r2 = 0.75) por esse modelo e não foi observado nenhum grande desvio dos pressupostos de validação.

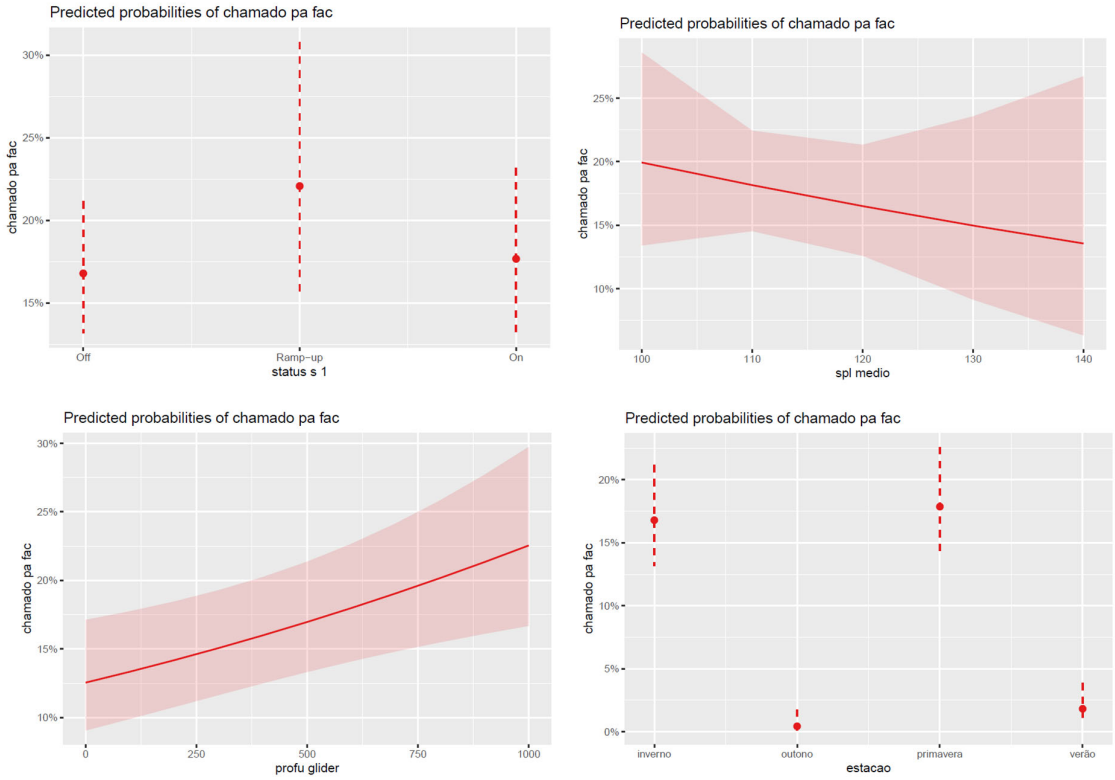


Figura V.4.4.6-5: *Presença de chamados de misticetos predita pelo melhor GLMM (modelo linear generalizado misto) em relação ao status da atividade sísmica mais próxima, nível médio de pressão sonora (SPL), estação do ano e profundidade do glider, a partir de dados coletados por glider no entorno de atividades sísmicas na Bacia de Santos.*

Discussão – glider dedicado à sísmica

O conjunto de dados do monitoramento específico com *gliders* tem se mostrado extremamente promissor e efetivo para a modelagem da relação entre a presença de sinais acústicos de cetáceos e os possíveis impactos das atividades de prospecção sísmica, uma vez que possibilita a associação em uma fina escala temporal (minutos) com variáveis que representam diferentes aspectos da operação sísmica, como distanciamento do receptor e níveis de ruído ambiental resultante no ambiente. Com o agrupamento das observações amostrais em

intervalos de até uma hora, os modelos conseguiram acomodar bem a variação dos dados, além de atenuar efeitos de autocorreção temporal e espacial. Entretanto, as estimativas dos parâmetros não foram totalmente satisfatórias para algumas variáveis selecionadas nos modelos, e necessitam de maior investigação.

De maneira geral, com o incremento substancial do montante de dados e maior número de variáveis ambientais integradas na análise, os resultados alcançados corroboram as análises preliminares realizadas, o que demonstra a eficácia dos modelos utilizados em captar os principais efeitos relacionados com a presença dos sinais acústicos dos cetáceos.

Em relação à sazonalidade, há uma maior presença acústica de delfinídeos no inverno e na primavera, enquanto no verão é observado o menor valor, o que contradiz o conhecimento bem estabelecido ao longo do histórico de amostragens do PMC-BS para esse grupo, com as maiores densidades na área de estudo durante o verão. Ao observar a presença acústica de assovios por mês pode-se observar que o mês de janeiro representa um *outlier*, com valores extremos registrados, que provavelmente influenciaram esse resultado. Embora esse resultado seja inesperado, ele tem se mostrado consistente mesmo com o aumento do conjunto de dados, embora o verão seja a estação com o menor montante de dados coletados.

No que diz respeito a atividade sísmica, foi observado um aumento na detecção de assovios com o aumento dos níveis de ruído médio no ambiente. Duas possibilidades são consideradas como explicação destes padrões observados: aumento no número de indivíduos nas proximidades da atividade sísmica, ou aumento na taxa de vocalização dos indivíduos já presentes nas proximidades. Caso haja um aumento no número de indivíduos, isso pode estar relacionado com a maior disponibilidade de presas nas áreas de aquisição sísmica, seja por agregação dos cardumes, ou por maior facilidade de captura devido a possíveis efeitos da sísmica sobre a ictiofauna (p.ex., atordoamento e redução de resposta evasiva das presas; POPPER; HASTINGS, 2009; POPPER; HAWKINS, 2019). Vale ressaltar que estudos de impactos das atividades sísmicas na ictiofauna são contraditórios, alguns com indicação de mudanças comportamentais e outros sem qualquer efeito aparente, não havendo consenso científico acerca de tais impactos (POPPER; HASTINGS, 2009).

Este cenário, de maior presença acústica de delfinídeos com incremente dos níveis de ruído, implica em um maior potencial de tolerância dos delfinídeos a tais níveis de ruído, em comparação com os misticetos, o que é plausível, considerando que a sensibilidade auditiva deste grupo tende a ser menor abaixo de 1 kHz (GUAN; BROOKENS, 2023), faixa de frequência que concentra o ruído antropogênico. Por outro lado, a possibilidade de aumento das taxas de vocalização individual representa uma necessidade de maior integração e coesão dos grupos para desempenhar atividades mais complexas, como forrageamento ou frente a ameaças (KING et al., 2021). Nesse sentido, ambas as possibilidades podem ser complementares.

Há evidências de comportamento aversivo à sísmica para algumas espécies de odontocetos, até distâncias de 1 km quando os canhões de ar estão em operação (GORDON et al., 2004). Entretanto, o resultado da presente análise é limitado nesse sentido devido a impossibilidade de amostragem com *glider* a menos de 5 km da fonte sísmica, embora as vocalizações captadas possam estar sendo produzidas por animais mais próximos que isso da fonte sísmica. Além disso, as variáveis relacionadas ao *status* de operação dos canhões de sísmica não apresentaram contribuições significativas para os modelos em geral. A escolha de direcionar a análise para uma escala espacial menor, considerando apenas registros do *glider* dentro da distância de 100 km da fonte sísmica (limite médio de propagação do ruído da sísmica), buscou compreender melhor possíveis efeitos imediatos do *status* da operação sobre os cetáceos. Em futuras análises, recomenda-se um recorte ainda mais próximo de distâncias (máximo 50 km), o que será possível com o aumento do conjunto de dados.

Para os misticetos, houve um aumento da detecção de chamados nas estações de inverno e primavera, considerando uma ampla escala espacial, ou seja, a Bacia de Santos, uma vez que as vocalizações dos misticetos podem ser detectadas pelo *glider* a vários quilômetros de distância. Esse padrão de ocorrência sazonal consistente com o que se conhece da biologia das espécies e seu ciclo anual de migração entre áreas de alimentação e reprodução (LODI; BOROBIA, 2013). Vale ressaltar que devido aos parâmetros de detecção e classificação utilizados para identificar tais sinais, provavelmente grande parte dos registros são referentes à baleias-jubartes (*M. novaenangliae*) e baleias-minke-Antártica (*B. bonaerensis*),

mas, eventualmente, também pode haver sinais de outras espécies. Também houve mais registros de chamados quando o *glider* estava em maiores profundidades, o que provavelmente está relacionado com a detectabilidade dos sinais acústicos de baixa frequência, como é o caso dos chamados de misticetos, que têm um potencial de se propagar a distâncias muito maiores que os assovios.

Houve uma diminuição da detecção de chamados com o aumento nos níveis de pressão sonora. Esta análise ainda necessita de aprofundamento e a análise pormenorizada dos arquivos de áudio permitirá uma melhor compreensão dos processos comportamentais envolvidos, ou seja, se ocorre afastamento dos indivíduos ou diminuição da taxa de vocalização. Em geral, outros estudos reportam mudanças significativas de comportamento de misticetos em resposta às atividades sísmicas, como alteração de curso de deslocamento, afastamento e alteração da frequência respiratória e padrão de mergulhos (GORDON et al., 2004). Apesar da dificuldade em analisar empiricamente a sensibilidade auditiva dos grandes cetáceos, modelos preditivos indicam uma alta sensibilidade deste grupo em faixas de baixa frequência (□1 kHz), além de um elevado grau de sobreposição dos níveis de ruído antropogênico com as frequências de vocalização das espécies, ocasionando mascaramento acústico e, consequentemente, dificuldade de comunicação (GUAN; BROOKENS, 2023).

De maneira geral, ainda não é possível inferir com maior precisão se o aumento ou diminuição da presença de assovios e chamados em relação a todas as variáveis mencionadas, reflete uma variação na presença de indivíduos ou na taxa de emissão acústica. Uma exploração mais minuciosa dos arquivos de áudio será necessária para aprofundar o conhecimento.

Uma importante limitação que deve ser considerada para a interpretação dos resultados diz respeito à posição e direção dos animais em relação à posição do *glider*, considerando que todas as análises foram conduzidas em relação à posição do receptor acústico (*glider*) e não dos animais propriamente ditos. O potencial de propagação dos sons dos cetáceos pode ser muito variável e depende de uma série de fatores relacionados à fisiologia e ao comportamento dos organismos e às características físico-químicas do meio de propagação. Modelos teóricos sugerem um potencial de propagação de centenas de metros para sinais de média-alta frequência, como os assovios, enquanto para os sinais de baixa frequência, como

chamados de baleias, essa distância pode ultrapassar dezenas de quilômetros (AROYAN et al. 2000; MUNGER et al., 2011; JENSEN et al., 2012). Desta forma, pode-se dizer que a distância do *glider* da fonte sísmica representa uma distância média dos cetáceos detectados em relação à fonte sísmica, que podem estar mais próximos ou mais distantes da fonte. Assim, apesar do viés amostral que deve ser levado em conta, os resultados alcançados ainda são válidos para fornecer indicativos da resposta comportamental dos cetáceos.

A categorização dos sinais acústicos em assovios e chamados tem se provado eficaz para a análise de padrões gerais direcionadas para os grandes grupos. A maior limitação nesse sentido é relacionada à ausência de detectores direcionados para os cliques (sinais pulsados), possibilitando a identificação da presença de odontocetos de maneira mais geral e, principalmente no que se refere aos grandes mergulhadores, como cachalotes, kogídeos e zifídeos, os quais se presume apresentar alto potencial de impacto das operações sísmicas (GORDON *et al*., 2004; CASTELLOTE; LLORENS, 2016), especialmente considerando os habitats oceânicos em que estas atividades têm se desenvolvido na Bacia de Santos. A possibilidade de processamento dos dados de *glider* com a aplicação de detectores de cliques, apresentado no item ***V.4.3.3 – Detector de cliques aplicados aos dados de glider***, possibilitará ampliar a quantidade de espécies analisadas, especialmente com a inclusão de grandes mergulhadores (zifídeos e cachalotes), que devem ser especialmente vulneráveis a impactos acústicos, trazendo grande contribuição para a análise de impactos das atividades sísmicas sobre os cetáceos na Bacia de Santos.

V.5 Estado de saúde e grau de contaminação

V.5.1 Análise de lesões de pele

Como em relatórios anteriores, os registros de lesões de pele obtidos ao longo do PMC-BS foram organizados em três níveis de classificação hierárquica. Primeiramente, cada lesão foi classificada quanto à aparência. Em seguida, foi atribuída uma origem provável. Lesões atribuídas a causas antrópicas, infecciosas ou resultantes de interações com tubarão-charuto foram ainda subdivididas em subcategorias, de acordo com o provável fator causal ou o estágio de cicatrização. Apenas registros com documentação fotográfica de qualidade e classificação considerada confiável quanto à origem foram incluídos na análise. Todas as categorias foram adaptadas de Wilson et al. (1999). A **Tabela V.5.1-1** resume as classificações adotadas.

Tabela V.5.1-1: *Categorias de lesões de pele observadas durante o PMC-BS e descrição.*

Aparência	Descrição
Cicatriz circular (CC)	Cicatrizes de formato circular ou semicircular
Deformações ou mutilações (DM)	Deformações e ausência de partes do corpo
Depressões (DEP)	Lesões arredondadas multifocais ou focais, deprimidas sem ter inflamação aparente
Ferida aberta (FA)	Ferida aberta inespecífica não cicatrizada
Marcas claras (MC)	Cicatrizes ou manchas mais claras que a pigmentação normal do animal (não são consideradas cicatrizes de origem intraespecífica)
Marcas escuras (ME)	Cicatrizes ou manchas mais escuras que a pigmentação normal do animal (não são consideradas cicatrizes de origem intraespecífica)
Marcas lineares (ML)	Cicatrizes lineares ou mutilações com corte linear
Nódulos multifocais (NOD)	Elevações de variados tamanhos, normalmente arredondados, de etiologia desconhecida
Úlceras (ULC)	Lesões arredondadas de centro mais deprimido que a borda, circunscrita única, multifocal e multifocal a coalescente

Provável origem	Descrição
Antrópica (ANT)	Lesões com indicativo de causa antropogênica Subcategorias: • Pesca (P): lesões e amputações lineares, lesões com petrechos de pesca ainda associados ao animal • Atropelamento (A): cortes paralelos multifocais e equidistantes, cortes ou deformações profundas em geral perpendiculares ao eixo do corpo do animal • *Tag* ou Biopsias (BT): lesões geradas por implatação ou tentativa de implatação de transmissores satelitais ou por coleta de biópsia
Infecciosas (INFEC)	Lesões semelhantes àquelas causadas por determinados patógenos Subcategorias: • *Lobomicose-like* (LL): lesão similar a lobomicose • *Pox-like* (PL): lesão similar a poxvírus, arredondadas, bem delimitadas, com contorno normalmente destacado em tom mais claro ou mais escuro que o interior da lesão
Tubarão charuto (TC)	Lesões abertas ou cicatrizadas geradas por predação ou tentativa de predação por tubarão charuto Subcategorias: • Recente (R): ferida aberta, arredondada • Cicatrizando (C1): cicatrização incompleta, lesão rosada ou esbranquiçada • Cicatrizada (C2): lesão cicatrizada por completo, marcas mais sutis que variam de acordo com a espécie • Sinal (S): lesão gerada por tentativa de predação, marca semicircular ou circular
Interações intraespecíficas (INTRA)	Cicatrizes oriundas de interações entre indivíduos da mesma espécie
Predação por orca (PO)	Cicatrizes geradas em tentativa de predação por orca, em geral lineares equidistantes entre si, equivalentes ao espaçamento entre os dentes de orca
Inespecífica (INESP)	Diversos tipos de lesão que não se enquadram nas origens acima ou lesões onde não foi possível assumir a provável origem

Para acompanhar a variação na taxa de ocorrência dos diferentes tipos de lesões ao longo do tempo e entre espécies, foi utilizado um índice de prevalência, calculado como a razão entre o número de lesões identificadas e o número de fotos analisadas (apenas aquelas com qualidade A ou B+), por campanha. Para avaliar tendências temporais nesse índice, foram ajustados modelos lineares**.** O índice foi estimado tanto para a classificação das lesões quanto à aparência quanto e à sua origem provável. No entanto, como a classificação por aparência é apenas uma etapa descritiva preliminar — que auxilia na identificação da possível origem das lesões —, este relatório, assim como os anteriores, apresenta os resultados da variação da taxa de ocorrência por origem, com ênfase especial nas lesões de possível origem antrópica.

As **Figuras V.5.1-1** e **V.5.1-2** apresentam a taxa de ocorrência das lesões classificadas quanto à origem e sua variação entre espécies e ao longo dos ciclos amostrais. As espécies não incluídas nas figuras foram aquelas que não apresentaram lesões ou cujo número de registros foi considerado insuficiente para análise. Observa-se que a prevalência de lesões associadas a interações intraespecíficas foi a única a apresentar tendência de crescimento estatisticamente significativa, enquanto as lesões atribuídas à interação com tubarão-charuto apresentaram tendência de queda. As demais categorias, incluindo aquelas de provável origem antrópica, exibiram padrões estáveis ao longo do tempo (**Figura V.5.1-1**).

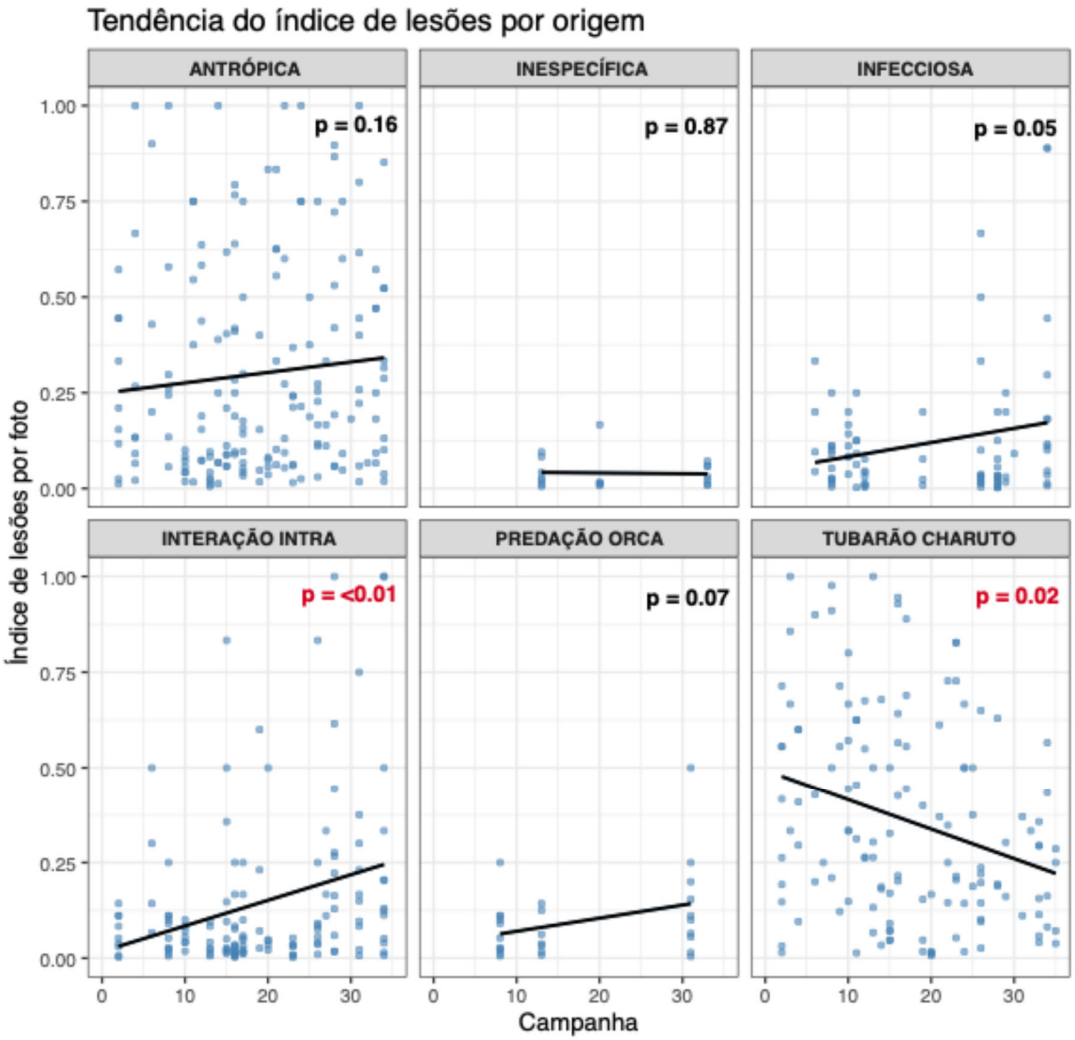


Figura V.5.1-1: *Variação da taxa de ocorrência de cada lesão (classificada quanto a origem), ao longo das campanhas. O p-valor indica a significância da tendência a partir de um modelo linear ajustado aos dados.*

Quando analisadas por espécie, os padrões predominantes foram de estabilidade ou declínio para a maioria das categorias de lesão. A exceção foram as lesões causadas por tubarão-charuto, cuja frequência aumentou em *Megaptera novaeangliae*, *Orcinus orca*, *Stenella attenuata* e *Stenella longirostris* (**Figura V.5.1-2**). No geral, as lesões observadas foram majoritariamente classificadas como de etiologia desconhecida ou associadas a processos de cicatrização. Embora pouco frequentes e relativamente constantes entre as espécies, as lesões

de origem antrópica apresentaram índices um pouco mais elevados em *Balaenoptera brydei* e *Megaptera novaeangliae*.

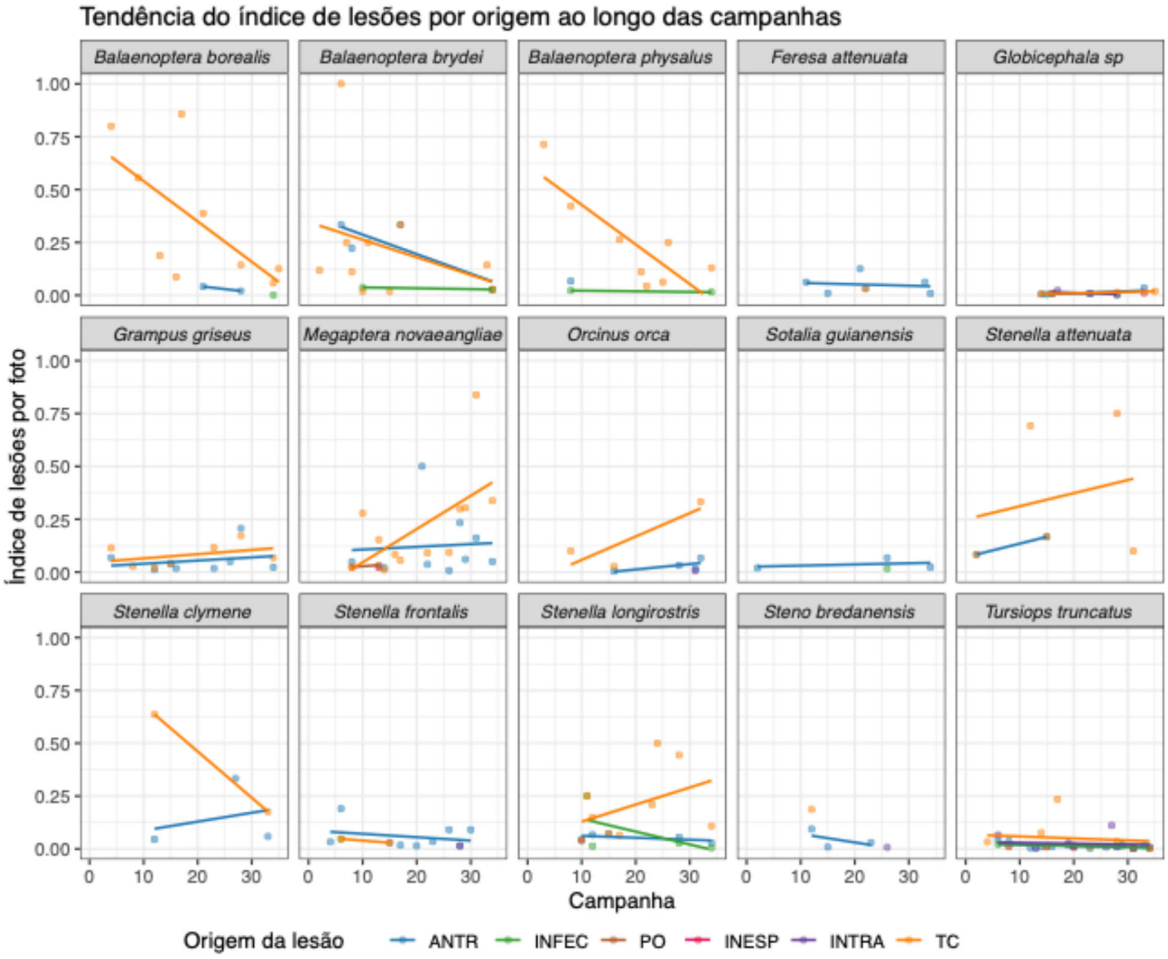


Figura V.5.1-2: *Variação da taxa de ocorrência de cada lesão (classificada quanto a origem), por espécie, ao longo das campanhas. Linhas entre pontos representam os preditos de um modelo linear, informando tendências. Categorias: Antrópica (ANTR), Infecciosa (INFEC), predação por orca (PO), inespecífica (INESP), interação intraespecífica (INTRA), tubarão-charuto (TC).*

Considerando o potencial letal de interações diretas de origem antrópica, como emalhamentos em redes de pesca e colisões com embarcações, o monitoramento contínuo é essencial para avaliar com maior precisão sua contribuição à mortalidade e ao comprometimento da saúde dos indivíduos. A **Figura V.5.1-3** apresenta a taxa de ocorrência das lesões antrópicas classificadas como

relacionadas à pesca e atropelamento. Ambas apresentaram prevalência baixa ao longo das campanhas. As lesões atribuídas à pesca demonstraram um leve aumento, embora não estatisticamente significativo, enquanto as lesões por atropelamento se mantiveram estáveis. Devido ao número reduzido de registros, a análise por espécie é limitada, mas ainda assim revela que *Balaenoptera brydei* e *Megaptera novaeangliae* — espécies com maior esforço amostral — apresentaram maior frequência de lesões por pesca, também observadas, embora esporadicamente, em várias espécies de Delphinidae. As tendências temporais dessas lesões são predominantemente de estabilidade ou declínio.

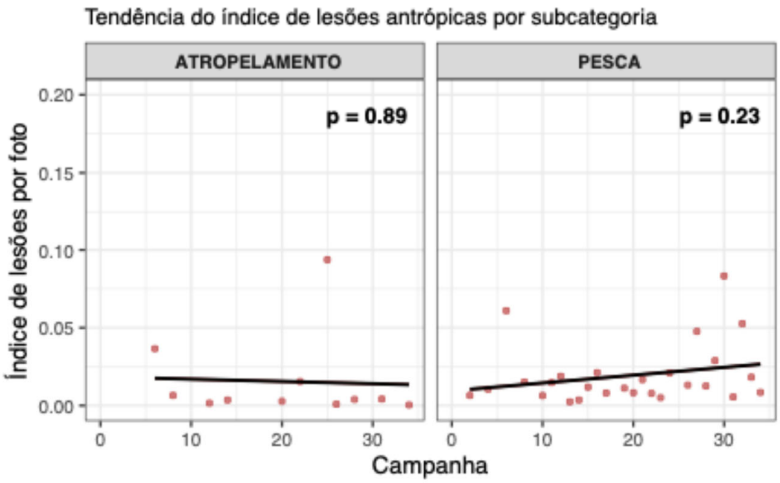


Figura V.5.1-3: *Variação da taxa de ocorrência de cada lesão (classificada quanto a origem), ao longo das campanhas.*

Lesões por atropelamento foram raras. Até o momento, o PMC-BS registrou 33 casos aparentes de atropelamento, envolvendo 28 indivíduos de diferentes espécies. Desses, 17 foram classificados como prováveis ou confirmados, representando seis espécies: *B. brydei*, *Globicephala sp.*, *G. griseus*, *M. novaeangliae*, *O. orca* e *S. frontalis*, com maior prevalência em *B. brydei*, ainda que com tendência decrescente (**Figura V.5.1-4**). Apenas dois casos foram considerados confirmados: um em *B. brydei* e outro em *O. orca*. Tais lesões são caracterizadas por marcas paralelas lineares ou deprimidas, e cortes profundos perpendiculares ao eixo corporal, geralmente causados por hélices de

embarcações. Essas marcas formam sulcos em forma de “V” ou “U”, especialmente visíveis na nadadeira dorsal e no pedúnculo caudal.

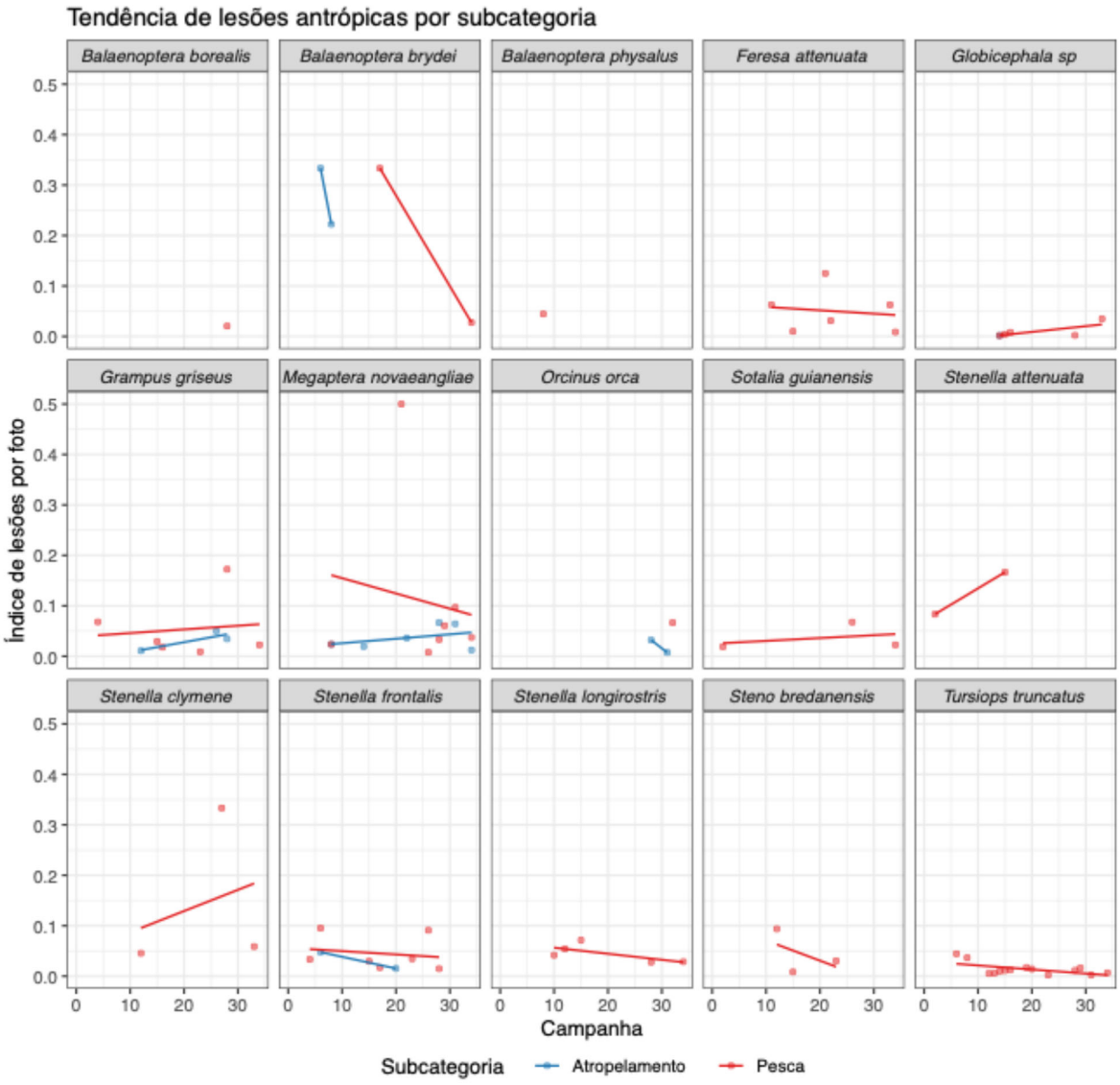


Figura V.5.1-4: *Variação da taxa de ocorrência de lesões antrópicas (provável atropelamento e interação com pesca), por espécie, ao longo das campanhas*

A **Figura V.5.1-5** apresenta a distribuição espacial das lesões atribuídas à pesca e ao atropelamento. Embora ainda não seja possível identificar áreas de ocorrência preferencial, os registros sugerem ampla distribuição espacial. Lesões

por pesca ocorreram tanto em áreas costeiras quanto oceânicas, enquanto as de atropelamento se concentraram principalmente na porção norte da Bacia de Santos, com destaque para a região costeira próxima à Ilha de São Sebastião (SP) e Cabo Frio (RJ), além de áreas oceânicas no entorno do talude continental. Apesar de valiosos, esses registros são pontuais e dispersos, o que limita a identificação de zonas críticas para interações negativas. Vale ressaltar que o local de observação das lesões nem sempre coincide com a área da interação, dada a mobilidade dos animais entre o momento do evento e o registro fotográfico.

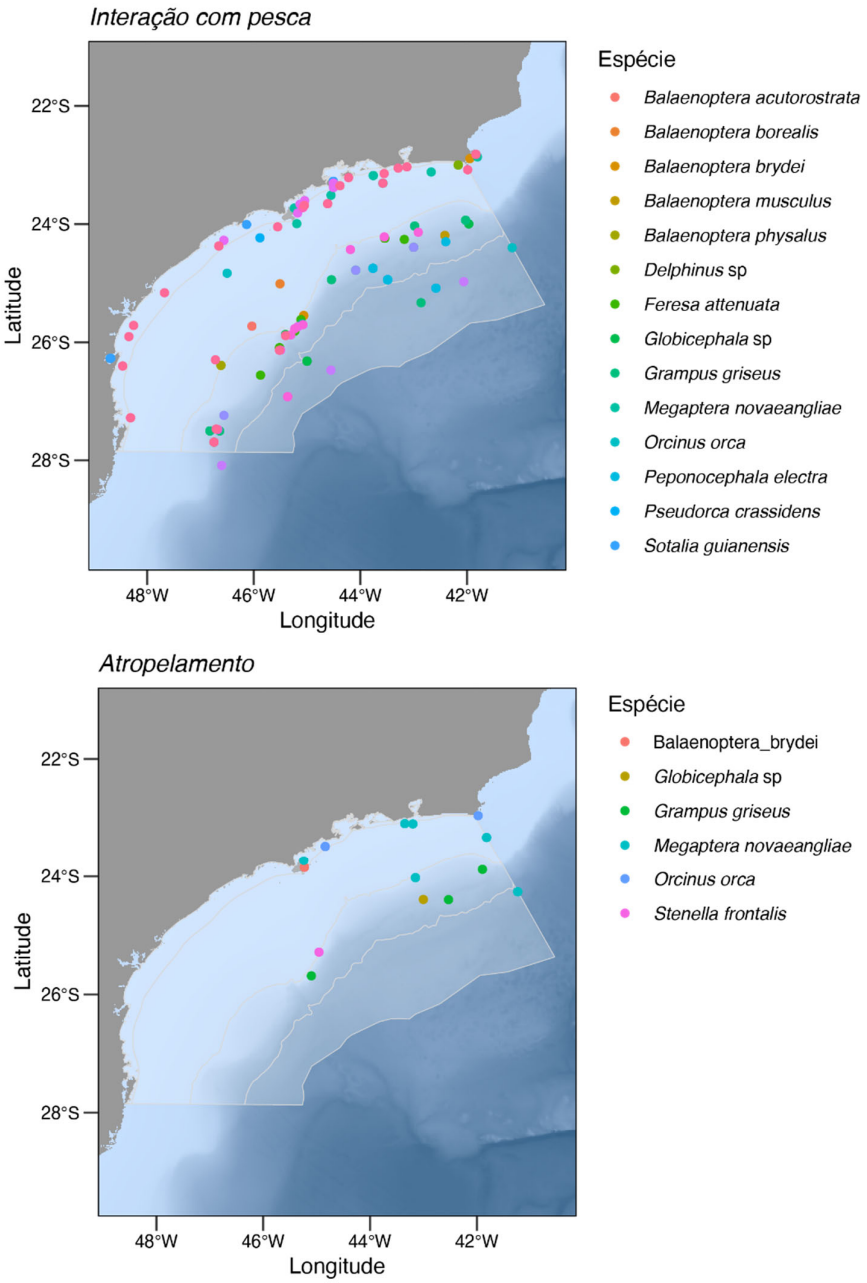


Figura V.5.1-5: *Distribuição espacial de lesões antrópicas (provável atropelamento e interação com pesca).*

V.5.1.1 Considerações finais

A análise padronizada das lesões de pele registrada ao longo do PMC-BS tem se consolidado como uma ferramenta valiosa para a avaliação de riscos e impactos

à saúde de cetáceos na Bacia de Santos. Embora a maioria das lesões observadas esteja associada a causas inespecíficas ou interações intraespecíficas — com padrão temporal estável ou em declínio —, os registros atribuídos a causas antrópicas, ainda que esporádicos, têm implicações relevantes do ponto de vista conservacionista e de manejo.

As lesões associadas à pesca foram mais frequentes em espécies de grande porte, como *Balaenoptera brydei* e *Megaptera novaeangliae*, o que pode refletir tanto o maior esforço amostral direcionado a essas espécies quanto uma real maior exposição a petrechos de pesca. Já as lesões compatíveis com atropelamento foram raras, porém distribuídas entre múltiplas espécies, com destaque para *B. brydei*. A baixa frequência desses registros pode subestimar sua importância biológica, especialmente diante da letalidade potencial dos eventos de colisão e da dificuldade de detectá-los em vida livre.

A padronização das categorias de aparência e origem provável das lesões, aliada ao uso de índices de prevalência e modelos de tendência temporal, permite acompanhar mudanças sutis no padrão de ocorrência ao longo dos anos e entre espécies. A despeito das limitações decorrentes do número reduzido de casos confirmados, os resultados destacam a necessidade de alertaram para uma atenção especial a espécies vulneráveis e áreas de sobreposição entre rotas de navegação e habitats utilizados por cetáceos.

Além disso, a incorporação de registros georreferenciados, ainda que com limitações quanto à precisão da área de ocorrência do evento causador da lesão, possibilita análises espaciais preliminares que podem ajudar a orientar esforços de mitigação. A continuidade do monitoramento e o aprimoramento na detecção e classificação de lesões — por meio da combinação de evidências fotográficas, análise de padrões anatômicos e histórico de avistagens — são fundamentais para aumentar a robustez das inferências.

Recomenda-se, portanto, manutenção e expansão das análises de lesões no escopo do PMC-BS, com ênfase em causas antrópicas. Esses registros, quando analisados de forma sistemática e em longo prazo, podem funcionar como bioindicadores de interações negativas e auxiliar na identificação de zonas espaciais e períodos críticos para aplicação de medidas de mitigação, como a

redução de velocidade de embarcações ou modificação de rotas em áreas de maior risco.

V.5.2 Compostos orgânicos – hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) e organohalogenados em tecido adiposo

O crescimento da demanda de energia e da produção materiais cada vez mais diversos pela humanidade para atender às suas necessidades têm resultado, dentre outros aspectos ambientais, em liberação e/ou remobilização de compostos orgânicos, os quais podem se constituir em sérios riscos, tanto para a saúde humana quanto para a biodiversidade marinha (CANUEL et al., 2012; RUDDIMAN, 2013). Esses compostos orgânicos podem ter origem natural, como é o caso dos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA), presentes no petróleo e derivados da combustão incompleta de matéria orgânica; ou origem artificial, abrangendo milhares de compostos sintetizados industrialmente, geralmente com um elemento halogenado em sua estrutura molecular (SCHWARZENBACH et al., 2006).

Uma das potenciais consequências diretas da da presença de compostos orgânicos, naturais ou artificiais, no ambiente marinho é a sua absorção por organismos marinhos e subsequente acúmulo (retenção) nos tecidos desses organismos, em um fenômeno conhecido como bioacumulação. A bioacumulação em organismos aquáticos ocorre em etapas —bioconcentração e biomagnificação — e é condicionada por múltiplos fatores, incluindo o grau de exposição (dos organismos ao composto orgânico), a capacidade de depuração metabólica e de excreção do composto por cada espécie considerada e as propriedades químicas dos compostos em questão. Além disso, os impactos ambientais estão ligados também à toxicidade e à persistência dessas substâncias. Além disto, os riscos ambientais também estarão associados com a toxicidade e persistência do composto orgânico considerado. No entanto, as propriedades físico-químicas de um determinado composto (e.g., lipossubilidade, biodisponibilidade, volatilidade, coeficientes de partição) e o metabolismo dos organismos considerados (capacidade ou não de metabolizar esse composto e de o excretar) afetam

diretamente se e em que grau esse determinado composto bioacumulará em tecidos dos organismos considerados (NEFF, 2002).

No caso dos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA), por exemplo, a toxicidade tende a ser diretamente proporcional ao peso molecular, ao contrário de sua solubilidade em água. Dessa forma, os HPA de menor peso molecular são comparativamente menos tóxicos e tendem, por serem mais solúveis em água, a apresentar maior taxa de absorção, mas também maior taxa de depuração por organismos aquáticos (DJOMO et al., 1996). Além disso, observa-se ainda que a capacidade de biotransformação e de metabolização desses compostos tende a ser maior em espécies situadas em níveis superiores da cadeia trófica. Assim, embora invertebrados bioacumulem HPA em seus tecidos, esses compostos não sofrem biomagnificação em organismos predadores de topo de cadeia (MEADOR et al., 1995; NEFF, 2002).

Em contraste com os HPA, os chamados “poluentes orgânicos persistentes” (POP) — como pesticidas organoclorados e bifenilas policloradas — apresentam efetiva transferência ao longo de toda a cadeia alimentar, desde organismos produtores primários até mamíferos (BALMER et al., 2019). Esses compostos são classificados pela Convenção de Estocolmo como substâncias de elevada estabilidade, conferida por propriedades físico-químicas específicas . Em função dessa estabilidade, os POP, permanecem por longos períodos no ambiente após terem sido nele liberados, dispersando-se amplamente, acumulando-se em tecidos adiposos de organismos vivos e alcançando as espécies posicionadas em níveis mais superiores e mesmo no topo da cadeia trófica, apresentando toxicidade tanto para a fauna marinha quanto para os seres humanos (ERDOGRUL et al., 2005; SUN et al., 2018).

Além dos compostos organoclorados, os éteres difenílicos polibromados (PBDE, na sigla em inglês) também se enquadram na categoria de poluentes orgânicos persistentes (POP), apresentando potencial de biomagnificação (aumento das concentrações em que são encontrados nos organismos com o aumento do nível trófico). Os PBDE são considerados “contaminantes emergentes”, pois há ainda relevantes lacunas no conhecimento quanto aos seus efeitos tóxicos e à sua distribuição no ambiente. Devido aos riscos associados à saúde humana e ao ecossistema, as formulações comerciais Penta-BDE e Octa-

BDE foram retiradas do mercado europeu em 1998 e proibidas nos Estados Unidos em 2004, enquanto o Deca-BDE teve seu uso banido em 2008 na União Europeia e em 2013 nos EUA (MUENHOR et al., 2010; ALONSO et al., 2014).

Os cetáceos, por ocuparem o topo ou altos níveis das cadeias tróficas das quais fazem parte nos ecossistemas marinhos, estão particularmente sujeitos ao acúmulo de elevadas concentrações de POP organohalogenados em função da biomagnificação (HITES, 2004; COVACI et al., 2006; LAW et al., 2006). Mesmo em relação aos HPA, que não bioacumulam de forma efetiva (e não biomagnificam, portanto), há registros de sua presença em tecidos de cetáceos, atribuída à exposição ambiental direta e crônica a esses compostos orgânicos (MOON et al., 2012; LOURENÇO et al., 2021; TIAN et al., 2023).

As atividades de exploração e produção de petróleo e gás natural (E&P) no ambiente marinho (*offshore*) englobam várias etapas — como os levantamentos sísmicos, a perfuração exploratória, o desenvolvimento dos campos, a produção e o descomissionamento — que podem constituir potenciais fontes de contaminação antrópica direta em caráteres crônico ou agudo, especialmente por hidrocarbonetos , com destaque para os HPA e seus impactos sobre a biota marinha. Além disso, tais atividades podem contribuir para a contaminação indireta, associada, por exemplo, ao aumento do tráfego marítimo nas áreas de exploração (PATIN, 1999). Em contraste, a presença de compostos organohalogenados no ambiente não é decorrência das atividades de E&P, mas sim do crescimento econômico e da produção e do consumo de compostos sintéticos pela sociedade, cujos resíduos acabam sendo liberados no oceano, configurando uma fonte adicional de poluição (DORNELES et al., 2013; DE OLIVEIRA-FERREIRA et al., 2023; BRIÃO et al., 2024).

Este item do 10º Relatório Anual do PMC-BS compreende a avaliação e a interpretação dos resultados de análises de HPA e compostos organohalogenados (26 congêneres de PCB, 7 congêneres de PBDE, DDT e produtos de degradação, HCHs, aldrin, dieldrin, endrin, heptacolor, clordanas, endosulfan, metoxiclor e mirex) em biópsias de tecido adiposo de cetáceos coletadas na Bacia de Santos, conforme o Procedimento Operacional n. 2 (**Anexo III-1, Volume II**), incluindo biópsias coletadas na 16ª Campanha de Telemetria e nas 19ª e 20ª Campanhas

de Avistagem Embarcada e MAP, realizadas durante o Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS.

O objetivo específico aqui consiste em “avaliar o grau de contaminação existente em diferentes espécies de cetáceos por diferentes agentes químicos”, conforme estabelecido no Projeto Executivo para o Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS (PETROBRAS, 2020b).

. Oportuno relevar (mesmo que a título de lembrete) que as análises de HPA são realizadas nas biópsias (cuja massa seja igual ou maior que 0,100 g) coletadas de quaisquer das espécies de cetáceos monitoradas; ao passo que as análises de compostos organohalogenados são realizadas ao menos nas biópsias (cuja massa seja igual ou maior que 0,100 g) coletadas das “espécies prioritárias” – aquelas espécies que também são contempladas nas análises de biomarcadores, posto que os resultados das análises de organohalogenados são subsídios para a intepretação dos resultados das análises de biomarcadores. Nesse sentido, as espécies prioritárias do Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS são: *Balaenoptera brydei*, *Stenella longirostris*, *Tursiops truncatus* (que já eram contempladas no Ciclo de Curto Prazo) e *Megaptera novaeangliae* (acrescentada ao conjunto de espécies prioritárias neste Ciclo de Médio Prazo).

V.5.2.1 Método Analítico

As análises foram realizadas na Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Departamento de Química, Laboratório de Estudos Marinhos e Ambientais (LabMAM), conforme os procedimentos descritos em detalhe no **Volume II – Anexo III-10 e 11**. A **Tabela V.5.2-1** contém as informações de coleta e recebimento das amostras (biópsias) no LabMAM entre 2024 e 2025.

Tabela V.5.2-1: *Informações de coleta e recebimento das amostras (biópsias de tecido adiposo) para análises de compostos orgânicos do PMC-BS entre 2024 e 2025.*

Lacre	Data de coleta	Campanha	Tipo de Campanha	Espécie	Matriz	Sexo
640	23/06/2023	16	TE	*Tursiops truncatus*	TCA	Macho
641 (1)	24/06/2024	16	TE	*Tursiops truncatus*	TCA	Fêmea
641 (2)	24/06/2024	16	TE	*Tursiops truncatus*	TCA	Fêmea
642	24/06/2024	16	TE	*Steno bredanensis*	TCA	Fêmea
643	24/06/2024	16	TE	*Megaptera novaeangliae*	TCA	Fêmea
644	24/06/2024	16	TE	*Stenella longirostris*	TCA	Macho
646	24/06/2024	16	TE	*Stenella longirostris*	TCA	Macho
647	24/06/2024	16	TE	*Stenella frontalis*	TCA	Fêmea
648	24/06/2024	16	TE	*Stenella longirostris*	TCA	Fêmea
650	24/06/2024	16	TE	*Megaptera novaeangliae*	TCA	Macho
651	24/06/2024	16	TE	*Tursiops truncatus*	TCA	Fêmea
652	24/06/2024	16	TE	*Tursiops truncatus*	TCA	Macho
653	24/06/2024	16	TE	*Megaptera novaeangliae*	TCA	Macho
654	24/06/2024	16	TE	*Balaenoptera borealis*	TCA	Macho
655	24/06/2024	16	TE	*Balaenoptera borealis*	TCA	Fêmea
656	24/06/2024	16	TE	*Balaenoptera borealis*	TCA	Fêmea
657	24/06/2024	16	TE	*Balaenoptera borealis*	TCA	Fêmea
659	21/07/2024	16	TE	*Tursiops truncatus*	TCA	Macho
658	24/06/2024	16	TE	*Balaenoptera borealis*	TCA	Fêmea
660	24/06/2024	16	TE	*Tursiops truncatus*	TCA	Fêmea

Lacre	Data de coleta	Campanha	Tipo de Campanha	Espécie	Matriz	Sexo
661	24/06/2024	16	TE	*Stenella longirostris*	TCA	Fêmea
662	24/06/2024	16	TE	*Stenella longirostris*	TCA	Macho
663	24/06/2024	16	TE	*Stenella longirostris*	TCA	Fêmea
664	24/06/2024	16	TE	*Balaenoptera borealis*	TCA	Macho
665	24/06/2024	16	TE	*Balaenoptera borealis*	TCA	Fêmea
666	24/06/2024	16	TE	*Balaenoptera borealis*	TCA	Macho
667	24/06/2024	16	TE	*Balaenoptera borealis*	TCA	Macho
669	24/06/2024	16	TE	*Tursiops truncatus*	TCA	Fêmea
670	24/06/2024	16	TE	*Stenella frontalis*	TCA	Macho
672	21/07/2024	19	AEMAP	*Stenella frontalis*	TCA	Fêmea
674	31/08/2024	19	AEMAP	*Stenella frontalis*	TCA	Fêmea
675	16/11/2024	19	AEMAP	*Stenella frontalis*	TCA	Macho
676	22/01/2025	20	AEMAP	*Stenella frontalis*	TCA	Macho
677	28/01/2025	20	AEMAP	*Steno bredanensis*	TCA	Macho
678	29/01/2025	20	AEMAP	*Stenella frontalis*	TCA	Macho
679	30/01/2025	20	AEMAP	*Stenella frontalis*	TCA	Macho
680	05/02/2025	20	AEMAP	*Stenella frontalis*	TCA	Macho
681	13/02/2025	20	AEMAP	*Stenella frontalis*	TCA	Macho
682	13/02/2025	20	AEMAP	*Stenella frontalis*	TCA	Fêmea

V.5.2.2 Extração

A extração das amostras foi baseada no método USEPA 3540C. Cerca de 0,100 g a 0,250 g (precisão ± 0,001 g) de amostra de tecido adiposo úmido foi

homogeneizada com 10 g de sulfato de sódio e acondicionada em aparelho Soxhlet. Após adição do padrão sub-rogado (100 ng de p-terfenil-d14 e 100 ng de PCB 103), a extração foi realizada com 200 mL de mistura diclorometano:hexano (1:1), durante 8 horas. O volume do extrato bruto foi reduzido em evaporador rotatório com banho-maria a temperatura inferior a 40 °C, e avolumado a 1 mL em balão volumétrico (USEPA 8290, adaptado de MAGALHÃES et al., 2017).

O teor de umidade da amostra C630 foi determinado por gravimetria. Uma alíquota de amostra, foi transferida para um frasco de vidro previamente pesado em balança analítica, e mantida em estufa aberta na temperatura de 60 °C até verificação de peso constante. A diferença de peso entre a massa da amostra úmida e a massa da amostra seca foi considerada como o teor de umidade, expresso como porcentagem em relação ao peso inicial (úmido) da amostra.

V.5.2.3 Purificação

O extrato bruto restante da etapa II.1. (i.e., 0,9 ml) foi purificado, inicialmente, por cromatografia de adsorção. Foi usada uma coluna de vidro (20 cm de altura × 8 mm de diâmetro interno) preenchida – da base para o topo, com auxílio de n-hexano – com 16 g de alumina e 8 g de sílica (ambas desativadas com 5% do peso proporcional de água), além de 1 g de sulfato de sódio. O extrato foi cuidadosamente colocado no topo da coluna e a purificação se deu por eluição com 80 mL de solução diclorometano:hexano (1:1). O extrato purificado foi concentrado a 1 mL.

Em seguida, o excesso de lipídios ainda presente no extrato foi removido por cromatografia por exclusão de tamanho. Foi utilizado um cromatógrafo em fase líquida de alta eficiência (CLAE) equipado com um detector de UV/Visível e montado com uma pré-coluna Phenogel 03B-2090K0 Guard 10 µm, 50 × 7,8 mm conectada em série a uma coluna Phenogel 10µ, 100 Å, 22,5 × 250 mm. A eluição foi realizada com diclorometano, a um fluxo de 5 mL min^{-1}. A fração eluída até 30 minutos foi descartada e a fração eluída entre 30 e 40 minutos foi coletada, em frasco descontaminado, para a análise de HPA, Pesticidas, PCBs e PBDEs. Esses tempos para a coleta da fração de interesse foram determinados pela injeção de mistura de padrões e monitoramento do sinal. A fração recolhida foi concentrada

em evaporador rotatório, avolumada a 1 mL e adicionada mistura de padrões internos para quantificação (HPA - naftaleno-d_8, acenafteno-d_{10}, fenantreno-d_{10}, criseno-d_{12} e perileno-d_{12}; PCBs/PBDEs - TCMX), cada um em concentração fixa igual a 100 ng mL^{-1}.

V.5.2.4 Análise instrumental: identificação e quantificação dos HPA

A análise instrumental para os HPA seguiu o protocolo USEPA 8270E, que tem como base a cromatografia em fase gasosa acoplada à espectrometria de massas (CG-EM). As condições instrumentais estão listadas na **Tabela V.5.2-2**. A calibração do equipamento foi feita com curva de calibração com 12 concentrações (0,50; 1,0; 2,0; 5,0; 10; 20; 50; 100; 200; 400; 1000 e 2000 ng mL^{-1}) de solução contendo os 16 HPA controlados pelo método — naftaleno, acenaftileno, acenafteno, fluoreno, fenantreno, antraceno, fluoranteno, pireno, benzo(a)antraceno, criseno, benzo(b)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno, benzo(a)pireno, indeno(1,2,3-c,d)pireno, dibenzo(a,h)antraceno, benzo(ghi)perileno) — além de dibenzotiofeno, perileno e benzo(e)pireno. Em cada solução da curva de calibração há ainda os padrões internos deuterados (naftaleno-d_8, acenafteno-d_{10}, fenantreno-d_{10}, criseno-d_{12} e perileno-d_{12}), cada um em concentração fixa igual a 100 ng mL^{-1}, nos quais a quantificação foi baseada. O método também inclui os seguintes compostos alquilados: 1-metil-naftaleno, 2-metilnaftaleno, C2 naftalenos, C3 naftalenos, C4 naftalenos, C1 fluorenos, C2 fluorenos, C3 fluorenos, C1 dibenzotiofenos, C2 dibenzotiofenos, C3 dibenzotiofenos, C1 (fenantrenos + antracenos), C2 (fenantrenos + antracenos), C3 (fenantrenos + antracenos), C4 (fenantrenos+antracenos), C1 (fluorantenos + pirenos), C2 (fluorantenos+pirenos), C1 crisenos e C2 crisenos. Os compostos alquilados foram identificados com base no perfil de compostos em uma amostra de petróleo e quantificados com base na curva do seu composto parental correspondente. No total, o método identifica e quantifica 37 HPA individuais ou grupos de HPA.

O limite de detecção do método foi determinado como sendo o triplo do desvio padrão de 7 replicatas de brancos de método. Já o limite de quantificação foi

estabelecido como o menor ponto da curva de calibração dividido pela massa extraída.

O controle de qualidade do procedimento analítico envolveu a realização dos seguintes procedimentos: (i) inclusão de dois brancos do método (análise de 10 g de sulfato de sódio), (ii) de duas amostras fortificadas com um padrão contendo os 16 HPA prioritários e (iii) um controle de curva de calibração (padrão de HPA de um lote diferente daquele usado para fazer a curva) para cada lote de 20 amostras analisadas.

A amostra utilizada para controle de qualidade foi o Material de Referência do Padrão NIST *Standard Reference Material (SEM) 1945 – Organics in Whale Blubber*), composto por um homogeneizado de tecido adiposo subcutâneo (*blubber*) de uma baleia piloto (fêmea adulta) proveniente de encalhe em *Cape Cod*, Massachusetts (EUA), em setembro de 1991. O certificado de análise que acompanha a amostra contém os valores certificados e suas incertezas (SCHANTZ et al., 1995).

A quantidade de SRM utilizada nesta análise foi de 0,25 g. Os valores encontrados foram tabelados, e os cromatogramas de cada branco do lote encontram-se no material suplementar.

A matriz fortificada foi preparada com amostra de tecido adiposo de um espécime de albatroz-de-sobrancelha-negra (*Thalassarche melanophris*). O branco fortificado foi preparado com adição de 50 ng/g de cada HPA da solução de calibração. Nestas amostras fortificadas, cada batelada era aprovada se o valor obtido estivesse entre 45-120% (HPA entre dois e seis anéis), e se o desvio-padrão para cada composto adicionado ficasse abaixo de 20% entre as réplicas. O aceite do controle de curva de calibração para cada batelada de amostras se dá quando o valor obtido estiver entre 80 e 120% do esperado.

O branco de método foi usado para avaliar a existência de interferentes durante o processamento das amostras. Caso fossem detectados HPA acima de 3 vezes o limite de quantificação da metodologia (2 ng/g para cada composto) em determinado lote, os resultados eram avaliados, e o lote reanalisado após identificação da origem da contaminação. Nas amostras fortificadas cada batelada era aprovada se o valor obtido estiver entre 40 – 100% (para HPA com 2 e 3 anéis) ou entre 60 – 120% (HPA entre 4 e 6 anéis), e se o desvio-padrão para cada

composto adicionado ficasse abaixo de 20% entre as réplicas. O aceite do controle de curva de calibração para cada batelada de amostras se dá quando o valor obtido estiver entre 80 e 120% do esperado.

Além desses controles analíticos, também foi adotado a avaliação do branco do sistema cromatográfico através da injeção de *n*-hexano no início de cada lote de análise e a cada 20 análises, a fim de verificar a presença de interferentes no sistema que comprometam a quantificação da amostra. Não foram observados interferentes.

O critério de aceitação para a recuperação do padrão sub-rogado (*p*-terfenil-d_{14}), adicionado no início da extração, entre 40 e 120%. Todas as amostras obtiveram recuperação satisfatória.

Tabela V.5.2-2: *Equipamentos e condições utilizadas para as análises de HPA em biópsias de tecido adiposo de cetáceos coletadas pelo PMC-BS.*

Equipamento	EM - Finnigan modelo ISQ
	CG – Finnigan modelo TraceGC
Coluna	J&W DB-5msMSD (30 m, 0,25 mm de DI e 0,25 µm de filme)
Programa de temperatura	50 °C durante 5 min
	50 °C min^{-1} até 80 °C
	6 °C min^{-1} até 280 °C durante 20 min
	12 °C min^{-1} até 305 °C durante 10 min
Gás de arraste	hélio a 1,2 ml min^{-1}
Volume de Injeção	1 µL

V.5.2.5 Análise instrumental: identificação e quantificação dos PCBs e PBDEs

A análise instrumental para os PCB e PBDE seguiu o protocolo USEPA 8270E, que tem como base a cromatografia em fase gasosa acoplada à espectrometria de massas (CG-EM). As condições instrumentais estão listadas na **Tabela V.5.2-3**. A calibração do equipamento foi feita com curva de calibração com 9 concentrações (1,0; 5,0; 10; 20; 50; 80; 100; 150 e 200 ng mL^{-1}) de solução contendo os seguintes PCBs PCB 49, PCB 52, PCB 66, PCB77, PCB 81, PCB 95, PCB 101, PCB 110,

PCB 114, PCB 118, PCB 123, PCB 138, PCB 141, PCB 149, PCB 151, PCB 153, PCB 156, PCB 157, PCB 169, PCB 174, PCB177, PCB 180, PCB 189, PCB 194, PCB 195 e PCB 206. Na mesma solução e com a mesma concentração também estão o PBDE 28, PBDE 47, PBDE 99, PBDE 100, PBDE153, PBDE 154 e PBDE 183. Em cada solução da curva de calibração há ainda o padrão interno TCMX em concentração fixa igual a 100 ng mL^{-1}, nos quais a quantificação foi baseada.

O limite de detecção do método (LD) foi determinado como sendo o triplo do desvio padrão de 7 replicatas de brancos de método. Já o limite de quantificação (LQ) foi estabelecido como o menor ponto da curva de calibração dividido pela massa extraída (elevado LQ ocorreu devido à baixa massa de amostra extraída).

Tabela V.5.2-3: *Equipamentos e condições utilizadas para as análises de PCBs e PBDEs em biópsias de tecido adiposo de cetáceos coletadas pelo PMC-BS.*

Equipamento	EM - Finnigan modelo ISQ
	CG – Finnigan modelo TraceGC
Coluna	J&W DB-5msMSD (30 m, 0,25 mm de DI e 0,25 µm de filme)
Programa de temperatura	75 °C durante 3 min
	15 °C min^{-1} até 150 °C
	2 °C min^{-1} até 260 °C
	10 °C min^{-1} até 300 °C durante 10 min
Gás de arraste	hélio a 1,2 ml min^{-1}
Volume de Injeção	1 µL

V.5.2.6 Análise instrumental: identificação e quantificação dos pesticidas organoclorados

A análise instrumental para os pesticidas seguiu o protocolo USEPA 8081E, que tem como base a cromatografia em fase gasosa com detector de captura de elétrons (CG-DCE). As condições instrumentais estão listadas na **Tabela V.5.2-4**. A calibração do equipamento foi feita com curva de calibração com 9 concentrações (1,0; 5,0; 10; 20; 50; 80; 100; 150 e 200 ng mL^{-1}) de solução contendo os seguintes pesticidas — alfa-HCH, beta-HCH, gama-HCH, delta-HCH, aldrin, isodrin, deldrin, endrin, heptacloro, heptacloro epóxido A, heptacloro epóxido B, oxiclordana, gama-clordana, alfa-clordana, op'-DDE, p,p'-DDE, o,p'-DDD, p,p'-DDD, o,p'-DDT, p,p'-DDT, endosulfan I, endosulfan II, metoxicloro, mirex. A quantificação foi baseada na padronização interna, utilizando-se como padrão interno o TCMX em concentração fixa igual a 100 ng mL^{-1}.

Tabela V.5.2-4: *Equipamentos e condições utilizadas para análise de pesticidas organoclorados em biópsias de tecido adiposo de cetáceos coletadas pelo PMC-BS.*

Equipamento	CG – DCE
Coluna	J&W DB-5MS (30 m; 0,25 mm de diâmetro interno e 0,25 µm de filme)
Programa de temperatura	60 °C durante 3 min 5 °C min^{-1} até 150 °C durante 5 min 1 °C min^{-1} até 200 °C 8 °C min^{-1} até 300 °C durante 4,5 min
Gás de arraste	Hélio a 1,2 mL min^{-1}
Volume de injeção	1 µL

Em cada solução da curva de calibração há ainda o padrão interno TCMX em concentração fixa igual a 100 ng mL^{-1}, nos quais a quantificação foi baseada. O limite de detecção do método foi determinado como sendo o triplo do desvio padrão de 7 replicatas de brancos de método. Já o limite de quantificação foi estabelecido como o menor ponto da curva de calibração dividido pela massa extraída.

O controle de qualidade do procedimento analítico envolveu a realização de dois brancos do método (análise de 10 g de sulfato de sódio) e de duas amostras fortificadas com padrões contendo os Pesticidas. Todos os compostos nas amostras de branco estiveram abaixo do limite de quantificação. Nas amostras fortificadas cada batelada era aprovada se o valor obtido estiver entre 60 e 120% do valor esperado. O critério de aceitação para a recuperação do padrão sub-rogado (PCB 103), adicionado no início da extração, entre 60 e 120%. Todas as amostras obtiveram recuperação satisfatória.

V.5.2.7 Resultados

Os resultados das análises realizadas nas amostras de tecido adiposo dos cetáceos coletadas no período 2024-2025 são apresentados a seguir, de acordo com as classes de compostos orgânicos consideradas no PMC-BS: HPA, PCB, PBDE e pesticidas organoclorados. Todos os resultados de compostos orgânicos foram normalizados pela massa de gordura considerando o seu teor de umidade

(ngg^{-1}, peso úmidoEm quatro das 38 amostras, não foi possível análise dos compostos orgânicos, devido à massa muito pequena de tecido, próximo ao limite inferior de 0,100 g (**Tabela V.5.2-5**).

Tabela V.5.2-5: *Dados das quatro (do total de 38) amostras (biópsias) de tecido adiposo de cetáceos coletadas pelo PMC-BS no período de 2024 a 2025 e cuja massa foi inferior ao mínimo necessário (0,100 g) para análises de compostos.*

Espécie	Nome Comum	Sigla	Código biópsia	n
Stenella frontalis	golfinho-pintado-do-Atlântico	St.f	C678	1
Stenella frontalis	golfinho-pintado-do-Atlântico	St.f	C679	1
Stenella frontalis	golfinho-pintado-do-Atlântico	St.f	C681	1
Stenella frontalis	golfinho-pintado-do-Atlântico	St.f	C682	1

Nos resultados obtidos nas demais 34 amostras com massa suficiente para serem analisadas neste período, nove categorias de compostos orgânicos ($\sum_{16}$HPA, $\sum_{37}$HPA, PCBs, PBDEs, HCHs, DDTs, drins totais, clordanas, endosulfans, metoxicloro e mirex), do total de onze categorias em tela, apresentaram valores abaixo do limite de quantificação (□LQ). Apenas HPA foram detectados acima do seu respectivo LQ (56,1 ng g^{-1}), válido para $\sum_{16}$HPA e $\sum_{37}$HPA (**Tabela V.5.2-6**).

Tabela V.5.2-6: *Sumário estatístico dos compostos orgânicos analisados nas amostras coletadas pelo PMC-BS na 16ª e 17ª Campanhas de Telemetria, 19ª e 20ª Avistagem Embarcada e MAP. Todos os valores em ng g^{-1} (peso úmido), exceto, concentrações em ng g^{-1} (peso úmido).*

Compostos orgânicos	Espécie	n	Média	Desvio-padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
∑37HPA	***Balaenoptera borealis***	9	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
	Megaptera novaeangliae	3	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
	Stenella frontalis	10	45,4	88,2	□LQ	□LQ	231,5

Compostos orgânicos	Espécie	n	Média	Desvio-padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
	Stenella longirostris	6	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
	Steno bredanensis	2	20,0	28,3	-	□LQ	40,1
	Tursiops truncatus	7	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	4,86
PCBs Totais	***Balaenoptera borealis***	9	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
	Megaptera novaeangliae	3	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
	Stenella frontalis	10	238,3	537,7	16,6	□LQ	1334,6
	Stenella longirostris	6	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
	Steno bredanensis	2	145,0	205,0	145,0	□LQ	290,0
	Tursiops truncatus	7	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
PBDEs Totais	***Balaenoptera borealis***	9	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
	Megaptera novaeangliae	3	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
	Stenella frontalis	10	13,9	17,3	7,00	□LQ	39,5
	Stenella longirostris	6	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
	Steno bredanensis	2	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
	Tursiops truncatus	7	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
∑pesticidas	***Balaenoptera borealis***	9	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
	Megaptera novaeangliae	3	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
	Stenella frontalis	10	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
	Stenella longirostris	6	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
	Steno bredanensis	2	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
	Tursiops truncatus	7	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ

V.5.2.8 Discussão

Considerando conjuntamente os Ciclos de Curto e de Médio Prazos, no período compreendido entre meados de 2015 e meados de 2025, o PMC-BS coletou 676 biópsias de tecido adiposo, das quais pouco mais de 95% (n = 642) puderam ser analisadas para quantificação de compostos orgânicos.

A diferença entre número de amostras coletadas e o número de amostras analisadas ocorre devido à massa mínima de tecido adiposo necessária para realizar a determinação de compostos orgânicos (0,100 g). No período correspondente ao presente 10º Relatório Anual, apenas quatro das 38 amostras coletadas não tiveram massa de tecido adiposo requerida para a determinação de HPA (Σ16HPA e Σ37HPA) e compostos organohalogenados (PCBs, PBDEs,

DDTs totais, ΣHCH, drins totais, clordanas totais, endosulfan, metoxicloro e mirex).

Durante o Ciclo de Curto Prazo (CCP) do PMC-BS foram realizadas anualmente duas campanhas de telemetria, ao passo que no Ciclo de Médio Prazo (CMP) do Projeto vem sendo realizada uma campanha anual. Embora a duração das campanhas de telemetria do CCP seja menor que a duração dessas campanhas no CMP, considera-se que essa diferença de quantitativo de campanhas por ano explica o maior número de amostras coletadas no CCP, uma vez que Campanhas de Telemetria de verão apresentavam um maior êxito em geral na obtenção de biópsias.

Corroborando com os dados apresentados no relatório de 2023-2024, ainda considerando as ocorrências por espécie e ano, observa-se que três espécies são as mais recorrentes no período – *Stenella frontalis* (golfinho pintado-do-Atlântico), *Tursiops truncatus* (golfinho nariz-de-garrafa), *Stenella longirostris* (golfinho-rotador) – com registros entre 5-25 na maioria dos anos, seguido de *Megaptera novaeangliae* (baleia-jubarte), *Balaenoptera borealis* (baleia-sei), *Delphinus delphis* (golfinho-comum-de-bico-curto), *Steno bredanensis* (golfinho-de-dentes-rugosos) e *Stenella attenuata* (golfinho-pintado-pantropical), que apresentaram ocorrências variadas entre os anos, sendo alguns sem registro e em outros como ocorrência abaixo de 10 indivíduos (exceto para *M. novaengliae* em 2017) (**Figura V.5.2-1**).

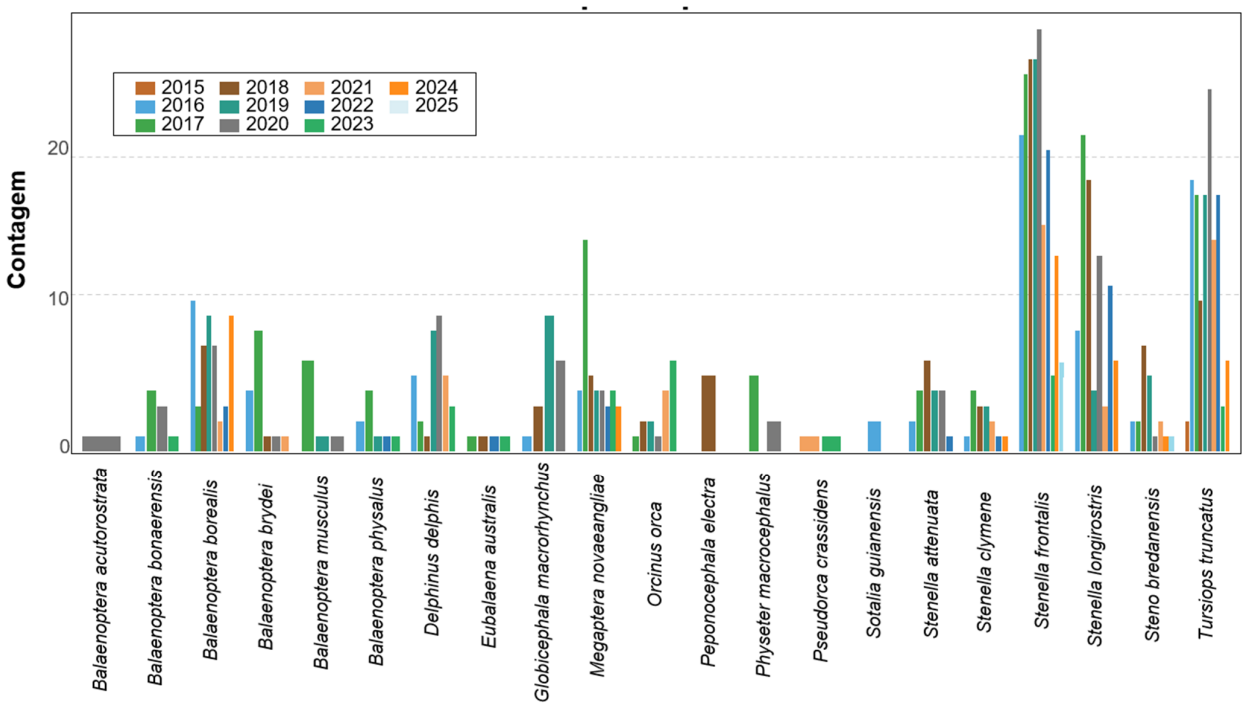


Figura V.5.2-2: *Quantitativo de amostras coletadas, por espécie de cetáceo, no período 2015 a 2025 pelo PMC-BS.*

As análises de HPA realizadas em 270 biópsias indicam indicaram a presença (detecção) desses compostos orgânicos nos 21 táxons dos quais já foram coletadas biópsias ao longo do PMC-BS. As espécies com incidência de HPA acima do LQ em ao menos 50% das análises são: *Globicephala macrorhynchus (*G.ma, n = 9, 100% acima do LQ), *Steno bredanensis* (St.b, n = 12, 90% acima do LQ), *Stenella longirostris* (n = 27, 76% acima do LQ), *Balaenoptera borealis* (Ba.b, n = 23, 57% acima do LQ), *Tursiops truncatus* (n = 55, 47% acima do LQ), *Stenella frontalis* (St.f, n = 72, 49% acima do LQ) e *Megaptera novaeangliae* (Ba.mn, n = 26, 48% acima do LQ). A espécie *Balaenoptera musculus* (Ba.m) não foi incluída na lista, pois apenas duas amostras foram coletadas, tendo sido detectados HPA em somente uma delas. Os resultados para todas as espécies e todos os anos de estudo estão resumidos na **Tabela V.5.2-7**.

A mediana das concentrações de ∑37HPA foi consistentemente inferior às médias, variando de 5,34 a 42,8 ng g^{-1} (peso úmido), o que reforça a heterogeneidade na distribuição desses compostos orgânicos entre as amostras, mas com desvio para a faixa de concentrações consistentemente inferiores às concentrações médias. Nas seis espécies mais frequentemente amostradas (*Tursiops truncatus*, *Stenella frontalis*, *Stenella longirostris*, *Steno bredanensis*, *Balaenoptera borealis* e *Megaptera novaeangliae*) as medianas variaram entre □LQ a 42,8 ng g^{-1}, sendo significativamente menores que as médias.

Essa discrepância fica evidente em espécies como *Tursiops truncatus*, com média de 142,9 ng g^{-1} e desvio-padrão de 632,9 ng g^{-1}, e *Steno bredanensis*, com média de 227,0 ng g^{-1} e desvio-padrão de 944,4 ng g^{-1}, mas cujas medianas foram valores menores que LQ (□LQ). Esses resultados revelam a presença de alguns indivíduos com concentrações extremamente elevadas de HPA, como no caso máximo registrado em *T. truncatus* (6056,7 ng g^{-1}, peso úmido) e *S. bredanensis* (4347,2 ng g^{-1}, peso úmido), contrastando com todos os demais indivíduos da mesma espécie em que os níveis estavam abaixo do limite de quantificação. observa-se mais comumente concentrações mais elevadas de HPA em odontocetos (*Steno bredanensis, Stenella longirostris, Stenella frontalis* e *Tursiops truncatus*), o que pode estar relacionado aos hábitos alimentares desta subordem, que se alimenta principalmente de peixes, lulas, polvos e crustáceos. Em contraste, os misticetos se alimentam predominantemente de organismos planctônicos e, no

caso das espécies migratórias, em regiões de altas latitudes, onde a exposição a HPAs tende a ser menor.

Além da variação entre as espécies, parte da heterogeneidade nas concentrações de HPA, independente do somatório considerado, também se deve à variação interanual no período 2015-2025 (**Figura V.5.2-3**). O ano de 2025 foi o que apresentou as maiores concentrações e, também, a maior dispersão nos valores.

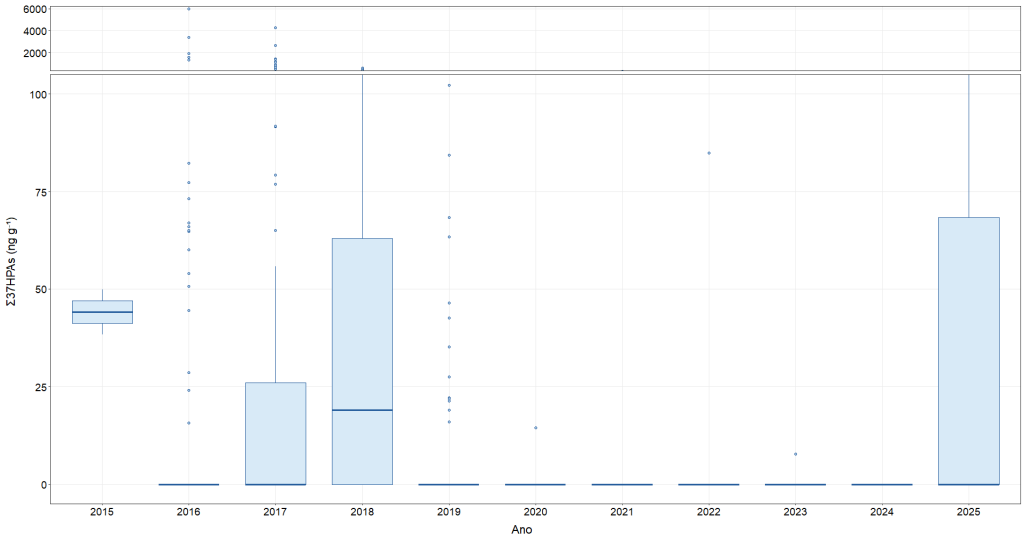


Figura V.5.2-3: *Concentração de HPA (∑37 compostos) considerando todas as espécies de cetáceos analisadas em cada ano para o período 2015 a 2025 do PMC-BS.*

Outra avaliação que se pode fazer sobre a presença de HPAs é em relação ao número de anéis aromáticos dos compostos mais frequentemente detectados nas amostras, considerando-se apenas as espécies em que se observou maior prevalência desses compostos orgânicos. Há um aparente predomínio de HPA com 2 anéis aromáticos naftaleno), assim como a ocorrência de outros compostos com 3 e/ou 4 anéis aromáticos (principalmente, fenatreno, fluoreno e pireno). Houve ainda a ocorrência de HPA com 5 ou 6 anéis aromáticos, mas isto ocorreu em amostras isoladas (**Figura V.5.2-4**).

Tabela V.5.2-7: *Resultados das análises de HPA (Σ37HPA) em ng g^{-1} (peso úmido), para todas as amostras analisadas, por espécie de cetáceo e incluindo as biópsias realizadas nos Ciclos de Curto e de Médio Prazos do PMC-BS (até março/2025); n = número de amostras com material suficiente para análise; NA: não analisada; □LQ: concentração inferior ao limite de quantificação.*

Espécie	n	Média	Mediana	Desvio-padrão	Mínimo	Máximo
Balaenoptera acutorostrata	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Balaenoptera bonaerensis	2	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Balaenoptera borealis	23	125	□LQ	390	□LQ	1709
Balaenoptera brydei	7	5,90	20,7	10,2	□LQ	28,4
Balaenoptera musculus	2	5,34	10,7	5,34	□LQ	10,7
Balaenoptera physalus	3	128	383	180	□LQ	383
Delphinus delphis	5	3,60	8,99	4,55	□LQ	10,8
Eubalaena australis	3	15,8	47,3	22,3	□LQ	47,3
Globicephala macrorhynchus	9	28,9	24,4	10,2	8,00	42,0
Megaptera novaeangliae	26	97,6	31,8	226	□LQ	781
Orcinus orca	89	11,7	23,2	17,4	□LQ	57,1
Peponocephala electra	5	6,06	15,1	8,22	□LQ	20,8
Physeter macrocephalus	1	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Pseudorca crassidens	1	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Sotalia guianensis	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Stenella attenuata	2	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ

Espécie	n	Média	Mediana	Desvio-padrão	Mínimo	Máximo
Stenella clymene	3	9,34	28,0	13,2	□LQ	28,0
Stenella frontalis	71	16,3	19,5	27,8	□LQ	145
Stenella longirostris	27	94,9	46,4	130	□LQ	453
Steno bredanensis	12	200	20,8	595	□LQ	2174
Tursiops truncatus	55	173	33,7	472,5	□LQ	3054

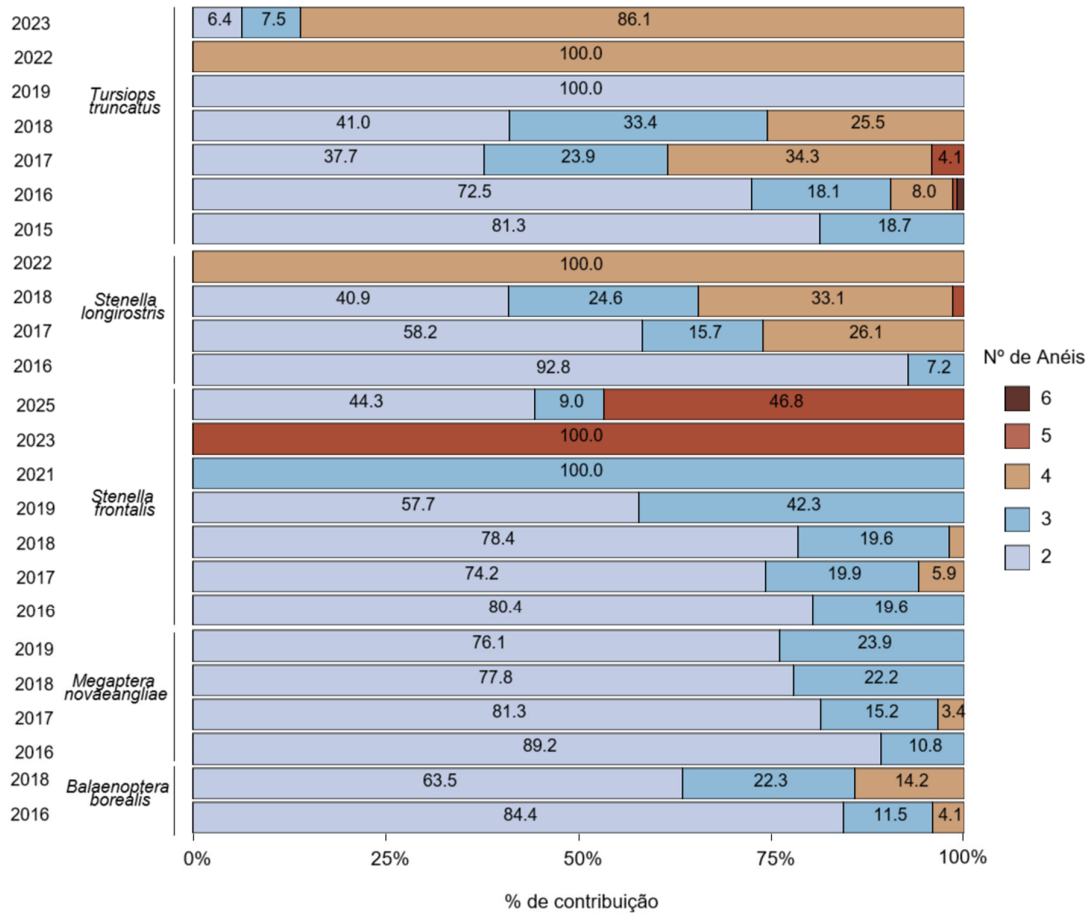


Figura V.5.2-4: *Distribuição dos HPA em função do número de anéis aromáticos dos compostos, considerando amostras coletadas para as espécies* ***Balaenoptera borealis*** *(Ba.b),* ***Megaptera noveaengliae*** *(Ba.mn),* ***Stenella frontalis*** *(St.f),* ***S. longirostis*** *(St.l) e* ***Tursiops truncatus*** *(T.t) no período de 2015 a 2025 pelo PMC-BS.*

A bioacumulação de compostos orgânicos em organismos marinhos é um processo complexo, influenciado por diversos fatores, como propriedades físico-químicas, teor de carbono orgânico, tempo de exposição, taxa de dessorção, origem dos HPA, toxicocinética, modo de alimentação, metabolismo, fatores de acumulação, fisiologia, além do tamanho e comportamento do organismo (MEADOR, 2008; ALEGBELEYE et al., 2017). Em mamíferos, o potencial de bioacumulação de HPA é reduzido (EMURA et al., 2006), como demonstrado pelas baixas concentrações encontradas nas amostras analisadas. Concentrações elevadas de HPA em cetáceos são geralmente observadas apenas em ambientes com exposição crônica e de longa duração (SANGANYADO et al., 2018).

Os resultados obtidos até o momento são comparáveis aos resultados de estudos de tecido adiposo de cetáceos realizados em áreas preservadas, como os valores reportados para o boto-do-índico, *Neophocaena phocaenoides*, (□0,04 ng g^{-1}; ∑14 HPA) no Mar do Japão (NAKATA et al., 2003), para as focas *Phoca largha* e *Pusa hispida* (6,7 ± 7,8 ng g^{-1} a 48 ng g^{-1}; 45 HPA) no Estreito de Bering (STIMMELMAYR et al., 2018) e para o golfinho-corcunda-do-indo-pacífico, *Sousa chinensis*, (0,13–18 ng g^{-1} a 82 ng g^{-1}; ∑16HPA) em Queensland, Austrália (WEIJS et al., 2016). Em contrapartida, em áreas contaminadas, as concentrações de HPA são significativamente mais altas, como as reportadas por Gui et al. (2018) para ∑16HPA (17,6 a 6080 ng g^{-1}) e por Sun et al. (2020), que encontraram uma média de 4513 ± 3366 ng g^{-1} para ∑16HPA em *Sousa chinensis* no estuário do Rio Pearl, China.

V.5.2.9 Distribuição e ocorrência de PCB e PBDE

Para os PCB, em 52% dos 21 táxons amostrados (**Tabela V.5.2-8**), essa classe de compostos orgânicos foi detectada, sendo identificada nas seguintes espécies: *Balaenoptera brydei* (n = 6; 40% acima do LQ), *Tursiops truncatus* (n = 49; 38% acima do LQ), *Stenella longirostris* (n = 28; 33% acima do LQ), *Delphinus delphis* (n = 4; 50% acima do LQ), *Stenella frontalis* (n = 26; 36% acima do LQ) *e Orcinus orca* (n = 5; 31% acima do LQ).

Entre as espécies com maior frequência de detecção, três se destacam no somatório dos diversos congêneres analisados: *Tursiops truncatus* (689,5 ± 1002,5

ng g^{-1}, peso úmido), *Stenella frontalis* (194,8 ± 393,8 ng g^{-1}, peso úmido) e *Stenella longirostris* (136,7 ± 186,4 ng g^{-1}, peso úmido). Em menor proporção, destaca-se a *Balaenoptera physalus*, com total de PCB de 6,61 ± 9,34 ng g^{-1}, peso úmido.

Assim como observado para os HPA, verificou-se considerável heterogeneidade nas concentrações de PCB entre as amostras analisadas. Um exemplo é a *Stenella frontalis*, cuja mediana de concentração foi □LQ, apesar do valor médio elevado. Por outro lado, em *Stenella longirostris* e *Tursiops truncatus*, as medianas foram, respectivamente, 67,4 ng g^{-1} (peso úmido) e 216,2 ng g^{-1} (peso úmido), valores próximos das respectivas médias. Além disso, nestas duas espécies, foram encontrados máximos de concentração de 803,9 ng g^{-1} e 4241,5 ng g^{-1} (ambas em peso úmido), respectivamente, evidenciando indivíduos com acúmulo expressivo de PCB.

Tabela V.5.2-8: *Resultados das análises de PCB e de PBDE, em ng g-1 (peso úmido) para todas as amostras analisadas, por espécie de cetáceo e incluindo as biópsias realizadas nos Ciclos de Curto e de Médio Prazos do PMC-BS (até março/2025) * n = número de amostras com material suficiente para análise; NA: não analisada; □LQ: concentração inferior ao limite de quantificação.*

Espécie	n	PCBTotais					PBDE Totais				
		Média	Desvio-padrão	Mediana	Mínimo	Máximo	Média	Desvio-padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
Balaenoptera bonaerensis	1	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Balaenoptera borealis	12	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Balaenoptera brydei	6	65,2	90,5	24,5	□LQ	237,8	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Balaenoptera physalus	2	6,61	9,34	6,61	□LQ	13,2	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Delphinus delphis	4	11,3	7,53	14,5	□LQ	15,8	9,71	19,4	□LQ	□LQ	38,8
Eubalaena australis	2	11,9	16,9	11,9	□LQ	23,9	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Megaptera novaeangliae	8	8,55	13,6	□LQ	□LQ	32,6	5,34	15,1	□LQ	□LQ	42,7
Orcinus orca	5	13,0	7,44	16,1	□LQ	17,6	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Pseudorca crassidens	1	8,32	□LQ	8,32	8,32	8,32	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Stenella attenuata	1	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Stenella clymene	2	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	8,32	11,8	8,32	□LQ	16,6
Stenella frontalis	26	194,8	393,8	4,00	□LQ	1334,6	21,1	57,2	□LQ	□LQ	237,4
Stenella longirostris	28	136,7	186,4	67,4	□LQ	803,9	5,50	11,2	□LQ	□LQ	39,3
Steno bredanensis	3	96,7	167,4	□LQ	□LQ	290,0	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Tursiops truncatus	49	689,5	1002,5	216,2	□LQ	4241,5	20,2	39,4	□LQ	□LQ	217,5

A distribuição dos PCB nas três espécies com maiores concentrações é bastante semelhante, com a ordem de abundância PCB 153 > PCB 138 > PCB 180 (**Figura V.5.2-5**), assim como os resultados apresentados no relatório 2023-2024, refletindo os dados observados em golfinhos da costa brasileira (LAVANDIER et al., 2016). Também se observa uma similaridade na composição em termos de cloração dos PCBs, com predominância de compostos hexaclorados e uma distribuição equilibrada entre compostos penta e heptaclorados. Esse perfil é consistente com as misturas Aroclor 1254 e Aroclor 1260, que foram as formulações de PCB mais amplamente comercializadas e utilizadas no Brasil (YOGUI, 2002). Aroclor 1254 era composto principalmente por congêneres penta, hexa e tetraclorados, com menores quantidades de congêneres heptaclorados. Em contrapartida, a mistura Aroclor 1260 apresentava uma predominância de congêneres hexa e heptaclorados, que representavam 70% ou mais de sua composição (PENTEADO; VAZ, 2001; YOGUI, 2002; LAVANDIER et al., 2015).

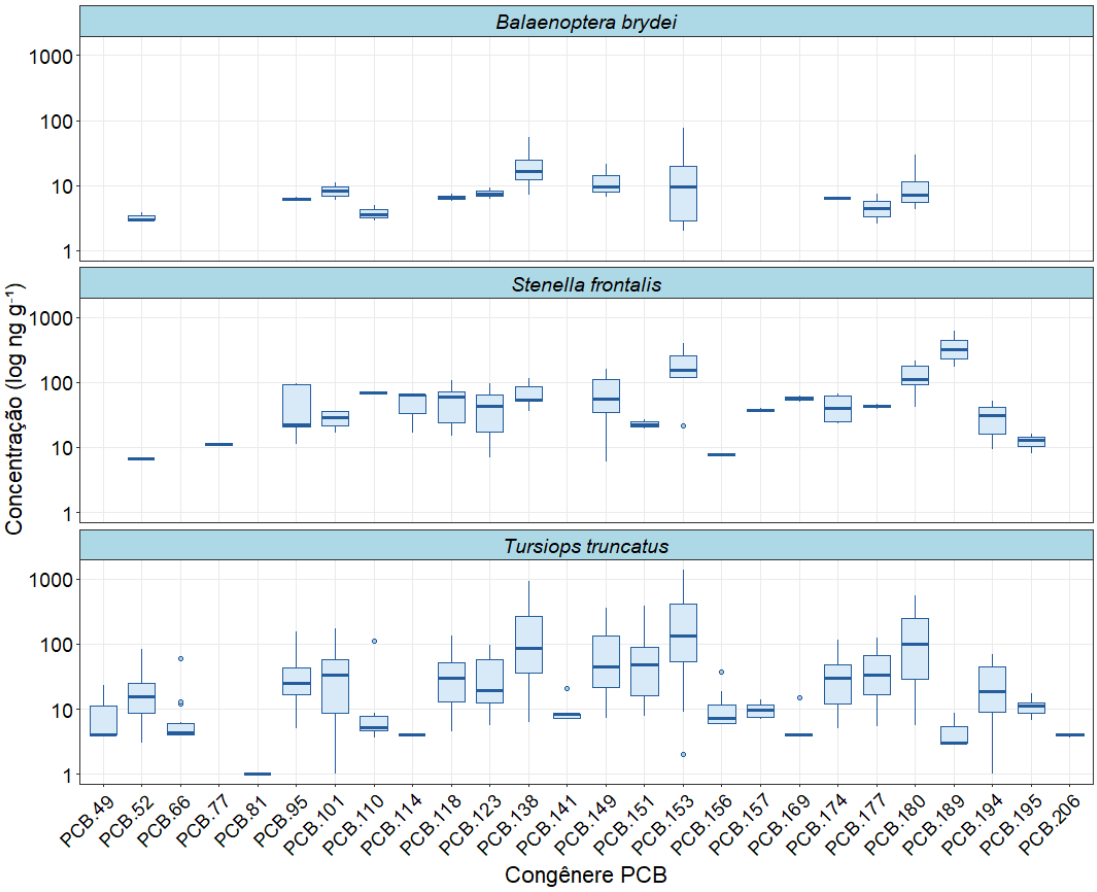


Figura V.5.2-5*: Distribuição dos diversos congêneres de PCBs (média e desvio padrão) em ng g^{-1} (peso úmido) para o conjunto de amostras de* ***Balanaoptera brydei*** *(Ba.bry; n = 6),* ***Stenella frontalis*** *(St.f; n = 26) e* ***Tursiops truncatus*** *(T.t; n = 49) nas amostras coletadas nos Ciclos de Curto e de Médio Prazo do PMC-BS até março/2025.*

Para os PBDEs, somente quatro espécies entre as 21 analisadas apresentaram ocorrência significativa dessa classe de compostos orgânicos: *Tursiops truncatus* (n = 49; 38% acima do LQ) e *Stenella frontalis* (n = 26; 27% acima do LQ). O PBDE também foi detectado, embora em menor frequência, em *Stenella longirostris* (n = 28; 7% acima do LQ) e *Delphinus delphis* (n = 4; 25% acima do LQ).

As médias de concentração de PBDE nestas espécies variaram de 5,5 ng g^{-1} (peso úmido) em *Stenella longirostris* até 21,1 ng g^{-1} (peso úmido) em *Stenella*

frontalis, sendo que, em todos os casos, o desvio-padrão foi superior à média (Tabela V.5.2-9). Além disso, a mediana de concentração para PBDE ficou abaixo do LQ em todas as espécies, indicando grande heterogeneidade na distribuição deste contaminante entre os indivíduos analisados.

Existem, em função do número e posição de átomos de bromo na estrutura, 209 congêneres possíveis de PBDE, mas apenas 7 congêneres são comercialmente utilizados em misturas que contêm de 4 a 10 bromos (ALONSO et al., 2014). Há uma relação inversa entre volatilidade e o número de bromos, de forma que os PBDEs contendo 4 a 5 átomos do elemento têm uma maior dispersão no meio ambiente (BARTALINI et al., 2022). Os resultados do PMC-BS são consistentes com esta tendência, pois os tetra-PBDE e penta-PBDE foram os mais abundantes nas espécies *Stenella frontalis* e *Tursiops truncatus* (**Figura V.5.2-6**), assim como ao já encontrado em mamíferos marinhos do litoral de SP e RJ (DORNELES et al., 2010; YOGUI et al., 2011).

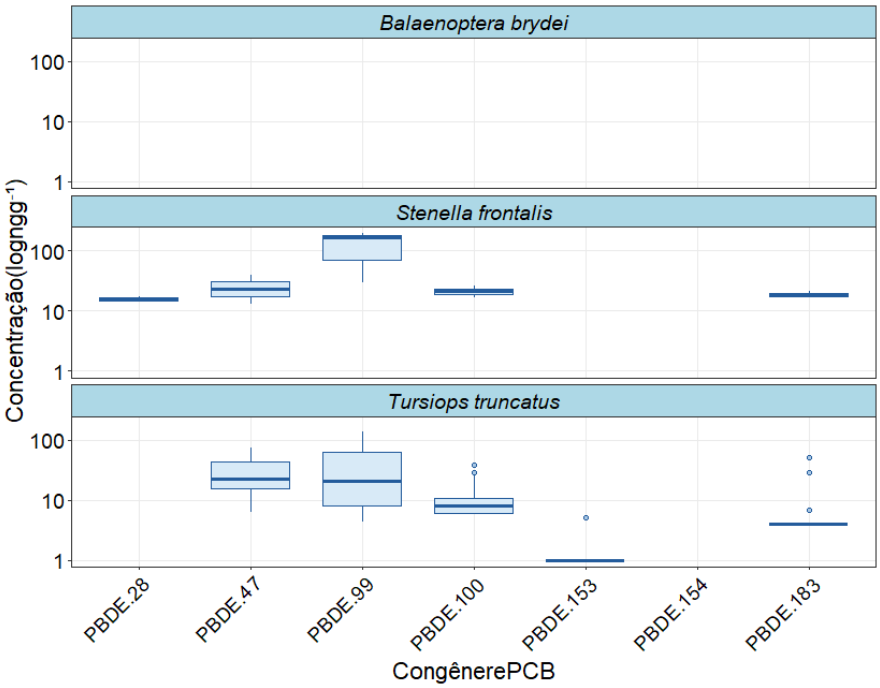


Figura V.5.2-6*: Distribuição dos diversos congêneres de PBDEs (média e desvio padrão) em ng g^{-1} (peso úmido) para o conjunto de amostras de* ***Stenella frontalis*** *(St.f; n = 20) e* ***Tursiops truncatus*** *(T.t; n = 43) nas amostras coletadas nos Ciclos de Curto e de Médio Prazo do PMC-BS até março/2025.*

As concentrações de PCBs (n = 150; média = 689,5 ± 1002,5 ng g^{-1}; mediana = 216,2 ng g^{-1}; faixa de □LQ – 4242 ng g^{-1}, peso úmido) e de PBDEs (n = 150; média = 21,1 ± 57,2 ng g^{-1}; mediana = □LQ; faixa de □LQ – 237 ng g^{-1}, peso úmido) registadas até março de 2025 no PMC-BS são consideradas baixas quando comparadas com dados disponíveis na literatura. Por exemplo, em leões-marinhos da Califórnia, EUA (n = 63), as concentrações de PCBs variaram de 40 a 33.700 ng g^{-1} (peso úmido), com uma média de 5240 ng g^{-1}, muito superior àquelas encontradas em focas do porto (n = 9) e elefantes-marinhos do Norte (n = 16), que apresentaram médias de 960 ng g^{-1} e 90 ng g^{-1} (peso úmido), respectivamente (MENG et al., 2009). Em outro estudo, Tuerk et al. (2005) relataram concentrações mais elevadas de ∑PBDE (soma de PBDE 47, 99, 100, 153 e 154) em tecido adiposo de juvenis de *Lagenorhynchus acutus* (2410 ± 1.200 ng g^{-1}, peso úmido), enquanto fêmeas adultas de *Steno bredanensis* apresentaram concentrações menores (510 ± 600 ng g^{-1}, peso úmido). Além disso, Law et al. (2002) analisaram 60 toninhas do porto de Inglaterra e País de Gales, amostradas entre 1996 e 2000, encontrando concentrações variando desde abaixo do limite de detecção até 6.900 ng g^{-1} (peso úmido) no tecido adiposo.

V.5.2.10 Distribuição e ocorrência de pesticidas organoclorados

Diversas classes de pesticidas foram identificadas e quantificadas, incluindo ∑DDT, ∑HCH, ∑drins, ∑clordanas, ∑endosulfans, além de metoxicloro e mirex (**Tabela V.5.2-9** a **Tabela V.5.2-15**).

O DDT (o,p'-DDT e p,p'-DDT) e seus metabólitos (p,p'-DDE, o,p'-DDD, p,p'-DDD) foram os POPs mais recorrentes entre os pesticidas organoclorados, com registro em nove das 21 espécies analisadas (**Tabela V.5.2-9**), além de se destacarem como os compostos mais abundantes deste grupo. A espécie *Tursiops truncatus* apresentou os maiores valores, com 39 amostras analisadas, das quais 30% estavam acima do LQ, apresentando para o total de DDTs (em peso úmido): média = 166,3 ± 234,2 ng g^{-1}, mediana = 49,6 ng g^{-1} e uma faixa de □LQ a 830,5 ng g^{-1}.

Em *Stenella longirostris*, espécie com 23 indivíduos analisados, as concentrações médias do ∑DDT foram de 55,7 ± 67,6 ng g^{-1}, com mediana de 35,9 ng g^{-1} e valores variando de □LQ a 304,3 ng g^{-1}.

Nas demais espécies, todas com número amostral reduzido (inferior a 20 indivíduos), como *Balaenoptera brydei, Megaptera novaeangliae, Orcinus orca, Stenella frontalis, Eubalaena australis* e *Pseudorca crassidens*, as médias do ∑DDT variaram entre 5,50 ± 21,3 ng g^{-1} (em *Stenella frontalis*) e 58,8 ng g^{-1} (em *Pseudorca crassidens*), refletindo uma maior variabilidade entre indivíduos e espécies.

Assim como observado para outras classes de compostos orgânicos, houve alta heterogeneidade nos resultados, com algumas espécies apresentando concentrações próximas ou abaixo do LQ, enquanto em outras foram detectadas amostras com acúmulos mais elevados, evidenciando a influência de fatores ecológicos e tróficos na bioacumulação dos pesticidas (**Tabela V.5.2-9**).

Os resultados para ∑DDTs obtidos no PMC-BS encontram-se em uma faixa inferior quando comparados aos dados de literatura para cetáceos em geral. Por exemplo, Stockin et al. (2007) relataram concentrações de ∑DDTs variando de 17 a 337 ng g^{-1} em fêmeas e de 654 a 4430 ng g^{-1} em machos, em peso úmido, para espécimes de *Delphinus* sp. da Nova Zelândia. Em áreas mais contaminadas, esses compostos apresentam concentrações significativamente mais altas, chegando a até três ordens de magnitude superiores, na faixa de micrograma por grama de tecido adiposo (µg g^{-1}). No Mar Mediterrâneo, por exemplo, foram reportadas concentrações de ∑DDTs em *Tursiops truncatus* variando de 0,92 a 141 µg g^{-1} em peso úmido (SHOHAM-FRIDER et al., 2009). Além disso, Aguilar e Borell (2005) relataram uma ampla faixa de concentrações para ∑DDTs, entre 3,52 e 111 µg g^{-1} em peso úmido, em amostras de tecido adiposo de *Stenella coeruleoalba* coletadas entre 1987 e 2002 no Mar Mediterrâneo.

Tabela V.5.2-9: *Resultados de DDTs totais e HCH totais, em ng g^{-1} (peso úmido,) para todas as amostras analisadas divididas por espécie do PMC-BS, incluindo os Ciclos de Curto e de Médio Prazo (até março/2025) * N = número de amostras coletadas; n = número de amostras com material suficiente para análise; NA: não analisada; □LQ: percentual de amostras sem HPA detectados.*

DDTs Totais							HCHs Totais					
Espécie	n	**Média**	**Desvio-padrão**	**Mediana**	**Mínimo**	**Máximo**	**n**	**Média**	**Desvio-padrão**	**Mediana**	**Mínimo**	**Máximo**
Balaenoptera bonaerensis	1	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	1	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Balaenoptera borealis	10	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	10	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Balaenoptera brydei	6	10,6	13,5	6,31	□LQ	35,4	6	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Balaenoptera physalus	1	□LQ	-	□LQ	□LQ	□LQ	1	□LQ	-	□LQ	□LQ	□LQ
Delphinus delphis	3	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	3	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Eubalaena australis	1	15,3	-	15,3	15,3	15,3	1	□LQ	-	□LQ	□LQ	□LQ
Megaptera novaeangliae	6	9,85	24,1	□LQ	□LQ	59,1	6	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Orcinus orca	4	24,3	29,3	19,2	□LQ	58,9	4	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ

DDTs Totais							HCHs Totais					
Espécie	n	**Média**	**Desvio-padrão**	**Mediana**	**Mínimo**	**Máximo**	**n**	**Média**	**Desvio-padrão**	**Mediana**	**Mínimo**	**Máximo**
Pseudorca crassidens	1	58,8	-	58,8	58,8	58,8	1	□LQ	-	□LQ	□LQ	□LQ
Stenella frontalis	16	5,50	21,3	□LQ	□LQ	82,5	15	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Stenella longirostris	23	55,7	67,6	35,9	□LQ	304,3	23	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Steno bredanensis	2	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	2	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Tursiops truncatus	39	166,3	234.2	49,6	□LQ	830,5	39	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ

n*: quantidade de amostras analisadas. NA: não analisada

O hexaclorohexano (HCH) não foi detectado em nenhuma das 150 amostras de tecido adiposo de cetáceos analisadas até março de 2025 pelo PMC-BS (**Tabela V.5.2-10**).Para ∑drins, ∑clordanas, ∑endosulfans e metoxicloro, as ocorrências foram limitadas e registradas em um número reduzido de amostras, principalmente na espécie *Tursiops truncatus*. Por exemplo, em 6 das 39 amostras analisadas desta espécie, a concentração média de ∑drins foi de 2,95 ± 7,87 ng g^{-1} (peso úmido), com valores variando de □LQ a 27,6 ng g^{-1}. Para o metoxicloro, em 3 das 39 amostras de *T. truncatus*, a concentração média foi de □3,00 ± 14,4 ng g^{-1} (peso úmido).

No caso do mirex, três espécies apresentaram concentrações detectáveis (**Tabela V.5.2-11**). Em *Stenella longirostris*, 12 de 23 amostras apresentaram valores acima do LQ, com média de 13,0 ± 14,2 ng g^{-1} (peso úmido) e faixa de □LQ a 56,0 ng g^{-1}. Em *Tursiops truncatus*, 16 de 39 amostras apresentaram concentrações detectáveis, com média de 33,3 ± 73,7 ng g^{-1} (peso úmido) e valores variando de □LQ a 398,0 ng g^{-1}. Já em *Orcinus orca*, foram observadas detecções em 4 de 16 amostras, com concentração média de 8,1 ± 16,2 ng g^{-1}, variando de □LQ a 32,3 ng g^{-1} (peso úmido). Para esta última espécie, os valores encontrados no PMC-BS são comparáveis, por exemplo, à faixa entre 14 e 312 ng g^{-1} (peso úmido) de mirex reportada em *Sotalia guianensis* do estuário de Cananéia-SP (YOGUI et al., 2003).

Tabela V.5.2-10: *Resultados de Drins totais e Clordanas totais, em ng g-1 (peso úmido,) para todas as amostras analisadas divididas por espécie do PMC-BS, incluindo os Ciclos de Curto e de Médio Prazo (até março/2025) * N = número de amostras coletadas; n = número de amostras com material suficiente para análise; NA: não analisada; □LQ: percentual de amostras sem HPA detectados.*

DDTs Totais							**HCHs Totais**				
Espécie	**n**	**Média**	**Desvio-padrão**	**Mediana**	**Mínimo**	**Máximo**	**Média**	**Desvio-padrão**	**Mediana**	**Mínimo**	**Máximo**
Balaenoptera bonaerensis	1	□LQ	-	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	-	□LQ	□LQ	□LQ
Balaenoptera borealis	10	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Balaenoptera brydei	6	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Balaenoptera physalus	1	□LQ	-	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	-	□LQ	□LQ	□LQ
Delphinus delphis	3	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Eubalaena australis	1	□LQ	-	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	-	□LQ	□LQ	□LQ
Megaptera novaeangliae	6	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Orcinus orca	4	8,1	16,2	□LQ	□LQ	32.3	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Pseudorca crassidens	1	□LQ	-	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	-	□LQ	□LQ	□LQ

DDTs Totais							HCHs Totais				
Espécie	**n**	**Média**	**Desvio-padrão**	**Mediana**	**Mínimo**	**Máximo**	**Média**	**Desvio-padrão**	**Mediana**	**Mínimo**	**Máximo**
Stenella frontalis	16	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Stenella longirostris	23	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Steno bredanensis	2	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Tursiops truncatus	39	2,95	7,87	□LQ	□LQ	27,6	□LQ	1,07	□LQ	□LQ	6,71

n: quantidade de amostras analisadas. NA: não analisada*

Tabela V.5.2-11: *Resultados de endosulfans totais e metoxicloro, em ng g^{-1} (peso úmido,) para todas as amostras analisadas divididas por espécie do PMC-BS, incluindo os Ciclo de Curto e de Médio Prazo (até março/2025) * N = número de amostras coletadas; n = número de amostras com material suficiente para análise; -: não analisada; □LQ: percentual de amostras sem HPA detectados.*

∑ Endosulfans Totais								∑ Metoxicoloro				
Espécie	**n**	**Média**	**Mediana**	**Desvio-padrão**	**Mínimo**	**Máximo**	**n**	**Média**	**Mediana**	**Desvio-padrão**	**Mínimo**	**Máximo**
Balaenoptera bonaerensis	1	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	1	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Balaenoptera borealis	10	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	10	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Balaenoptera brydei	6	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	6	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Balaenoptera physalus	1	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	1	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Delphinus delphis	3	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	3	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Eubalaena australis	1	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	1	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Megaptera novaeangliae	6	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	6	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Orcinus orca	4	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	4	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Pseudorca crassidens	1	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	1	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Stenella frontalis	16	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	16	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Stenella longirostris	23	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	23	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Steno bredanensis	2	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	2	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Tursiops truncatus	39	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	39	3,00	13,3	□LQ	□LQ	68,7

n: quantidade de amostras analisadas. NA: não analisada*

Tabela V.5.2-12: *Resultados de Mirex, em ng g^{-1} (peso úmido,) para todas as amostras analisadas divididas por espécie do PMC-BS, incluindo os Ciclos de Curto e de Médio Prazo (até março/2025). * N = número de amostras coletadas; n = número de amostras com material suficiente para análise; NA: não analisada; □LQ: percentual de amostras sem HPA detectados.*

Espécie	n	Média	Desvio-padrão	Mediana	Mínimo	Máximo
Balaenoptera bonaerensis	1	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Balaenoptera borealis	10	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Balaenoptera brydei	6	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Balaenoptera physalus	1	□LQ	-	□LQ	□LQ	□LQ
Delphinus delphis	3	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Eubalaena australis	1	□LQ	-	□LQ	□LQ	□LQ
Megaptera novaeangliae	6	15,9	38,9	□LQ	□LQ	95,4
Orcinus orca	4	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Pseudorca crassidens	1	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Stenella frontalis	16	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Stenella longirostris	23	9,59	13,4	6,55	□LQ	55,9
Steno bredanensis	2	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ	□LQ
Tursiops truncatus	39	28,2	68,7	□LQ	□LQ	397,6

n: quantidade de amostras analisadas. NA: não analisada*

V.5.2.11 Avaliação espacial de compostos orgânicos orgânicos em espécies prioritárias

O PMC-BS considera quatro espécies como prioritárias, sendo duas de odontocetos (*Tursiops truncatus* e *Stenella longirostris*) e duas de Misticetos (*Megaptera novaeangliae* e *Balaenoptera brydei*). Considerando-se os dois ciclos do PMC-BS, há um conjunto de dados temporal que pode ser considerado significativo para a realidade no país – exceto para *B. brydei* –, particularmente para as três classes de compostos orgânicos mais abundantes (HPA, PCB e DDT/isômeros), tanto em termos de número de amostras quanto na abrangência de tempo, entre 2015 e 2025.

Para o Σ_{37}HPA, a maioria das amostras variam na faixa entre □LQ a 765,5 ng g^{-1} (peso úmido), mas com valores nas faixas superiores (1539,0 a 3124 ng g^{-1} (peso úmido) em casos isolados nas quatro espécies (**Figura V.5.2-7**). Não se observa nenhuma tendência clara de presença de HPA em função do local onde os animais foram coletados. Para o ∑PCB (Figura VIII-I) e o ∑DDT (Figura VIII-II), por outro lado, há uma clara tendência de maiores concentrações de ∑PCB e ∑DDTs em odontocetos (*T. truncatus* e *Stenella longirostris*) coletados nas proximidades da Baía de Guanabara – para Misticetos, há poucos dados para estas duas classes de compostos orgânicos, impedindo maiores considerações. Embora estes dados devam ser avaliados em conjunto com informações sobre movimentação, segregação de habitats e hábitos alimentares de *T. truncatus* e *Stenella longirostris*, é notável que os resultados obtidos comprovam indicações anteriores com outras espécies de delfinídeos, de que a Baía de Guanabara é um *hotspot* de poluição por PCBs (DORNELLES et al., 2013).

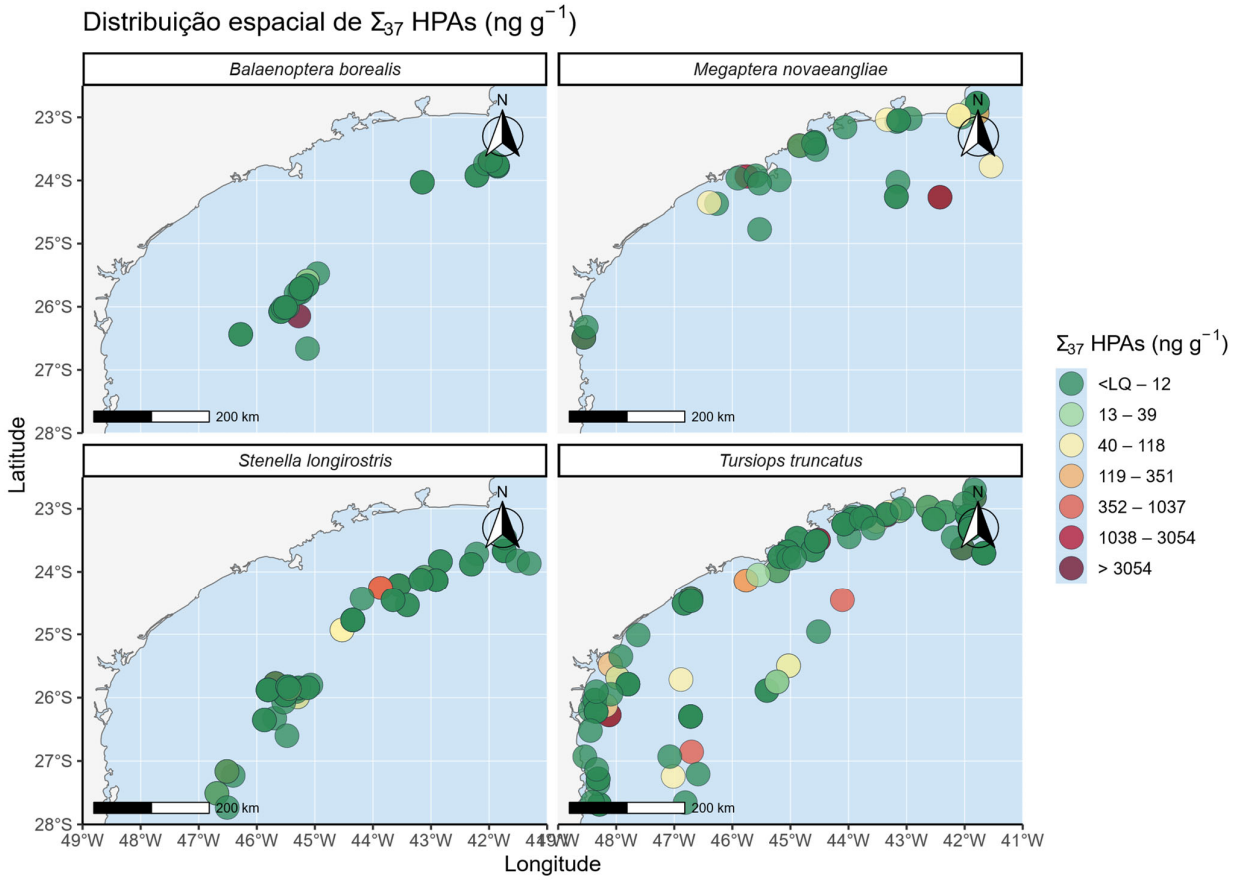


Figura V.5.2-7: *Distribuição espacial de Σ_{37}HPA (ng g^{-1}, peso úmido) em 3 espécies prioritárias do PMC-BS (**Tursiops truncatus**, **Stenella longirostris**, **Megaptera noveangliae**) e na espécie **Balaenoptera borealis** em amostras coletadas no período 2015-2025 pelo PMC-BS.*

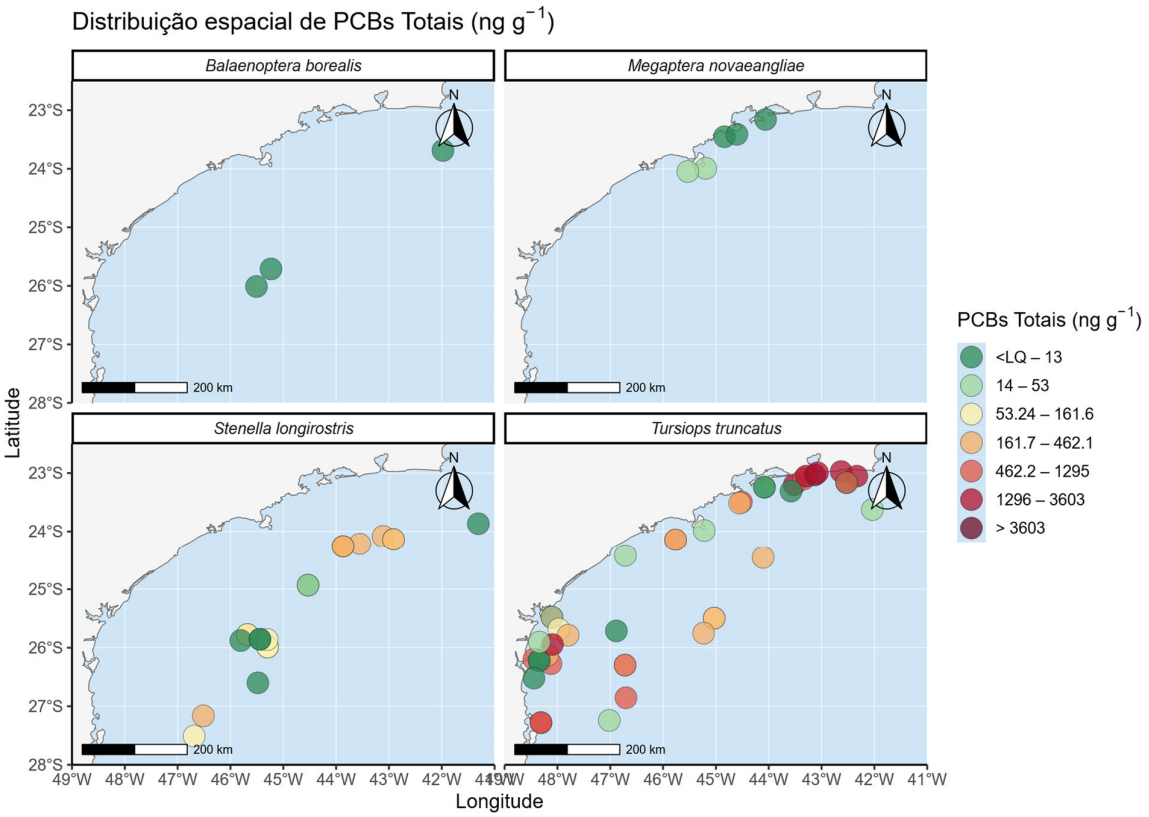


Figura V.5.2-8: *Distribuição espacial de ΣPCB (ng g^{-1}, peso úmido) em 3 espécies prioritárias do PMC-BS (**Tursiops truncatus**, **Stenella longirostris**, **Megaptera noveangliae**) e na espécie **Balaenoptera borealis** em amostras coletadas no período 2015-2025 pelo PMC-BS.*

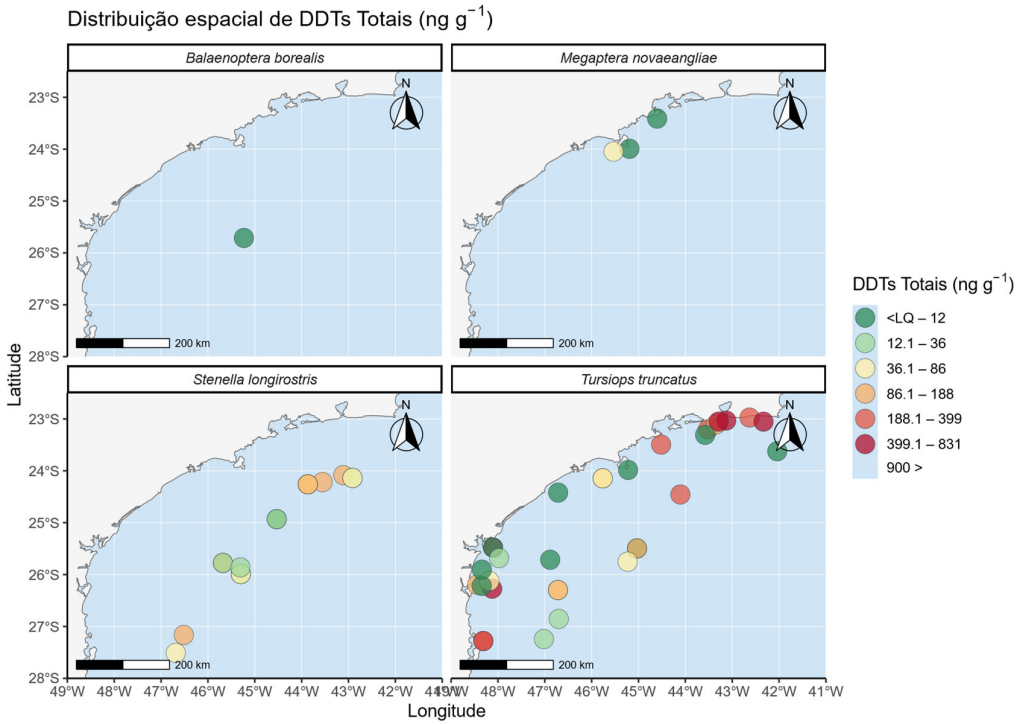


Figura V.5.2-9: *Distribuição espacial de ΣDDT (ng g^{-1}, peso úmido) em 3 espécies prioritárias do PMC-BS (**Tursiops truncatus**, **Stenella longirostris**, **Megaptera noveangliae**) e na espécie **Balaenoptera borealis** em amostras coletadas no período 2015-2025 pelo PMC-BS*

V.5.2.12 Considerações finais

A realização do PMC-BS, incluindo o Ciclo de Curto Prazo (2015-2021) e o Ciclo de Médio Prazo (iniciado em julho de 2021), permitiu a determinação de um número expressivo de amostras de tecido adiposo de cetáceos: 270 amostras para ∑HPA englobando 22 espécies, 150 amostras para PCB e PBDE em 20 espécies e 113 amostras para pesticidas organoclorados, também em 20 espécies de cetáceos.

Os HPA foram o grupo de compostos orgânicos com maior ocorrência entre os taxa amostrados, sendo encontrado ao menos um composto na lista dos 37 analisados em todas as 21 espécies de cetáceos no PMC-BS. HPA. Em seguida, na ordem decrescente de ocorrência, vêm os ∑DDT (13 em 21 táxons), PCBs (13 em 21 táxons) e PBDEs (4 em 21 táxons). O ∑drins foi

encontrado em apenas duas espécies, o mirex em três espécies e o metoxicloro em apenas uma espécie, enquanto os demais grupos de pesticidas (HCH, ∑clordanas e ∑endosulfans) não foram detectadas.

Considerando o número de amostras, os HPA foram os compostos orgânicos mais recorrentes, detectados acima do limite de quantificação (LQ) em 90,4% das 270 amostras analisadas. Em seguida, os PCBs foram encontrados em 52% das 151 amostras, e os ∑DDTs em aproximadamente 20% das 151 amostras. Os PBDEs ocorreram em cerca de 23% das 151 amostras, enquanto o metoxicloro, os ∑drins, os ∑clordanas e o mirex apresentaram ocorrências pontuais, geralmente em menos de 10% do total de amostras. Tanto o HCH quanto o endosulfan não foram detectados em nenhuma das amostras analisadas.

Em termos de concentração média, a sequência em ordem decrescente para todas as amostras coletadas no PMC-BS foi a seguinte (todos os valores em peso úmido): PCB (689,5 ± 1002,5 ng g^{-1}) > Σ37HPA (237 ± 758 ng g^{-1}) > ΣDDT (166,3 ± 234,2 ng g^{-1}) > mirex (13,0 ± 14,2 ng g^{-1}) > Σdrins (2,95 ± 7,87 ng g^{-1}) ≈ metoxicloro (□3,0 ± 14,4 ng g^{-1}) > Σclordanas (geralmente □LQ). Tanto o HCH quanto o endosulfan não foram detectados em nenhuma das amostras analisadas

As baixas concentrações de (HPA) e a predominância de naftalenos nas amostras analisadas limitam a capacidade de avaliar o perfil e inferir a origem desses hidrocarbonetos, bem como suas diferenças entre espécies. As concentrações de HPA detectadas são baixas e comparáveis às observadas em áreas pristinas, conforme relatado na literatura e em estudos anteriores realizados na área de amostragem. Em relação aos PCBs, PBDEs e às diversas classes de pesticidas clorados analisados, os valores obtidos estão alinhados com os reportados para áreas costeiras e com os resultados de estudos anteriores na mesma região.

De forma geral, observa-se uma tendência de maiores concentrações de diversas classes de compostos orgânicos orgânicos no PMC-BS em espécies com comportamento costeiro, especialmente para *Stenella* sp. e *Tursiops truncatus*. Isso indica um maior aporte de HPA e outros poluentes orgânicos

persistentes (POPs) provenientes de fontes terrestres, particularmente em regiões com maior concentração populacional e desenvolvimento econômico, como é o caso da Baía de Guanabara. Por fim, não foi identificada nenhuma tendência de variação temporal nas concentrações de HPA, PCBs, PBDEs e pesticidas organoclorados ao longo dos nove anos de coleta de dados no PMC-BS, com exceção de uma maior ocorrência de amostras e concentrações mais altas dos compostos orgânicos principais nas amostras coletadas em 2017 e 2025.

V.5.3 Biomarcadores

Diversas ferramentas podem ser utilizadas para o monitoramento da presença e efeitos dos compostos orgânicos no meio ambiente. Dentre elas, os biomarcadores destacam-se e são frequentemente utilizados para avaliação da exposição e dos efeitos tóxicos dos xenobióticos aos organismos (OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003). Biomarcadores são definidos como medidas quantitativas de mudanças no sistema biológico que respondem a uma exposição e/ou concentrações de compostos orgânicos que levam a efeitos biológicos, tais como alterações celulares, bioquímicas ou moleculares. São, por definição, responsivos e mensuráveis, fornecendo indícios precoces de exposição e de resposta biológica a condições ambientais adversas (LAM; GRAY, 2003; WALKER, 2012). Embora sejam ferramentas extremamente úteis, Den Besten (1998) reforça que o uso de biomarcadores como indicativo de alterações na homeostase do organismo depende diretamente do estabelecimento da amplitude de valores considerados “normais” e “alterados” para cada biomarcador no tecido e espécie estudada (BEGER et al., 2017). Assim, é imperativa a padronização das técnicas de análise dos biomarcadores que, associada ao conhecimento prévio da biologia da espécie e do(s) mecanismo de ação do(s) contaminante(s), aumenta a efetividade do uso do biomarcador na avaliação ambiental.

Dentro deste contexto, o presente item trata das atividades desenvolvidas entre julho de 2024 e junho de 2025 relativas à padronização de técnicas e à execução de análises de biomarcadores bioquímicos e moleculares em amostras de cetáceos obtidas pelo PMC-BS. O objetivo é desenvolver, adaptar e padronizar técnicas para a análise de biomarcadores bioquímicos e moleculares de contaminação ambiental em amostras de tecido tegumentar de *Balaenoptera brydei*, *Stenella longirostris* e *Tursiops truncatus*, espécies monitoradas desde o primeiro ciclo de atividades, bem como amostras de pele de *Megaptera novaeangliae*, incluída como espécie prioritária a partir do segundo ciclo, iniciado em 2022. Assim, são descritas neste item as análises de imunodetecção da proteína citocromo P450, família 1, subfamília A (CYP1A), nas quatro espécies mencionadas.

V.5.3.1 Atividades realizadas no período

Entre julho de 2024 e junho de 2025, foram recebidas 10 novas amostras (descritas na tabela II.1) e realizadas análises de imunodetecção da proteína citocromo P450, família 1, subfamília A (CYP1A), em tecido tegumentar de *M. novaeangliae*, *S. longirostris* e *T. truncatus*

V.5.3.1.1 Recebimento e guarda de amostras

Até a conclusão deste item, foram recebidas amostras de pele de 531 espécimes (10 a mais do que no ano anterior), pertencentes a 22 espécies de cetáceos marinhos, destinadas à análise de biomarcadores bioquímicos e moleculares (**Tabela V.5.3.1-1**). O quantitativo resumido das amostras foi obtido a partir das fichas de custódia do PMC-BS, disponíveis no Laboratório de Biomarcadores de Contaminação Aquática e Imunoquímica (LABCAI), da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Todas as amostras estão armazenadas em freezer -80°C.

Tabela V.3.1.1-1: *Amostras provenientes do Projeto de Monitoramento de Cetáceos da Bacia de Santos (PMC-BS) destinadas à análise de biomarcadores. As espécies prioritárias para análise de biomarcadores bioquímicos e moleculares estão sinalizadas em azul e por um asterisco (*).*

Grupo taxonômico	Espécie	Número de espécimes
Odontoceti	*Stenella frontalis*	144
	Tursiops truncatus (*)	95
	Stenella longirostris (*)	71
	Stenella attenuata	20
	Delphinus sp.	18
	Steno bredanensis	15
	Stenella clymene	14
	Globicephala sp.	13
	Orcinus orca	10
	Physeter macrocephalus	6
	Peponocephala electra	5
	Delphinus capensis	4
	Pseudorca crassidens	2
	Sotalia guianensis	1
Mysticeti	*Balaenoptera borealis*	44
	Megaptera novaeangliae (*)	34
	Balaenoptera brydei (*)	10
	Balaenoptera physalus	10
	Balaenoptera bonaerensis	7
	Balaenoptera musculus	3
	Eubalaena australis	4
	Balaenoptera acutorostrata	1
Não identificado		1
TOTAL: 22 espécies e 531 espécimes		

Das 531 amostras coletadas pela equipe do PMC-BS, cinco foram consideradas inadequadas para análise de biomarcadores, pois foram recebidas fora dos microtubos originais, não sendo possível distinguir de qual indivíduo provinham. Para outros quatro indivíduos, não houve coleta de amostras para as análises de HPA e de POPs. As medidas para evitar desvios semelhantes no futuro já foram tomadas.

V.5.3.1.2 Distribuição espacial das amostras recebidas

A distribuição geográfica de todas as amostras das espécies prioritárias (*B. brydei, M. novaeangliae, S. longirostris* e *T. truncatus*) coletadas no âmbito do PMC-BS e encaminhadas para análise de biomarcadores, está indicada nas **Figuras V.5.3.1.2-1** a **V.5.3.1.2-4**.

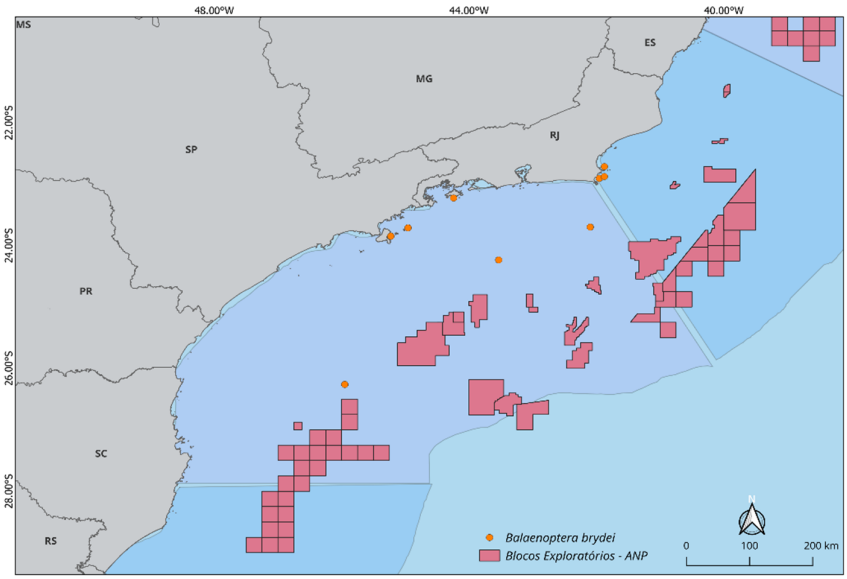


Figura V.5.3.1.2-1: *Distribuição georreferenciada das amostras de* ***Balaenoptera brydei*** *coletadas no âmbito do PMC-BS e encaminhadas para análises de biomarcadores.*

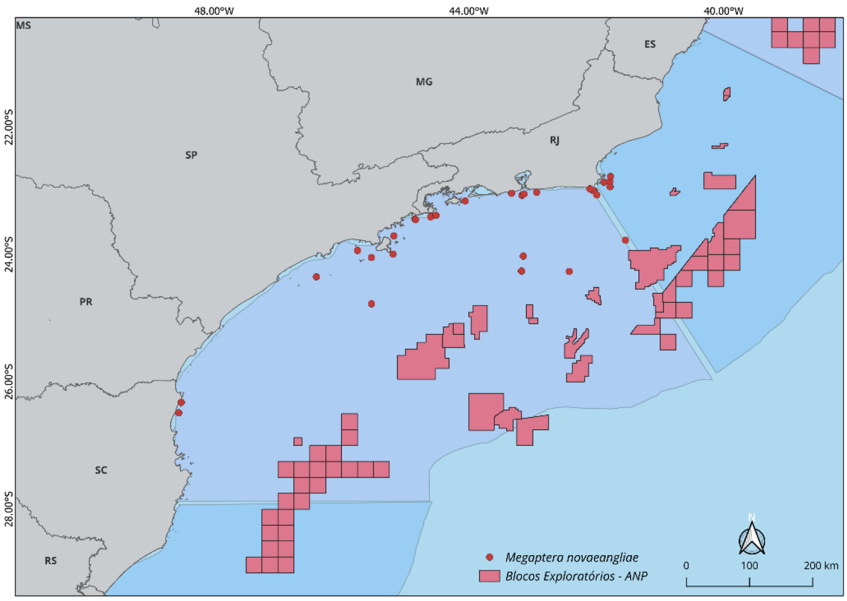


Figura V.5.3.1.2-2: *Distribuição georreferenciada das amostras* ***de Megaptera novaeangliae*** *coletadas no âmbito do PMC-BS e encaminhadas para análises de biomarcadores.*

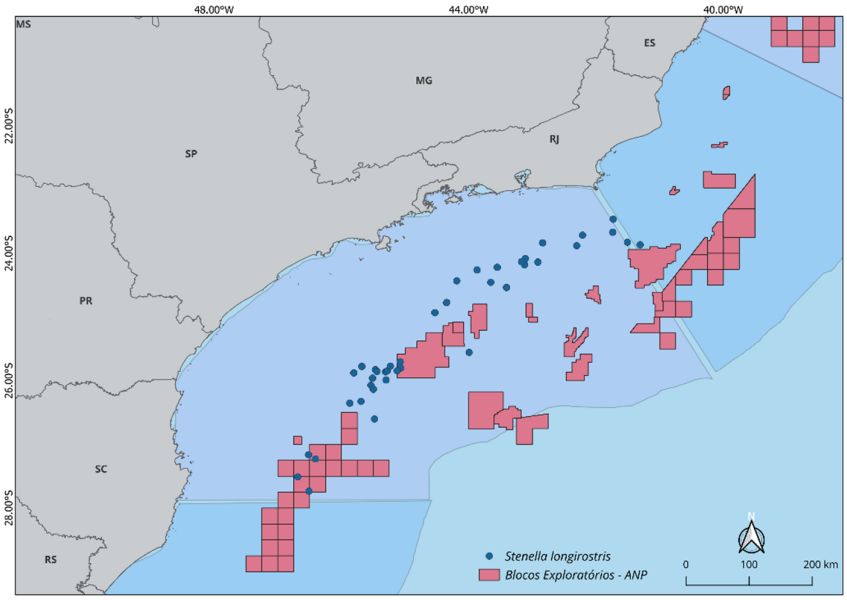


Figura V.5.3.1.2-3*: Distribuição georreferenciada das amostras de* ***Stenella longirostris*** *coletadas no âmbito do PMC-BS e encaminhadas para análises de biomarcadores.*

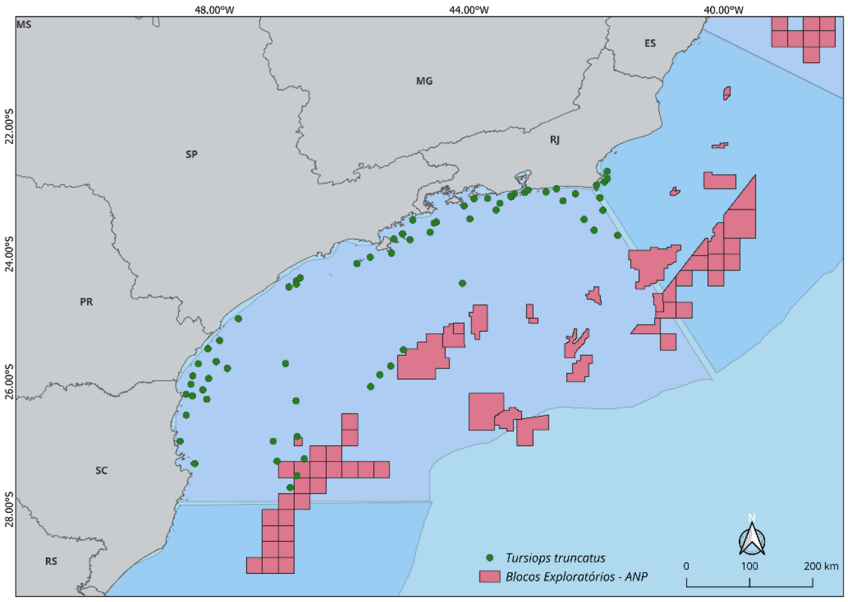


Figura V.5.3.1.2-4: *Distribuição georreferenciada das amostras de* ***Tursiops truncatus*** *coletadas no âmbito do PMC-BS e encaminhadas para análises de biomarcadores.*

V.5.3.2 Análise de biomarcadores bioquímicos

As atividades de análise de biomarcadores bioquímicos realizadas no período incluíram a quantificação dos níveis proteicos de CYP1A em tecido tegumentar de *M. novaeangliae*, *S. longirostris* e *T. truncatus*. A metodologia empregada e os resultados obtidos são apresentados em detalhe nas seções seguintes.

V.5.3.2.1 Homogeneização das amostras

Amostras de tecido tegumentar, contendo aproximadamente 100 mg por cada espécime, foram homogeneizadas individualmente em cinco vezes o volume de tampão de homogeneização Tris-HCl (50 mM Tris-HCl pH 7,4), contendo 150 mM KCl, 1 mM DTT e 0,5 mM de PMSF, um inibidor de proteases. Os tecidos foram homogeneizados com o homogeneizador

TissueTearor™ (BioSpec™). Durante todo o procedimento, as amostras foram mantidas sobre o gelo.

O homogeneizado foi centrifugado a 9.000 *x* g por 30 min a 4°C para obtenção da fração citosólica (fração S9). A fração microssomal, correspondente à membrana do retículo endoplasmático, foi preparada por meio de uma segunda centrifugação da fração S9 a 100.000 *x* g por 60 min a 4°C, utilizando uma ultracentrífuga Hitachi CP100WX. A fração sobrenadante resultante dessa segunda centrifugação foi transferida para um novo microtubo e armazenada em um freezer a -80°C. A fração microssomal foi ressuspendida em tampão Tris-HCl (0,1 M, pH 7,4), contendo 1 mM EDTA, 0,1 M KCl e glicerol 20%, e foi utilizada para a análise de imunodetecção de CYP1A.

V.5.3.3 Determinação de proteínas totais

A determinação da concentração de proteínas na fração microssomal foi realizada utilizando o método de Bradford (BRADFORD, 1976). Este método emprega o corante Coomassie Brilliant Blue (G-250), que reage com os aminoácidos das proteínas, resultando em uma coloração que varia de marrom para azul. A intensidade da cor da reação está diretamente relacionada à concentração de proteínas.

A determinação das proteínas totais foi realizada com o kit Bio-RadProteinAssay® (Bio-Rad®) seguindo as instruções do fabricante. Em uma microplaca de 96 poços, foram adicionados, em duplicata, de 0,75 a 1,5 µL de cada amostra, juntamente com 200 µL do reagente de Bradford filtrado, totalizando um volume final de até 201,5 µL. Após incubação de cinco minutos, foi realizada a leitura das amostras a 595 nm utilizando o espectrofotômetro de placas SpectraMax® M5 (Molecular Devices®). As absorbâncias das amostras foram comparadas a uma curva padrão de albumina sérica bovina gerada no mesmo ensaio das amostras. A concentração de proteínas totais foi expressa em $mg.mL^{-1}$.

V.5.3.4 Imunodetecção de CYP1A

As análises de quantificação os níveis proteicos de CYP1A em tecido tegumentar foram realizadas conforme o protocolo padronizado no LABCAI para cada espécie. O procedimento da técnica de *western blotting* é dividido em quatro etapas: 1) separação de proteínas por eletroforese desnaturante em gel de poliacrilamida (*SDS-PAGE*); 2) transferência das proteínas para uma membrana de nitrocelulose (*blotting*); 3) incubação da membrana com os anticorpos primário e secundário (imunodetecção); e 4) revelação e fotodocumentação da membrana, destacando a proteína de interesse.

Em resumo, as proteínas microssomais de cada amostra foram submetidas à eletroforese, realizada a uma voltagem constante de 300 V por 25 min ou até que as amostras alcançassem o final do gel. Um marcador de peso molecular (*Full-Range Rainbow™*, Amersham) foi incluído em cada corrida para a determinação do peso molecular das bandas proteicas. As membranas foram bloqueadas durante a noite (~15 h) em uma solução de bloqueio.

Após a lavagem das membranas, estas foram incubadas por 60 minutos com o anticorpo primário anti-CYP1A, diluído em solução de bloqueio. Depois da incubação, as membranas foram novamente lavadas e, em seguida, incubadas por 60 min com o anticorpo secundário diluído. As condições de ensaio para cada espécie estão descritas na **Tabela V.5.3.4-1**.

Tabela V.5.3.4-1: *Condições ótimas para a imunodetecção de CYP1A em tecido tegumentar de* ***Stenella longirostris****,* ***Tursiops truncatus*** *e* ***Megaptera novaeangliae****.*

Condições de imunodetecção de CYP1A						
Espécie	**Anticorpo primário[a]**	**Anticorpo secundário[b]**	**Massa proteica**	**Método de revelação**	**Tecido**	**Tempo de exposição**
Stenella longirostris	0,15 µg/mL	0,10 µg/mL	10 µg	Clarity Max	Tegumentar	120 s
Tursiops truncatus	0,15 µg/mL	0,10 µg/mL	10 µg	Clarity Max	Tegumentar	120 s

Condições de imunodetecção de CYP1A						
Espécie	**Anticorpo primário[a]**	**Anticorpo secundário[b]**	**Massa proteica**	**Método de revelação**	**Tecido**	**Tempo de exposição**
Megaptera novaeangliae	0,15 µg/mL	0,20 µg/mL	5 µg	Clarity Max	Tegumentar	120 s

[a] Anticorpo primário anti-CYP1A de camundongo produzido em cabra (Abcam, código ab126887).
[b] Anticorpo secundário de burro anti-IgG de cabra (Abcam, código Ab205723).

A detecção das proteínas foi realizada pelo método de quimioluminescência, em que as membranas, após incubação com os anticorpos primário e secundário, foram expostas a uma solução do kit comercial *Clarity Max™ Western ECL Substrate* (Bio-Rad®). O cálculo de sinal quimioluminescente foi realizado de acordo com a seguinte fórmula:

$$\boldsymbol{UA} = (AVQ/AVSF) * FC$$

Onde,
UA = Unidades arbitrárias de CYP1A
AVQ = Volume ajustado de sinal quimioluminescente da banda referente à proteína CYP1A
AVSF = Volume ajustado do sinal fluorescente referente às proteínas totais da amostra
FC = Fator de correção entre géis, calculado com base no controle positivo inserido na corrida

Como controle positivo, foi incluído, em cada corrida, 0,8 µg de microssomas hepáticos de camundongo (*Mus musculus*, linhagem Swiss) tratados com β-naftoflavona.

V.5.3.5 Análises estatísticas preliminares

Os resultados das análises de níveis proteicos de CYP1A foram avaliados quanto à aderência ao modelo normal (*i.e.* gaussiano) com o uso dos testes de D'Agostino e Pearson, e quanto à homogeneidade de variância utilizando o teste de Bartlett ou o teste F.

Para avaliar a influência de variáveis categóricas – como fatores biológicos (sexo), fatores ambientais (sazonalidade, ano de coleta) e níveis de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA), nas respostas de biomarcadores (expressão de CYP1A), foram realizadas comparações entre

grupos. Com base nos resultados das análises de distribuição e homocedasticidade, optou-se por realizar: i) para dados não-paramétricos, teste de Kruskal-Wallis seguido pelo teste *post-hoc* de comparações múltiplas de Dunns, para fatores com mais de dois níveis, e teste U de Mann-Whitney, quando o fator possui apenas dois níveis; ii) para dados paramétricos, ANOVA com teste *post-hoc* de Tukey, para fatores com mais de dois níveis, e teste t não-pareado, quando o fator possuía apenas dois níveis. Todos os testes foram realizados sem remoção de dados discrepantes (*outliers*).

Importante destacar que os dados obtidos no período de referência deste relatório foram incrementados à base de dados gerada ao longo do primeiro ciclo da prestação de serviços, cujos resultados foram apresentados no Relatório Técnico Final de 2021. Assim, os gráficos e análises estatísticas referentes a *S. longirostris* e *T. truncatus* baseiam-se em dados acumulados nos últimos sete anos (531 amostras). Para *M. novaeangliae*, espécie recentemente incorporada como prioritária, são apresentados os dados obtidos no atual ciclo de atividades.

V.5.3.6 Resultados e discussão de biomarcadores bioquímicos

Para os cetáceos amostrados no âmbito do PMC-BS, as comparações entre grupos foram realizadas considerando os seguintes fatores: sexo, sazonalidade, ano de coleta, níveis de HPA totais quantificados no tecido adiposo subcutâneo (*blubber*).

V.5.3.6.1 Megaptera novaeangliae

As análises de expressão da proteína CYP1A em *M. novaeangliae* não indicaram diferenças estatisticamente significativas entre grupos, sejam eles categorizados por níveis de HPA no tecido adiposo abaixo e acima do limite de detecção (LD), machos e fêmeas, estação do ano ou ano de coleta (**Figura V.5.3.6.1-1)**.

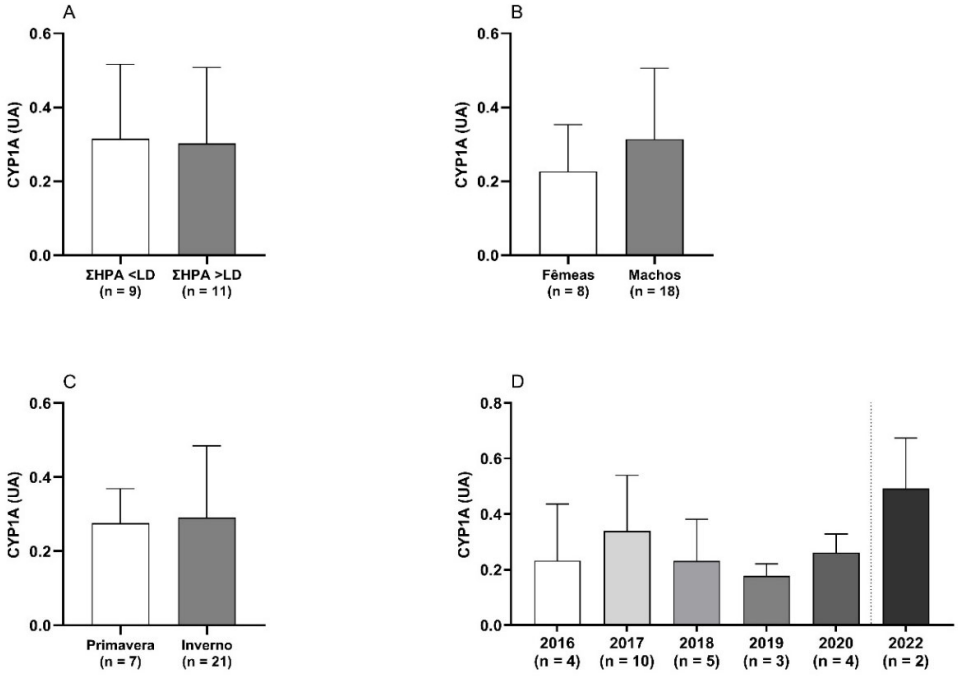


***Figura V.5.3.6.1-1**: Níveis proteicos de CYP1A em amostras de tecido tegumentar de **Megaptera novaeangliae** categorizadas por (A) níveis de HPA no tecido adiposo abaixo e acima do limite de detecção (LD), (B) machos e fêmeas, (C) estação do ano e (D) ano de coleta.*

V.5.3.6.2 Stenella longirostris

Os níveis de CYP1A foram maiores em *S. longirostris* amostrados no outono em comparação com aqueles biopsados na primavera e no verão (**Figura V.5.3.6.2-1**). Estudos anteriores também encontraram alterações sazonais nos níveis de biomarcadores em cetáceos. Já foi observado, por exemplo, que o perfil global de transcrição gênica na pele de *T. truncatus* sofre influência da sazonalidade, com genes como *HSP70* apresentando maior transcrição no inverno (VAN DOLAH et al., 2015; NEELY et al., 2018). Além disso, níveis mais elevados de transcritos de genes associados aos sistemas de biotransformação de xenobióticos e defesa antioxidante também foram

observados em *T. truncatus* amostrados durante o inverno no sul do Brasil (RIGHETTI et al., 2019). Para os demais agrupamentos realizados não foi verificado diferenças significativas, ou seja, em relação aos níveis de HPA no tecido adiposo abaixo e acima do limite de detecção (LD), entre machos e fêmeas e entre os anos de coleta (**Figura V.5.3.6.2-2)**.

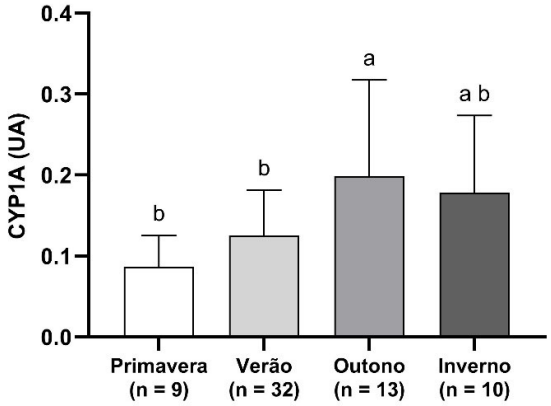


***Figura V.5.3.6.2-1**: Níveis proteicos de CYP1A em tecido tegumentar de **Stenella longirostris** nas diferentes estações do ano.*

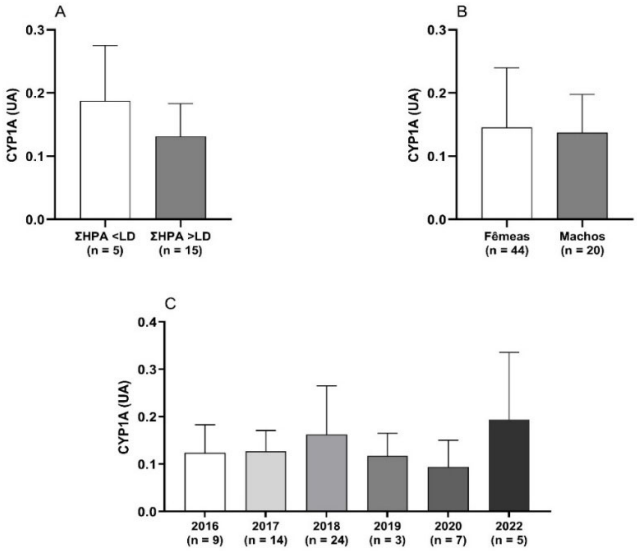


***Figura V.5.3.6.2-2**: Níveis proteicos de CYP1A em amostras de tecido tegumentar de **Stenella longirostris** categorizadas por (A) níveis de HPA no tecido adiposo abaixo e acima do limite de detecção (LD), (B) machos e fêmeas e (C) ano de coleta.*

Tais variações podem estar relacionadas a diversos fatores, incluindo alterações metabólicas associadas à temperatura, ao fotoperíodo e/ou ao ciclo reprodutivo, bem como possíveis deslocamentos sazonais que resultem em diferenças na exposição dos golfinhos a diferentes estressores ambientais ou tipos de alimento. Análises estatísticas multivariadas, que serão realizadas nas próximas etapas do projeto, contribuirão para o entendimento dessas variações nos níveis do biomarcador analisado.

V.5.3.6.3 Tursiops truncatus

Os níveis proteicos de CYP1A em tecido tegumentar de *T. truncatus* variaram entre os diferentes anos de amostragem (**Figura V.5.3.6.3-1)**. De maneira geral, os níveis de CYP1A foram maiores nos animais coletados nos anos de 2019 e 2020, comparando aos anos iniciais (2016 a 2018) e ao ano de 2021. Os demais parâmetros de agrupamento analisados não apresentaram diferenças estatísticas (**Figura V.5.3.6.3-2)**.

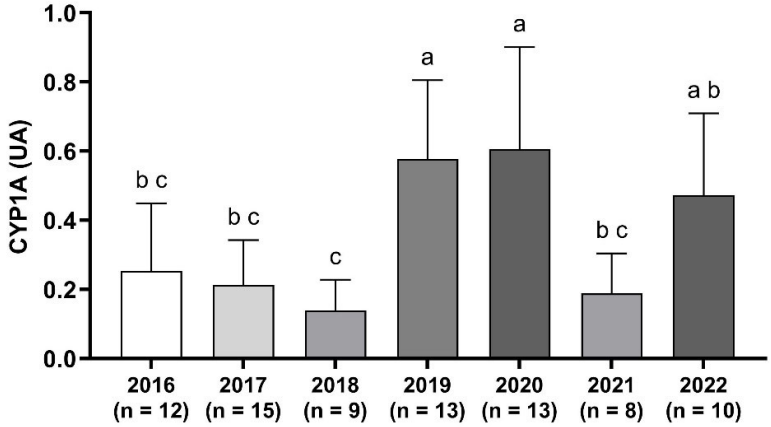


***Figura V.5.3.6.3-1**: Níveis proteicos de CYP1A em tecido tegumentar de **Tursiops truncatus** em diferentes anos de coleta.*

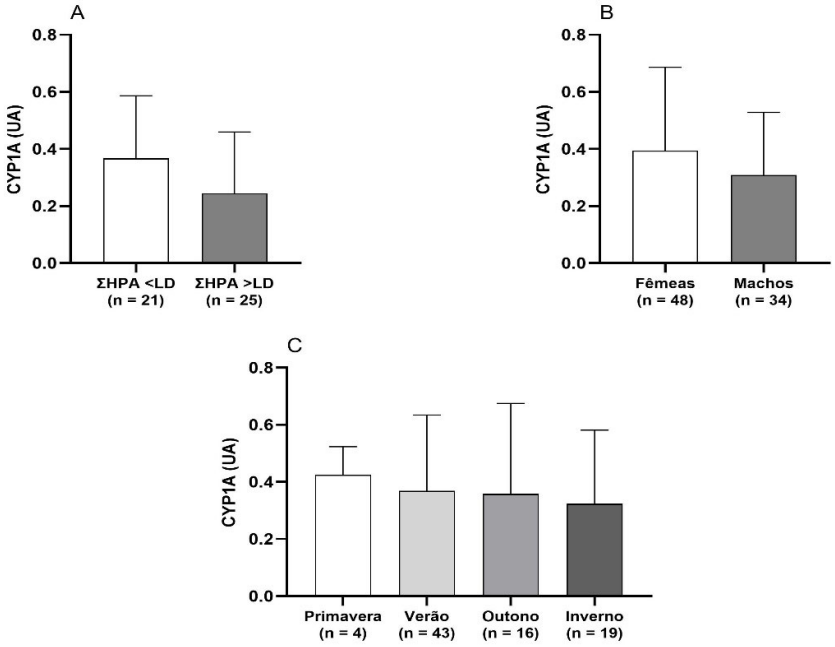


Figura V.5.3.6.3-2: *Níveis proteicos de CYP1A em amostras de tecido tegumentar de* ***Tursiops truncatus*** *categorizadas por (A) níveis de HPA no tecido adiposo abaixo e acima do limite de detecção (LD), (B) machos e fêmeas e (C) estação do ano.*

V.5.3.7 Conclusões e próximas etapas – biomarcadores

Durante o período compreendido entre julho de 2024 e junho de 2025, foram quantificados os níveis de expressão da proteína CYP1A em mais dez amostras de tecido tegumentar provenientes de *Megaptera novaeangliae, Stenella longirostris e Tursiops truncatus*. Com a incorporação dessas amostras, foi possível ampliar a base de dados e aprofundar a avaliação comparativa entre espécies e períodos de coleta.

Os resultados obtidos para *M. novaeangliae* indicaram que a expressão de CYP1A nas 28 amostras analisadas não apresentou diferenças estatisticamente significativas entre machos e fêmeas, diferentes estações do ano ou anos de coleta, tampouco foi observada correlação com os níveis de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) bioacumulados no tecido

adiposo. Esses achados sugerem que a indução de CYP1A nessa espécie pode não estar diretamente associada aos níveis de contaminação por HPA, ou que outros fatores fisiológicos e ambientais possam modular sua expressão.

Em contraste, as análises de *S. longirostris* revelaram variações sazonais nos níveis de expressão de CYP1A, com valores mais elevados observados em indivíduos amostrados no outono. Essa tendência pode refletir influências biológicas específicas desse período, como variações metabólicas, reprodutivas ou alimentares, que deverão ser investigadas em maior profundidade nas próximas etapas do projeto.

Nos espécimes de *T. truncatus*, verificaram-se diferenças interanuais na expressão da proteína, com níveis mais altos registrados nos anos de 2019 e 2020, em comparação aos primeiros anos de amostragem (2016 a 2018) e ao ano de 2021. Essa variação temporal pode estar relacionada a mudanças nas condições ambientais, disponibilidade de alimento ou exposição a compostos orgânicos, embora a relação causal entre esses fatores e a resposta bioquímica ainda não possa ser estabelecida com base nos dados disponíveis.

De forma geral, a interpretação dos resultados obtidos para cada espécie ainda requer cautela, uma vez que o número de amostras analisadas permanece limitado e outros biomarcadores precisam ser incorporados para uma avaliação integrada da resposta fisiológica dos cetáceos à exposição a compostos orgânicos. Assim, recomenda-se a ampliação do conjunto amostral e a complementação das análises com outros indicadores bioquímicos e moleculares, de modo a construir um panorama mais robusto e abrangente dos processos de indução enzimática e de seus possíveis determinantes ambientais e biológicos.

Para as próximas etapas da pesquisa está prevista a padronização dos biomarcadores moleculares em tecido tegumentar de *M. novaeangliae*, visando aprimorar a comparabilidade e reprodutibilidade dos resultados. Além disso, será realizada a emissão contínua de laudos referentes aos biomarcadores bioquímicos (GST, CYP1A e PCO) e moleculares para todas as espécies prioritárias de cetáceos monitoradas, consolidando um fluxo de produção de dados.

VI. CONSIDERAÇÕES FINAIS

VI.1 Avanços obtidos em relação aos anos anteriores

Neste item resume-se os avanços obtidos neste relatório em relação aos Relatórios Anuais anteriores:

- Para descrição da comunidade de cetáceos, apesar de que não houve nenhuma espécie nova registrada no último ano, foi apresentada uma análise inédita sobre diferenças sazonais na composição da comunidade, reforçando a importância da sazonalidade como estruturadora da comunidade;

- Com relação à marcação com transmissores satelitais, foi ampliado o tamanho amostral de quatro espécies, contribuindo para caracterizar e refinar o conhecimento sobre movimentos e comportamento de mergulho da baleia-franca (n = 1), a baleia-fin (n = 1), a baleia-sei (n = 6) e a baleia-de-Bryde (n = 1). Além destas, foi descrito pela primeira vez a rota migratória da população de baleias-francas-austrais que ocorre na Bacia de Santos a partir da marcação de uma fêmea, com movimentos para a região oceânica da Patagônia. Os animais marcados com transmissores satelitais contribuíram para consolidar o conhecimento sobre o comportamento de mergulho das espécies;

- Foi apresentada uma análise inédita com modelagem do risco de colisão com embarcações da PETROBRAS e de terceiros na Bacia de Santos para a orca e para a baleia-jubarte. Esta é uma abordagem nova nos Relatórios Anuais do PMC-BS, contribuindo para avaliação de risco de interação de cetáceos com atividades antrópicas e que integra dados sobre tráfego de embarcações do PMTE-BS e dados de avistagens e de comportamento de mergulho coletados pelo PMC-BS;

- Em relação à presença e distribuição de isótopos estáveis (δ13C e δ15N), este 10º Relatório Anual apresenta um avanço em comparação com o 9º Relatório Anual quanto ao entendimento das relações tróficas de cetáceos na Bacia de Santos, com incremento do número de amostras analisadas. Foi

INTERNA

possível ampliar as análises, para incluir estruturas de guildas isotópicas e interpretação multivariada do nicho ecológico. Houve também detalhamento da variação espacial nas assinaturas isotópicas e avanços na comparação com dados da literatura. Neste presente 10º Relatório Anual aplicou-se modelos estatísticos mais robustos para correções lipídicas, avançando na análise trófica de cetáceos;

- Para as estimativas de densidade e abundância de cetáceos, atualizou-se as estimativas pelo método de *Distance Sampling* para as três espécies mais frequentes – baleia-jubarte, golfinho-nariz-de-garrafa e golfinho-pintado-do-Atlântico. Para as estimativas de marcação-recaptura usando os dados de fotoidentificação, foi possível expandir o número de estimativas de abundância realizadas de duas (golfinho-nariz-de-garrafa e golfinho-pintado-do-Atlântico) para seis espécies, adicionando-se a baleia-de-Bryde, orca, orca-pigméia e golfinho-de-dentes-rugosos. Para estas quatro últimas espécies, são estimativas inéditas de parâmetros demográficos para a costa do Brasil;

- Nas análises genéticas a diversidade genética e a proporção sexual foram atualizadas para quatro espécies de delfinídeos (golfinho-nariz-de-garrafa, golfinho-pintado-do-Atlântico, golfinho-rotador e golfinho-de-dentes-rugosos) e duas espécies de misticetos (baleia-sei e baleia-jubarte) que foram amostradas nesse último ano, sendo que todas estão dentre as bem-amostradas (n > 10 indivíduos) durante os dez anos do PMC-BS. Neste 10º Relatório Anual, o tamanho efetivo contemporâneo da população do golfinho-de-dentes-rugosos que ocorre na Bacia de Santos foi estimado pela primeira vez. Por último, o aumento do número amostral do golfinho-pintado-do-Atlântico, do golfinho-nariz-de-garrafa e da baleia-sei e, consequentemente, o surgimento de novos haplótipos também proporcionou análises de estrutura genética populacional mais robustas para essas espécies;

- Nas análises de fotogrametria, foi possível incrementar o tamanho amostral para estimar o tamanho corporal da maioria das espécies analisadas e foi incluído de forma inédita uma análise considerando índices corporais. Os índices permitem inferências sobre o volume corporal dos animais e

INTERNA

monitoramento do estado de nutrição, sendo uma métrica interessante para estudos sobre saúde dos cetáceos;

- As análises de repertório acústico resultaram em um avanço significativo no desenvolvimento do classificador automatizado de assovios de cetáceos na Bacia de Santos e sua aplicação com dados do PMC-BS. A aplicação do classificador representa um marco no processamento automatizado de dados bioacústicos do PMC-BS, fornecendo uma base metodológica para o reconhecimento acústico das espécies, fortalecendo as análises ecológicas e avaliações de interferências antrópicas. Além disso, estabelece um referencial aplicável a outros conjuntos de dados, favorecendo a integração entre abordagens acústicas e iniciativas de monitoramento;

- Os avanços no processamento dos dados do PMPAS-BS possibilitaram a criação de um banco de dados acústico inédito para misticetos na Bacia de Santos. A partir das gravações obtidas por *gliders*, foram catalogados mais de 20 mil sinais acústicos de misticetos, atribuídos à baleia-minke-Antártica, à baleia-fin, à baleia-azul e à baleia-sei. Esses dados subsidiaram a elaboração de classificadores automáticos baseados em aprendizado de máquina. Paralelamente, foram testados e validados detectores de cliques no PAMGuard aplicados aos dados de *glider*, com deteções confirmadas de cachalotes e zifídeos;

- As análises sobre a influência da atividade sísmica na ocorrência de sinais acústicos de cetáceos foram aprofundadas;

- A análise de dados gerados em avistagens aéreas realizadas no entorno de polígonos de pesquisa sísmicas incluiu uma nova campanha amostral (Campo de Iracema), totalizando a análise de cinco campanhas realizadas antes e durante sísmicas na Bacia de Santos;

- O presente 10º Relatório Anual representa um avanço significativo no monitoramento das lesões epidérmicas por fotoidentificação, aperfeiçoando e consolidando uma abordagem sistemática e longitudinal iniciada nos anos anteriores. Uma inovação central deste ano foi a proposição de um novo índice de prevalência de lesões, calculado como a razão entre o número de lesões identificadas e o número de fotografias analisadas (apenas aquelas com

INTERNA

qualidade suficiente), por campanha. Esse índice reduziu a perda de dados observada com a métrica anterior, possibilitando maior robustez nas análises temporais e permitindo, pela primeira vez, a aplicação de modelos lineares para a estimativa de tendências temporais de prevalência;

- Em relação às dosagens de HPA e Organohalogenados, neste presente 10º Relatório Anual houve um aumento expressivo no número de amostras analisadas, adicionando-se 34 amostras com massa suficiente em relação ao último ano. Estes valores, no entanto, situam-se abaixo do registrado e anos anteriores (e.g., 2016 e 2017, com mais de 60 amostras analisadas). A distribuição dos compostos orgânicos neste 10º Relatório Anual seguiu a tendência histórica, com prevalência de HPA (90,4% das amostras), seguida por PCBs (52% das amostras) e DDTs (20% das amostras), com compostos como HCHs e endossulfans ausentes. A presença dos compostos orgânicos estudados se mostrou mais intensa em espécies costeiras, como *Tursiops truncatus*, refletindo a potencial influência de fontes continentais em áreas urbanas.

INTERNA

VI.2 Avaliação dos resultados orientados para os objetivos

Objetivo Específico	Indicadores (resultados)	Formas de verificação
1) Consolidar o conhecimento sobre a **riqueza e a distribuição** de espécies de cetáceos na Bacia de Santos.	• Número de registros por espécies identificadas: • **29 táxons identificados a partir de 5.645 registros visuais e 2.177 registros acústicos** (ver resultado detalhado do indicador no **item V.1**, na **Tabela V.1.2-1**); • Número de novas espécies registradas: • **Nenhuma nova espécie identificada no último ano do projeto.** • Mapas de distribuição por espécie • **mapas de distribuição para todas as espécies e gêneros identificados**.	Alimentação de dados no PRISMA; Relatórios Anuais e Relatório Consolidado do Ciclo de Curto Prazo
2) Monitorar a densidade e a abundância das espécies mais comuns de cetáceos na Bacia de Santos, identificando tendências de crescimento ou declínio das populações. ***3)*** Monitorar a ocorrência e índices de abundância	• Número de registros por espécies identificadas • **registros fotoidentificados para 3.687 indivíduos de 28 espécies de cetáceos** (ver resultado detalhado do indicador na **Tabela IV.2-2**); • Descrição das taxas de encontro (indivíduos ou grupos por unidade de esforço) para as espécies: • **taxas de encontro descritas por campanha para todos os táxons com ou sem identificação de espécie**; • Número de espécies com densidade e abundância estimada pelo método de *Distance Sampling* ou marcação-recaptura: • **estimativas de densidade e abundância para oito espécies de**	Relatórios Anuais, Relatório Consolidado do Ciclo de Curto Prazo e Relatórios de Campanha

INTERNA

Objetivo Específico	Indicadores (resultados)	Formas de verificação
(taxas de encontro por unidade de esforço amostral) de todas as espécies de cetáceos na Bacia de Santos	**cetáceos com "n" amostral suficiente** (ver resultado detalhado no **item V.3.1**; PETROBRAS, 2021; 2024a); ● Número de espécies com o tamanho efetivo da população estimado: • **cinco espécies de delfinídeos e uma de misticeto com "n" amostral suficiente** (ver resultado detalhado do indicador no **item V.3.2**);	
4) Consolidar informações sobre o uso de habitats das espécies de cetáceos da Bacia de Santos; ***5)*** Aprofundar as informações sobre deslocamentos, movimentos migratórios e estrutura populacional das espécies de cetáceos	● Mapas com áreas de concentração de avistagens por espécie: • **mapas de adequabilidade de habitat construídos para 21 espécies, táxons ou grupo de cetáceos** (ver PETROBRAS, 2024a); ● Número de espécies com descrição da faixa de profundidade usadas: • **descrição das faixas de profundidade utilizadas por todas as 29 espécies observadas** (ver PETROBRAS, 2024a; **item V.1**); ● Número de variáveis descritoras de habitat utilizadas (p. ex. distância da costa, temperatura, clorofila etc.): • **27 variáveis ambientais e antrópicas utilizadas para modelagem** (ver PETROBRAS, 2024a; **item V.2.3**); ● Número de transmissores satelitais implantados com dados de movimentos individuais: • **116 tags satelitais implantados** (ver **Tabela IV.2-1**); ● Número de espécies com a rota migratória descrita: • **seis espécies com rotas migratórias descritas** (ver PETROBRAS,	Relatórios Anuais e Relatório Consolidado do Ciclo de Curto Prazo

INTERNA

Objetivo Específico	Indicadores (resultados)	Formas de verificação
	2023; 2024a); ● Número de espécies com os movimentos descritos: • **15 espécies com reavistagens por fotoidentificação e uma com reavistagem por identificação genética e 15 espécies com transmissores satelitais implantados** (ver **item V.2.1**); ● Número de espécies com estrutura genética populacional avaliada: • **cinco espécies de delfinídeos e uma espécie de misticeto com "n" amostral suficiente** (ver PETROBRAS, 2024a; **item V.2.3**);	
6) Identificar padrões comportamentais das espécies de cetáceos e suas suscetibilidades a impactos potenciais de atividades antrópicas, aquelas direta e indiretamente ligadas às atividades de E&P de petróleo e gás natural e outras.	● Número de espécies com perfil de mergulho descrito: • **12 espécies com comportamento de mergulho analisado** (ver **item V.4.1**); ● Número de transmissores arquivais implantados com dados do perfil de mergulho coletados: ● **26 transmissores arquivais implantados em 9 espécies** (ver PETROBRAS, 2021; 2024a; **Tabela IV.2.1**); ● Número de espécies com descrição dos tamanhos de grupo: • **29 espécies com informações sobre tamanho de grupo** (ver PETROBRAS, 2024a; **item V.1.1**); ● Número de espécies com proporção sexual estimada: • **12 espécies (6 delas atualizadas neste 10° relatório) com "n"**	Relatórios Anuais e Relatório Consolidado do Ciclo de Curto Prazo

INTERNA

Objetivo Específico	Indicadores (resultados)	Formas de verificação
	amostral suficiente (ver **item V.4.1**); ● Número de espécies com comportamento acústico descrito: • **informações sobre repertório acústico de 22 espécies – 17 odontocetos e cinco misticetos** (ver **item V.4.2**);	
7) Avaliar o grau de contaminação existente em diferentes espécies de cetáceos por diferentes tipos de agentes químicos.	● Amostras analisadas para HPA, compostos organoclorados (PCB e pesticidas) organobromados (PBDE) e biomarcadores: • **237 amostras de HPA analisadas no Ciclo de Médio Prazo**; • **24 amostras de compostos organohalogenados analisadas no Ciclo de Médio Prazo**; • **83 amostras de *T. truncatus*, 65 de *S. longirostris*, e 28 de *M. novaeangliae* com dados de atividade GST no Ciclo de Médio Prazo** (ver **item V.5.3**); • **5 genes alvo identificados no transcriptoma de pele de *M. novaeangliae*** (ver **item V.5.3**); ● Espécies com dosagem de HPA, compostos organoclorados (PCB e pesticidas) e organobromados (PBDE) e biomarcadores • **dosagem para 22 espécies de cetáceos** (ver **item V.5.2**); • **Análise de atividade GST em três espécies de cetáceos** (ver **item V.5.3**);	Relatórios Anuais e Relatório Consolidado do Ciclo de Curto Prazo
8) Avaliar o estado de saúde	● Número de indivíduos foto-identificados	Relatórios Anuais e

INTERNA

Objetivo Específico	Indicadores (resultados)	Formas de verificação
de cetáceos, monitorando a prevalência de lesões epidérmicas ou traumas em cetáceos;	• **3.687 indivíduos foto-identificados**; ● Espécies com dados de fotoidentificação • **28 espécies com dados de fotoidentificação avaliadas** (ver **item V.5.1**); ● Tipos de lesões de epiderme identificadas: • **seis lesões de origens diferentes, incluindo lesões de natureza antrópica foram identificadas, quantificadas quanto à prevalência e espacializadas** (ver **item V.5.1**);	Relatório Consolidado do Ciclo de Curto Prazo
9) Avaliar a distribuição e a frequência de uso espacial pelos cetáceos em função da presença de atividades de E&P (incluindo pesquisas sísmicas), tráfego de embarcações e pesca;	● Número de cruzamentos e análises de dados espaço-temporais de atividades antrópicas com os dados primários coletados no monitoramento e secundários (dados de outros projetos) • **cruzamentos espaciais de atividades antrópicas com distribuição de cetáceos em função de variáveis ambientais realizado com tráfego de embarcações, atividade de pesca, paisagem acústica e proximidade com unidades de produção/exploração na Bacia de Santos**; • **avaliação do risco de colisão com embarcações na Bacia de Santos para duas espécies de cetáceos** (ver **item V.2.2**); • **duas análises realizadas com dados relacionados com pesquisa sísmica: análises de dados de avistagens aéreas antes e durante**	Relatórios Anuais e Relatório Consolidado do Ciclo de Curto Prazo

INTERNA

Objetivo Específico	Indicadores (resultados)	Formas de verificação
	sísmicas; e análise com dados coletados por *glider* (oriundos do PMPAS-BS); i ;	
10) Avaliar periodicamente os objetivos do PMC-BS e adequação dos métodos aplicados para atingi-los. ***11)*** Testar diferentes ferramentas, como algoritmos e *softwares*, para o processamento de dados, como os de fotoidentificação e de detecção-classificação de sons de cetáceos, de forma automatizada	● Avaliação específica sobre a complementariedades dos dados e eficácia e funcionalidade da aplicação dos métodos na escala do monitoramento: • **107 publicações na literatura acadêmica com dados do PMC-BS, incluindo 17 artigos em revistas internacionais indexadas**; • **avaliação realizada sobre complementariedade entre avistagens e detecções acústicas**; • **Integração de dados entre PMC-BS e diferentes projetos, com identificação de complementariedade e análises realizadas em conjunto com PMP-BS, PMPAS-BS, PMAP-BS, PMTE-BS, PMBM Cluster BS**; • **classificador automatizado de sinais acústicos – cliques e assovios – em desenvolvimento e testado com sucesso** (ver **item V.4.2**); • **algoritmo de fotoidentificação automatizada de baleias-jubarte (*Megaptera novaeangliae*) testado e utilizado com sucesso**.	Relatórios Anuais e Relatório Consolidado do Ciclo de Curto Prazo; artigos em revistas científicas; anais de congressos; bases acadêmicas públicas (monografias, dissertações e teses)

INTERNA

VI.3 Produção acadêmica do PMC-BS

Até o fechamento deste Relatório, o número de publicações acadêmicas usando dados coletados pelo PMC-BS totalizou 107 documentos. O maior número de publicações foi de resumos ou resumos expandidos em congressos científicos (**Figura VI.3-1; lista apresentada no Anexo VI.3-1**). Os resumos resultaram de apresentações de trabalhos sob a forma de pôster ou oralmente em 11 eventos, sendo 9 internacionais e 2 nacionais. O segundo tipo de publicação mais frequente foram os artigos publicados em periódicos acadêmicos, com 17 documentos, todos publicados em língua inglesa e em revistas internacionais. A produção de artigos em revistas internacionais de alto impacto atesta a qualidade dos dados coletados pelo PMC-BS e a produção acadêmica resultante destes dados, pois nestas revistas os manuscritos passam por rigoroso processo de revisão por pares. A produção de trabalhos acadêmicos em cursos de graduação (monografias) e pós-graduação (dissertações e teses) também foi relevante, com um total de 31 trabalhos.

Foi identificada pelo menos três publicações com dados do PMC-BS cujas planilhas foram baixadas diretamente do antigo SisPMC ou SIMMAM, porém sem participação de nenhum integrante da equipe do Projeto. Estes trabalhos comprovam a disponibilidade destes dados ao público, inclusive com acesso direto aos mesmos pelas ferramentas de publicização dos dados ao público geral.

Foram publicados uma média de quase 12 trabalhos científicos por ano, com uma tendência de crescimento ao longo dos anos de desenvolvimento do projeto (**Figura VI.3-1**). A tendência de crescimento na produção acadêmica de forma geral também se aplica aos artigos indexados. Considerando que há mais uma série de artigos já submetidos ou em vias de submissão, espera-se que a produção acadêmica com dados do projeto se intensifique ainda mais nos próximos anos. Esta contínua e extensa produção acadêmica ao longo do Projeto por dezenas de instituições diferentes e uma ampla rede de

INTERNA

colaboração comprova que o objetivo de propiciar a produção de conhecimento sobre cetáceos marinhos do Brasil vem sendo atingido com êxito. Este uso extrapola a simples execução de uma condicionante ambiental e supre a forte demanda e interesse da comunidade acadêmica pelos dados produzidos pelo Projeto, contribuindo para a ampla divulgação e transparência dos dados do PMC-BS.

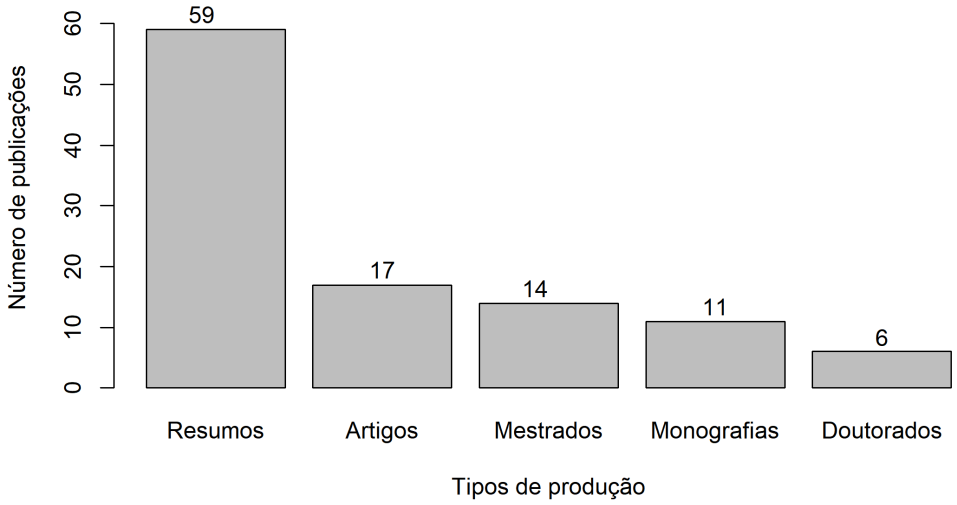


Figura VI.3-1: *Número de publicações por tipo de produção acadêmica com uso de dados coletados pelo PMC-BS entre 2015 e 2025.*

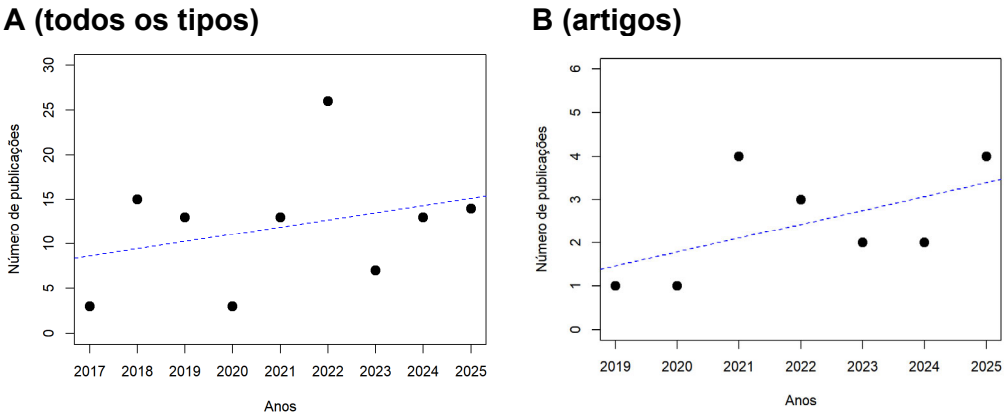


Figura VI.3-1: *Número de publicações com uso de dados coletados pelo PMC-BS entre 2015 e 2025. Linhas tracejada azul indica a tendência de crescimento linear.*

INTERNA

VI.4 Avaliação de aspectos antrópicos

A avaliação dos aspectos antrópicos e os possíveis impactos sobre os cetáceos na Bacia de Santos, conduzida no âmbito do Projeto de Monitoramento de Cetáceos da Bacia de Santos (PMC-BS), baseia-se em um conjunto de princípios consolidados que reconhece a complexidade ecológica e multiescalar das pressões humanas sobre o ambiente marinho. Essa avaliação parte dos seguintes princípios: (1) necessidade de abordagens multimetodológicas; (2) obtenção de dados em médio e longo prazo; (3) integração de diferentes bancos de dados complementares; (4) conhecimento aprofundado da biologia e ecologia das espécies; (5) reconhecimento de que as respostas às pressões antrópicas ocorrem em múltiplos níveis, como fisiológicos, comportamentais e populacionais; (6) compreensão do caráter multivariado do ambiente marinho; e (7) consideração de que múltiplos estressores humanos podem atuar de forma cumulativa ou sinérgica sobre as populações. Nesse sentido, aborda-se as interferências antrópicas por diversas linhas de pesquisa complementares, e as análises de risco e impactos não são focadas unicamente nas atividades da indústria de petróleo e gás natural, apesar deste ser o principal objetivo do Projeto em longo prazo.

As atividades de exploração, produção e escoamento de petróleo e gás natural estão associadas a um amplo espectro de pressões ambientais. Especificamente em relação aos cetáceos, os principais tipos de impactos potenciais das atividades petrolíferas, os quais o PMC-BS tem buscado compreender, são:

- Poluição química: descarga ou vazamento de efluentes oleosos, fluidos de perfuração e hidrocarbonetos, com potencial de bioacumulação e biomagnificação de compostos tóxicos;
- Poluição sonora subaquática: emissões acústicas provenientes de prospecções sísmicas, perfuração, operações de produção e tráfego de embarcações;
- Alteração física e ecológica do habitat: modificação do leito marinho, dispersão de sedimentos, influência na produtividade primária e na

INTERNA

disponibilidade de presas;

- Tráfego marítimo: aumento do risco de colisões e ruído;
- Eventos acidentais: derramamentos de óleo e outras substâncias químicas, com efeitos potencialmente letais e de longo prazo.

Esses impactos, isoladamente ou combinados, podem afetar os cetáceos em diferentes níveis, desde alterações fisiológicas e comportamentais até mudanças demográficas e estruturais nas populações a longo prazo. Para uma avaliação de impactos consistente sobre esses animais, é necessária a integração entre duas dimensões — exposição e resposta — que dependem de uma base de dados robusta, coletada de forma sistemática e de longa duração, capaz de sustentar modelos preditivos e avaliações de risco mais precisas. Essa abordagem integrada parte do reconhecimento de que as espécies de cetáceos apresentam diferentes níveis de suscetibilidade e fragilidade frente às pressões antrópicas: a suscetibilidade está associada à exposição, isto é, à probabilidade de interação entre os organismos e as fontes de impacto, dada sua distribuição espacial, uso de habitat, comportamento e mobilidade; enquanto a fragilidade está relacionada à resposta, refletindo a sensibilidade intrínseca das espécies, determinada por aspectos fisiológicos, auditivos, estratégias reprodutivas, estrutura genética e tamanho populacional. Espécies costeiras residentes, como *Tursiops truncatus*, tendem a ser altamente suscetíveis à poluição química proveniente do ambiente terrestre, enquanto espécies migratórias de grande porte, como *Megaptera novaeangliae*, embora menos expostas temporalmente, são mais frágeis frente a ruídos de baixa frequência e colisões com embarcações. Essa perspectiva reforça a importância de avaliações direcionadas por espécie e da ampliação do conhecimento específico sobre seus padrões ecológicos e comportamentais.

O PMC-BS tem desenvolvido, ao longo de dez anos de execução, um conjunto de linhas de pesquisa complementares voltadas a compreender como as atividades humanas, em especial as relacionadas à indústria de petróleo e gás, podem interferir na saúde, comportamento e estrutura das populações de cetáceos na Bacia de Santos.

INTERNA

Partindo do nível de organização biológica mais basal abordado pelo PMC-BS, o Projeto tem realizado análises de compostos orgânicos persistentes em amostras biológicas de cetáceos ao longo dos anos de execução. As amostras evidenciam a presença de substâncias potencialmente tóxicas de múltiplas origens, os organoclorados. As maiores concentrações de PCBs e DDTs foram detectadas em odontocetos costeiros, como *Tursiops truncatus* e *Steno bredanensis*, especialmente em indivíduos coletados nas proximidades da Baía de Guanabara. Assim, as concentrações observadas podem ser atribuídas, em grande parte, à ocupação urbana e industrial intensa da costa sudeste brasileira. Até o momento, não há indícios de contaminação petrogênica nos cetáceos analisados. Além da quantificação de compostos orgânicos, o PMC-BS busca associar essas informações a biomarcadores bioquímicos e moleculares, que refletem a saúde e o estado metabólico dos indivíduos em resposta à exposição química. Apesar dos desafios enfrentados nessa linha de pesquisa, relacionados ao pequeno tamanho das amostras e ao baixo número de amostras para a maioria das espécies, o projeto tem consolidado protocolos padronizados e valores de referência (*baseline*) que serão essenciais para estudos futuros e monitoramento.

O monitoramento sistemático das lesões de pele constitui uma linha de pesquisa com grande potencial diagnóstico sobre a saúde dos cetáceos e fontes de impacto. As lesões cutâneas podem indicar interações com atividades humanas (como pesca e colisões com embarcações) e refletir condições sanitárias relacionadas à exposição a compostos orgânicos, agentes infecciosos e parasitas. A maioria das lesões catalogadas pelo PMC-BS foi de etiologia desconhecida ou associada a processos de cicatrização. Lesões de origem antrópica, embora comparativamente pouco frequentes, foram mais observadas em *Balaenoptera brydei* e *Megaptera novaeangliae*. Lesões atribuídas à pesca mostraram leve aumento ao longo dos anos de monitoramento do PMC-BS, e lesões por atropelamento foram raras, com destaque para *B. brydei*, com dois casos confirmados. A análise espacial preliminar indicou ampla distribuição das lesões antrópicas, com atropelamentos concentrados na porção norte da Bacia de Santos e pesca

INTERNA

ocorrendo tanto em áreas costeiras quanto oceânicas.

Integrando dados de adequabilidade de habitat, tempo de permanência na superfície e tráfego de embarcações, foi estimado o risco de colisão com embarcações na Bacia de Santos. O mapeamento do tráfego, com base nos dados do Projeto de Monitoramento de Tráfego de Embarcações (PMTE) entre 2021 e 2023, indicou que o volume total de tráfego está amplamente distribuído pela bacia, com maiores concentrações em regiões costeiras e no talude, especialmente ao longo do estado do Rio de Janeiro e, em menor intensidade, no norte do estado de São Paulo. Enquanto o tráfego das embarcações da PETROBRAS apresentou maiores volumes em áreas mais oceânicas e em regiões costeiras próximas às baías da Guanabara e da Ilha Grande, o tráfego de embarcações de TERCEIROS foi predominantemente costeiro, refletindo maiores densidades navegadas e velocidades médias mais elevadas. Dados de tempo de mergulho obtidos a partir de transmissores satelitais implantáveis indicaram que as baleias-jubarte passam cerca de 56,5% do tempo entre 0–20 m de profundidade, enquanto as orcas permanecem aproximadamente 75,9% do tempo nessa faixa, sendo essas informações incorporadas à modelagem para ponderar a exposição real das espécies ao risco de colisão. Para as baleias-jubarte (*Megaptera novaeangliae*), os resultados indicaram risco de colisão distribuído principalmente em regiões costeiras e no talude no norte de São Paulo e ao longo do estado do Rio de Janeiro, incluindo áreas oceânicas associadas ao corredor migratório da espécie, com cerca de 26,6% dos quadrantes da Bacia de Santos apresentando valores positivos de risco. Para as orcas (*Orcinus orca*), o risco foi mais restrito espacialmente, concentrando-se sobretudo na quebra da plataforma continental no centro-sul do estado de São Paulo e em regiões costeiras do sul e norte do Rio de Janeiro, abrangendo aproximadamente 11,3% dos quadrantes da bacia. Os resultados reforçam que o risco de colisão é determinado pela interação entre múltiplos fatores biológicos e antrópicos, incluindo uso de habitat, comportamento de mergulho e características das embarcações, como velocidade e densidade. As áreas de maior risco coincidem com regiões de alta adequabilidade de habitat e elevado uso da superfície pelos cetáceos, associadas a intenso tráfego

INTERNA

marítimo, destacando a importância de integrar informações ecológicas e operacionais no planejamento e na gestão do tráfego de embarcações para a redução do risco de colisões na Bacia de Santos.

Durante o Ciclo de Médio Prazo do PMC-BS, foram intensificadas as análises sobre os efeitos das atividades sísmicas sobre os cetáceos, utilizando abordagens complementares e múltiplos bancos de dados. Essas análises incluem dados de avistagem aérea coletados no entorno de campanhas sísmicas, incluindo as Campanhas de Avistagem Aérea 13ª, 14ª, 15ª e 16ª, as quais foram apresentadas previamente em detalhes no 9º Relatório Anual) e a 17ª Campanha de Avistage Aérea, apresentada em detalhes neste presente 10º Relatório Anual,, nos campos de pesquisa sísmica de Iracema, Itapu, Iara e Búzios, respectivamente. Além desses dados, as análises incluem registros acústicos obtidos por veículos submersíveis autônomos (*gliders*), de 19 Campanhas de Monitoramento Específico do PMPAS-BS.

Esses estudos aplicaram abordagens analíticas similares, considerando a distância das fontes acústicas e suas influências sobre as taxas de detecção de cetáceos. O uso de *gliders* é especialmente vantajoso por permitir a mensuração direta do nível de pressão sonora, embora apresente limitações na localização precisa dos animais emissores.

As informações que vêm sendo produzidas pelo PMC-BS formam uma base científica de longo prazo para a avaliação dos impactos das atividades humanas sobre os cetáceos, incluindo as relacionadas com a PETROBRAS. Durante os seus dez anos de realização, o Projeto avançou em bases científicas para compreender os padrões naturais dos cetáceos na Bacia de Santos, possibilitando avançar no entendimento dos efeitos das atividades antrópicas sobre as espécies. As ações executadas resultaram no aprimoramento de protocolos de coleta, processamento e integração de dados biológicos, ambientais e antrópicos. As perspectivas futuras incluem a continuidade do monitoramento, com aumento do número de amostras e espécies avaliadas e a incorporação de novas ferramentas analíticas, como modelos preditivos e análises de risco focadas em espécies. Também se prevê a intensificação das parcerias e integração de dados, visando fortalecer a

INTERNA

capacidade de avaliação integrada dos impactos das atividades de produção e escoamento de petróleo e gás e outras atividades antrópicas sobre os cetáceos.

VII. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AFFATATI, Alice; CAMERLENGHI, Angelo. Effects of marine seismic surveys on free-ranging fauna: a systematic literature review. Frontiers in Marine Science, v. 10, 2023.

AGUILAR, A., BORRELL, A. 2005. DDT and PCB reduction in the western Mediterranean from 1987 to 2002, as shown by levels in striped dolphins (Stenella coeruleoalba). Marine Environmental Research, 59(4), 391-404.

AGUILAR, A., BORRELL, A., REIJNDERS, P.J.H. 2002. Geographical and temporal variation in levels of organochlorine contaminants in marine mammals. Marine Environmental Research, 53, 425-452.

AGUILAR, A.Y., LOCKYER, C. H. 1987. Growth, physical maturity and mortality of fin whales (Balaenoptera physalus) inhabiting the temperate waters of the northeast Atlantic. Can. J. Zool. 65: 253–264.

ALEGBELEYE, O.O., OPEOLU, B.O., JACKSON, V.A. 2017. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: A Critical Review of Environmental Occurrence and Bioremediation. Environmental Management, 60(4), 758-783.

ALONSO, M.B., AZEVEDO, A., TORRES, J.P.M., DORNELES, P.R., ELJARRAT, E., BARCELÓ, D., LAILSON-BRITO, J., MALM, O. 2014. Anthropogenic (PBDE) and naturally-produced (MeO-PBDE) brominated compounds in cetaceans — A review. Science of the Total Environment, 481, 619-634.

ANDERSON, R.; BURNHAM, P. Avoiding pitfalls when using information-theoretic methods. The Journal of wildlife management, 912-918, 2002.

ARAÚJO, M. B. et al. Validation of species-climate impact models under climate change. **Global Change Biology**, v. 11, n. 9, p. 1504-1513, 2005.

Aroyan, J. L., McDonald, M. A., Webb, S. C., Hildebrand, J. A., Clark, D., Laitman, J. T., & Reidenberg, J. S. (2000). Acoustic models of sound production and propagation. In Hearing by whales and dolphins (pp. 409-469). New York, NY: Springer New York.

Au, W. W. (2000). Hearing in whales and dolphins: An overview. Hearing by

whales and dolphins, 1-42.

Au, W.W. The sonar of dolphins. Springer-Verlag, New York, NY. 1993.

BALMER, B., YLITALO, G., WATWOOD, S., QUIGLEY, B., BOLTON, J., MULLIN, K., ROSEL, P., ROWLES, T., SPEAKMAN, T., WILCOX, L., ZOLMAN, E., SCHWACKE, L. 2019. Comparison of persistent organic pollutants (POPs) between small cetaceans in coastal and estuarine waters of the northern Gulf of Mexico. Marine Pollution Bulletin, 145, 239-247.

BARBET-MASIN, M. et al. Selecting pseudo-absences for species distribution models: how, where and how many? **Methods in Ecology and Evolution**, v. 3, n. 2, p. 327-338, 2012.

BARTALINI, A., MUÑOZ-ARNANZ, J., GARCÍA-ÁLVAREZ, N., FERNÁNDEZ, A., JIMÉNEZ, B. 2022. Global PBDE contamination in cetaceans. A critical review. Environmental Pollution, 308, 119670.

BAUMGARTNER, M. F.; FRATANTONI, D. M. Diel periodicity in both sei whale vocalization rates and the vertical migration of their copepod prey observed from ocean gliders. Limnology and Oceanography, v. 53, n. 5 (Part 2), p. 2197–2209, 2008. DOI: 10.4319/lo.2008.53.5_part_2.2197.

Baumann-Pickering, S.; McDonald, M.A.; Simonis, A.E.; Solsonaberga, A.; Merkens, K.P.; Oleson, E.; Roch, M.A.; Wiggins, S.M.; Ranking, S.; Yack, T.; Hildebrand, J.A. 2013. Species-specific beaked whale echolocation signals. The Journal of the Acoustical Society of America, 134(3): 2293-2300.

Bazúa-Durán, C. 2004. Differences in the whistle characteristics and repertoire of Bottlenose and Spinner Dolphins. Anais da Academia Brasileira de Ciências, 76, 386-392.

Bazúa-Durán, C., & Au, W. W. 2002. The whistles of Hawaiian spinner dolphins. The Journal of the Acoustical Society of America, 112(6), 3064-3072.

BEGER, R.; YU, L.R.; DANIELS, J.; MATTES, W.B. Exploratory biomarkers: analytical approaches and their implications. Current Opinion in Toxicology, v. 4, p. 59-65, 2017.

BELL, T. et al. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. **Environmental Conservation**, v.

24, n. 1, p. 38-49, 2016.

BERNIER-GRAVELINE, A.; NASH, S. B.; BIERLICH, K. C.; FRIEDLAENDER, A.; JOHNSTON, D. W.; CASTRILLON, J.; BOTERO-ACOSTA, N, , S.; CHRISTIANSEN, F.. 2025. Drone-Based Photogrammetry Provides Estimates of the Energetic Cost of Migration for Humpback Whales Between Antarctica and Colombia. Marine Mammal Science e70048. https://doi.org/10.1111/mms.70048.

BEST, P. B. 1977. Two allopatric forms of Bryde's whale off South Africa. Rep. Int. Whal. Commn, 1:10–38.

BEST, P. B. 1979. Social Organization in Sperm Whales, Physeter macrocephalus. In: WINN, H. E.; OLLA, B. L. (eds.) Behavior of Marine Animals: Current Perspectives in Research. Boston, MA: Springer US.

BEST, P. B., CANHAM, P. A. S., AND MACLEOD, N. 1984. Patterns of reproduction in sperm whales, Physeter macrocephalus. Rep. Int. Whaling Comm., 6: 51–79.

BEST, P., LOCKYER, C. 2002.Reproduction, growth and migrations of sei whales Balaenoptera borealis off the west coast of South Africa. South African Journal of Marine Science. 24.

BISI, T.L., DORNELES, P.R., LAILSON-BRITO, J., LEPOINT, G., AZEVEDO ADE, F., FLACH, L., MALM, O., DAS, K. 2013. Trophic relationships and habitat preferences of delphinids from the southeastern Brazilian coast determined by carbon and nitrogen stable isotope composition. PLoS ONE, 8(12), e82205.

BLONDIN, H. et al. Vessel strike encounter risk model informs mortality risk for endangered North Atlantic right whales along the United States east coast. **Scientific Reports**, v. 15, n. 736, 2025.

BODE, A., SAAVEDRA, C., ÁLVAREZ-GONZÁLEZ, M., ARREGUI, M., ARBELO, M., FERNÁNDEZ, A., FREITAS, L., SILVA, M.A., PRIETO, R., AZEVEDO, J.M.N., GIMÉNEZ, J., PIERCE, G.J., SANTOS, M.B. 2022. Trophic position of dolphins tracks recent changes in the pelagic ecosystem of the Macaronesian region (NE Atlantic). Marine Ecology Progress Series, 699, 167-180.

BORTOLOTTO, G. A.; DANILEWICZ, D.; ANDRIOLO, A.; SECCHI, E. R.; and ZERBINI, A. N. Whale, Whale, Everywhere: increasing abundance of western south atlantic humpback whales (Megaptera novaeangliae) in their wintering grounds. PLOS ONE 11 (10), 2016.

BRADFORD, M.M. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. Analytical Biochemistry, v. 72, p. 248-254, 1976.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Brasília, DF: ICMBio, 2024.

Breiman, L. 2001. Random forests. Machine learning, 45(1): 5-32.

BROMAN, Karl W.; WOO, Kara H. Data Organization in Spreadsheets. American Statistician, v. 72, n. 1, p. 2–10, 2018.

Brooks, M. E., Kristensen, K., van Benthem, K. J., Magnusson, A., Berg, C. W., Nielsen, A., Skaug, H. J., Maechler, M. e Bolker, B. M. 2017. glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. The R Journal, 9(2), 378–400.

BUCKLAND, S.T.; ANDERSON, D.R.; BURNHAM, K.P.; LAAKE, J.L.; BORCHERS, D.L.; THOMAS, L. 2001. Introduction to Distance Sampling. Oxford: Oxford University Press. 448 p.

Burbham, K.P.; Anderson, D.R. 2002. Model Selection and Multi-Model Inference. Springer-Verlag: New York, NY. 488 p.

BURNHAM, K.P.; ANDERSON, D.R. 2002. Model Selection and Multi-Model Inference. Springer-Verlag: New York, NY. 488 p.

CALAMBOKIDIS, J. et al. Differential vulnerability to ship strikes between day and night for blue, fin, and humpback whales based on dive and movement data from medium duration archival tags. **Frontiers in Marine Science**, v. 6, p. 543, 2019.

CAMPOS, L.B., SANTOS, M.C.O. 2021. Trophic relationships and use of area of two sympatric small cetaceans in the Southwestern Atlantic Ocean determined by carbon and nitrogen stable isotopes. An Acad Bras Cienc, 93(2), e20200638.

CANUEL, E.A., CAMMER, S.S., MCINTOSH, H.A., PONDELL, C.R. 2012.

Climate Change Impacts on the Organic Carbon Cycle at the Land-Ocean Interface. Annual Review of Earth and Planetary Sciences, 40(1), 685-711.

CARRIER-BELLEAU, C.; PASCAL, L.; NOZAIS, C.; ARCHAMBAULT, P. Tipping points and multiple drivers in changing aquatic ecosystems: a review of experimental studies. Limnology and Oceanography, v. 67, n. 1, 2021.

CARWARDINE, M. Handbook of Whales, Dolphins and Porpoises of the World. Princeton University Press. New Jersey. 2019, 528.

Castellote, M.; Llorens, C. 2016. Review of the effects of offshores seismic surveys in cetaceans: Are mass strandigns a possibility? In: The Effects of Noise on Aquatic Life II (Eds.: Popper, A.N.; Hawkins, A.). Advances in Experimental Medicine and Biology. Springer, New York, 875: 133-143.

CASTELLOTE, Manuel; CLARK, Christopher W.; LAMMERS, Marc O. Acoustic and behavioural changes by fin whales (Balaenoptera physalus) in response to shipping and airgun noise. Biological Conservation, v. 147, n. 1, p. 115–122, 2012.

CATES, K. et al. **Strategic Plan to Mitigate the Impacts of Ship Strikes on Cetacean Populations: 2017-2020**. International Whaling Commission, 2017.

Cauchy, P., Heywood, K. J., Merchant, N. D., Risch, D., Queste, B. Y., & Testor, P. 2023. Gliders for passive acoustic monitoring of the oceanic environment. Frontiers in Remote Sensing, 4, 1106533.

CHITTLEBOROUGH, R. G. 1955. Puberty, physical maturity, and relative growth of the female humpback whale, Megaptera nodosa (Bonnaterre), on the Western Australian coast. Australian Journal of Marine and Freshwater Research, 6: 315–327.

CHITTLEBOROUGH, R. G. 1959. Determination of age in the humpback whale, Megaptera nodosa (Bonnaterre). Marine and Freshwater Research, 10: 125– 143.

CHRISTIANSEN, F.; VIVIER, F.; CHARLTON, C.; WARD, R.; AMERSON, A.; BURNELL, S.; BEJDER, L. 2018. Maternal body size and condition determine calf growth rates in southern right whales. Marine Ecology Progress Series 592, 267–281.

COLSON, T.L.; SOLLA, S.R.; LANGLOIS, V.S. Bioaccumulation and physiological responses of the turtle Chelydra serpentina exposed to polychlorinated biphenyls during early life stages. Chemosphere, v. 263, p. 128146, 2021.

CONN, P. B.; SILBER, G. K. Vessel speed restrictions reduce risk of collision-related mortality for North Atlantic right whales. **Ecosphere**, v. 4, n. 4, p. 1-16, 2013.

COVACI, A., GERECKE, A.C., LAW, R.J., VOORSPOELS, S., KOHLER, M., HEEB, N.V., LESLIE, H., ALLCHIN, C.R., DE BOER, J. 2006. Hexabromocyclododecanes (HBCDs) in the environment and humans: A review. Environmental Science and Technology, 40(12), 3679-3688.

CULLEN, J.A., MARSHALL, C.D., HALA, D. 2019. Integration of multi-tissue PAH and PCB burdens with biomarker activity in three coastal shark species from the northwestern Gulf of Mexico. Science of the Total Environment, 650, 1158-1172.

CUSANO, D. A. et al. Acoustic recording tags provide insight into the springtime acoustic behavior of sei whales in Massachusetts Bay. The Journal of the Acoustical Society of America, v. 154, n. 6, p. 3543–3555, 2023. DOI: 10.1121/10.0022570.

Dalpaz, L.; Paro, A.D.; Daura-Jorge, F.G.; Rossi-Santos, M.R.; Norris, T.F.; Ingram, S.N.; Wedekin, L.L. 2021. Better Together: Complementarity between visual and acoustic methods when surveying a cetacean community. Marine Ecology Progress Series, 678: 197-209.

DEN BESTEN, P.J. Concepts for the implementation of biomarkers in environmental monitoring. Marine Environmental Research, v. 46, p. 253-256, 1998.

DEPLEDGE, M. H. Re-thinking human interactions with the oceans. Royal Society Open Science, v. 11, n. 10, p. 1-13, out. 2024.

DJOMO, J., GARRIGUES, P., NARBONNE, J.F. 1996. UPTAKE AND DEPURATION OF POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS FROM SEDIMENT BY THE ZEBRAFISH (BRACHYDANIO RERIO).

Dong, L., Dong, J., Caruso, F., Zhao, L., & Li, S. 2021. Temporal variation of

the underwater soundscape in Jiaotou Bay, an Indo-Pacific humpback dolphin (Sousa chinensis) habitat off Hainan Island, China. Integrative Zoology, 16(4), 477-498.

DORNELES, P.R., LAILSON-BRITO, J., DIRTU, A.C., WEIJS, L., AZEVEDO, A.F., TORRES, J.P.M., MALM, O., NEELS, H., BLUST, R., DAS, K., COVACI, A. 2010. Anthropogenic and naturally-produced organobrominated compounds in marine mammals from Brazil. Environment International, 36(1), 60-67.

DORNELES, P.R., SANZ, P., EPPE, G., AZEVEDO, A.F., BERTOZZI, C.P., MARTINEZ, M.A., SECCHI, E.R., BARBOSA, L.A., CREMER, M., ALONSO, M.B., TORRES, J.P., LAILSON-BRITO, J., MALM, O., ELJARRAT, E., BARCELO, D., DAS, K. 2013. High accumulation of PCDD, PCDF, and PCB congeners in marine mammals from Brazil: a serious PCB problem. Science of the Total Environment, 463-464, 309-318.

DUNLOP, Rebecca A. et al. Assessing Population-Level Effects of Anthropogenic Disturbance on a Marine Mammal Population. Frontiers in Marine Science, v. 8, 2021.

DUNLOP, Rebecca A. et al. The behavioural response of migrating humpback whales to a full seismic airgun array. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, v. 284, n. 1869, p. 20171901, 2017.

DUNLOP, Rebecca; NOAD, Michael. Male humpback whales switch to singing in the presence of seismic air guns. Communications Biology, v. 7, n. 1, p. 1–11, 2024.

DURBAN, J. W.; PITMAN, R. L. 2012. Antarctic killer whales make rapid, round-trip movements to subtropical waters: evidence for physiological maintenance migrations? Biology letters, 8.2: 274-277.

EMURA, M., JACOB, J., GRIMMER, G., KNEBEL, J.W., RAAB, G., MOHR, U. 2006. PAH Metabolism in Cultured Mammalian Lung Epithelial Cells. Polycyclic aromatic compounds, 10(1-4), 35-42.

ENEVOLDSEN, H.; ISENSEE, K.; LEE, Y. J. COMMISSION, Intergovernmental Oceanographic. State of the ocean report. Paris: Unesco, 2024. 88 p. Disponível em: . Acesso em: 14 jul. 2025.

ERDOGRUL, Ö., COVACI, A., SCHEPENS, P. 2005. Levels of organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls and polybromi-

Farina, A. 2014. Soundscape ecology. Principles, Patterns, Methods and Applications.

Feyrer, L. J., Stanistreet, J. E., & Moors-Murphy, H. B. 2024. Navigating the unknown: assessing anthropogenic threats to beaked whales, family Ziphiidae. Royal Society Open Science, 11(4), 240058.

FOCKEN, U., BECKER, K. 1998. Metabolic fractionation of stable carbon isotopes: implications of different proximate compositions for studies of the aquatic food webs using δ13C data. Oecologia, 115(3), 337-343.

FONSECA, Catarina T.; PÉREZ-JORGE, Sergi; PRIETO, Rui; OLIVEIRA, Cláudia; TOBEÑA, Marta; SCHEFFER, Annette; SILVA, Mónica A. Dive behavior and activity patterns of fin whales in a migratory habitat. Frontiers in Marine Science, v. 9, art. 875731, 14 jul. 2022. Doi: 10.3389/fmars.2022.875731.

Gannier, A.; Fuchs, S.; Quèbre, P.; Oswald, J.N. 2010. Performance of a contour-based classification method for whistles of Mediterranean delphinids. Applied Acoustics, 71(11): 1063 - 1069.

Gordon, J.; Gillespie, D.; Potter, J.R.; Frantzis, A.; Summonds, M.P.; Swift, R.; Thompson, D. 2004. A Review of the effects of seismic surveys on marine mammals. Marine Technology Society Journal, 37(4): 16–34.

GRAMCIANINOV, C.B.; STANEVA, J.; SOUZA, C.R.G.; LINHARES, P.; DE CAMARGO, R.; DA SILVA DIAS, P.L. 2023. Recent changes in extreme wave events in the south-western South Atlantic. In: 7th edition of the Copernicus Ocean State Report (OSR7). Eds.: von Schuckmann, K.; Moreira, L.; Le Traon, P.-Y.; Grégoire, M.; Marcos, M.; Staneva, J.; Brasseur, P.; Garric, G.; Lionello, P.; Karstensen, J.; Neukermans, G. Copernicus Publications, State Planet.

GROLEMUND, Garrett; WICKHAM, Hadley. Dates and Times Made Easy with lubridate. Journal of Statistical Software, v. 40, p. 1–25, 2011.

GROS, J., FRY, B., BURFORD, M.A., BENGTSON NASH, S. 2021. Assessing the effects of lipid extraction and lipid correction on stable isotope values (δ13C and δ15N) of blubber and skin from southern hemisphere humpback

whales. Rapid Communications in Mass Spectrometry, 35(16), e9140.

Guan, S., & Brookens, T. 2023. An overview of research efforts to understand the effects of underwater sound on cetaceans. Water Biology and Security, 2(2), 100141.

GUI, D., ZHANG, L., ZHAN, F., LIU, W., YU, X., CHEN, L., WU, Y. 2018. Levels and trends of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Indo-Pacific humpback dolphins from the Pearl River Estuary (2012–2017). Marine Pollution Bulletin, 131, 693-700.

GUISAN, A. et al. **Habitat Suitability and Distribution Models: With Applications in R**. Cambridge: Cambridge University Press, 2017.

HALL, A.J., MCCONNELL, B.J., SCHWACKE, L.H., YLITALO, G.M., WILLIAMS, R., ROWLES, T.K. 2018. Predicting the effects of polychlorinated biphenyls on cetacean populations through impacts on immunity and calf survival. Environmental Pollution, 233, 407-418.

HARMS, C.A.; MCCLELLAN-GREEN, P.; GODFREY, M.H.; CHRISTIANSEN, E.F.; BROADHURST, H.J.; GODARD-CODDING, C.A.J. Crude oil and dispersant cause acute clinicopathological abnormalities in hatchling loggerhead sea turtles (Caretta caretta). Frontiers in Veterinary Science, v. 61, n. 1, p. 1, 2019.

Hartig, F. 2022. DHARMa: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models. R package version 0.4.5. Disponível em: https://CRAN.R-project.org/package=DHARMa>.

HARWOOD, L. A.; SMITH, T. G.; GEORGE, J. C.; SANDSTROM, S. J.; WALKUSZ, W.; DIVOKY, G. J. 2015. Change in the Beaufort Sea ecosystem: Diverging trends in body condition and/or production in five marine vertebrate species. Progress in Oceanography 136, 263–273.

Hawkins, E. R., & Gartside, D. F. 2010. Whistle emissions of Indo-Pacific bottlenose dolphins (Tursiops aduncus) differ with group composition and surface behaviors. The Journal of the Acoustical Society of America, 127(4), 2652-2663.

HITES, R.A. 2004. Polybrominated diphenyl ethers in the environment and in people: a meta-analysis of concentrations. Environmental science &

technology, 38(4), 945-956.

Hodge, L.E.; Baumann-Pickring, S.; Hildebrand, J.A.; Bell, J.T.; Cummings, E.W.; Foley, H.J.; Mcalarney, R.J.; Mclellan, W.A.; Pabst, D.A.; Swaim, Z.T.; Waples, D.M. & Read, A.J. 2018. Heard but not seen: Occurrence of Kogia spp. along the western North Atlantic shelf break Marine Mammal Science, 34(4), 1141-1153.

HORWOOD, J. 1987. The sei whale: Population biology, ecology, and management.

IBAMA, Ministério do Meio Ambiente. Guia de monitoramento da biota marinha em pesquisas sísmicas marítimas. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, 2018.

INTERNATIONAL WHALING COMMISSION (IWC). **Report of the IWC Workshop on Ship Strikes**. Journal of Cetacean Research and Management, [s. l.], v. 22, p. 1-48, 2022.

ISHII, M.; MURASE, H.; FUKUDA, Y.; et al. Diving behavior of sei whales (*Balaenoptera borealis*) relative to the vertical distribution of their potential prey. *Mammal Study*, v. 42, n. 4, p. 191–199, 2017. DOI: 10.3106/041.042.0403.

IUCN. **The IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2024-1, 2024. Disponível em: https://www.iucnredlist.org. Acesso em: 18 set. 2024.

IZADI, S.; JOHNSON, M.; AGUILAR DE SOTO, N.; CONSTANTINE, R. Night-life of Bryde's whales: ecological implications of resting in a baleen whale. Behavioral Ecology and Sociobiology, v. 72, n. 5, art. 78, 2018. DOI: 10.1007/s00265-018-2492-8.

Janik, V. M. 2009. Acoustic communication in delphinids. Advances in the study of behavior, In: Naguib, M; Zuberbuhler, K; Clayton, N. S and Janik, V. M (Eds), Academic Press, 40: 123-157.

Janik, V. M.; Sayigh, L. S. 2013. Communication in the bottlenose dolphin: 50 years of signature whistle research. Journal of comparative physiology. A Neuroethology, Sensory, Neural, Behavioral physiology. 199(6): 479-489.

Janik, V.M.; Slater, P.J.B. 1998. Context-specific use suggests that bottlenose dolphin signature whistles are cohesion calls. Animal Behaviour, 56: 829-838.

JEFFERSON, T. A.; WEBBER, M. A.; PITMAN, R. L. Marine Mammals of the World. A Comprehensive Guide to Their Identification. 2nd Edition. Elsevier. 2015.

Jensen, F. H., Beedholm, K., Wahlberg, M., Bejder, L., & Madsen, P. T. (2012). Estimated communication range and energetic cost of bottlenose dolphin whistles in a tropical habitat. The Journal of the Acoustical Society of America, 131(1), 582-592.

KAYANO, M.T.; ROSA, M.B.; RAO, V.B.; ANDREOLI, R.V.; SOUZA, R.A.F. 2019. Relations of the low--level extratropical cyclones in the southeast Pacific and South Atlantic to the Atlantic multidecadal oscillation. Journal of Climate, 32(14): 4167-4178.

KEEN, E. M. et al. Night and day: diel differences in ship strike risk for fin whales (*Balaenoptera physalus*) in the California Current System. **Frontiers in Marine Science**, v. 6, p. 730, 2019.

KEEN, E. M. et al. Diel dive behavior of fin whales (Balaenoptera physalus) in the Southern California Bight. Aquatic Mammals, v. 45, n. 2, p. 233–243, 2019. DOI: 10.1578/AM.45.2.2019.233.

King, M.D.; Elliott, J.E.; Williams, T.D. 2021. Effects of petroleum exposure on birds: a review. Science of the Total Environment, 755: 142834-142865.

King, S.L.; Janik, V.M. 2013. Bottlenose dolphins can use learned vocal labels to address each other. Proceedings of the National Academy of Sciences, 110(32), 13216-13221.

KINZEY, D. & GERRODETTE, T. 2001. Conversion factors for binocular reticles. Marine Mammals Science, 17(2): 353-361.

KO, F.C., WE, N.Y., CHOU, L.S. 2014. Bioaccumulation of persistent organic pollutants in stranded cetaceans from Taiwan coastal waters. Journal of Hazardous Materials, 277, 127-133.

KONISHI, K. 2016. Analyses of body condition in sei, Bryde's and common minke whales in the western North Pacific with JARPN and JARPN II dataset. Paper presented at the JARPNII special permit expert panel review workshop, Tokyo. IWC. Retrieved from https://www.icrwhale.org/pdf/SC-F16-JR27.pdf

LAAKE, Jeffrey Lee. RMark: an R interface for analysis of capture-recapture data with MARK. 2013.

LAIST, D. W. et al. Collisions between ships and whales. **Marine Mammal Science**, v. 17, n. 1, p. 35-75, 2001.

Laland, K. N., & Janik, V. M. 2006. The animal cultures debate. Trends in ecology & evolution, 21(10), 542-547.

LAM, P.K.S; GRAY, J.S. The use of biomarkers in environmental monitoring programmes. Marine Pollution Bulletin, v. 46, n. 2, p. 182-186, 2003.

LAVANDIER, R., ARÊAS, J., DIAS, P.S., TANIGUCHI, S., MONTONE, R., DE MOURA, J.F., QUINETE, N., SICILIANO, S., MOREIRA, I. 2015. An assessment of PCB and PBDE contamination in two tropical dolphin species from the Southeastern Brazilian coast. Marine Pollution Bulletin, 101(2), 947-953.

LAVANDIER, R., ARÊAS, J., QUINETE, N., DE MOURA, J.F., TANIGUCHI, S., MONTONE, R., SICILIANO, S., MOREIRA, I. 2016. PCB and PBDE levels in a highly threatened dolphin species from the Southeastern Brazilian coast. Environmental Pollution, 10.1016/j.envpol.2015.10.013.

LAW, K., HALLDORSON, T., DANELL, R., STERN, G., GEWURTZ, S., ALAEE, M., MARVIN, C., WHITTLE, M., TOMY, G. 2006. Bioaccumulation and trophic transfer of some brominated flame retardants in a Lake Winnipeg (Canada) food web. Environmental Toxicology and Chemistry, 25(8), 2177-2186.

LAW, R.J., ALLCHIN, C.R., BENNETT, M.E., MORRIS, S., ROGAN, E. 2002. Polybrominated diphenyl ethers in two species of marine top predators from England and Wales. Chemosphere, 46(5), 673-681.

LAYMAN, C.A., ARAUJO, M.S., BOUCEK, R., HAMMERSCHLAG-PEYER, C.M., HARRISON, E., JUD, Z.R., MATICH, P., ROSENBLATT, A.E., VAUDO, J.J., YEAGER, L.A., POST, D.M., BEARHOP, S. 2012. Applying stable isotopes to examine food-web structure: an overview of analytical tools. Biological Reviews, 87(3), 545-562.

LERCZAK, J.A. & HOBBS, R.C. 1998. Calculating sighting distances from angular readings during shipboard, aerial, and shore-based marine mammal

surveys. Marine Mammal Science, 14(3): 590-599.3Lima, I., Venuto, R., Menchaca, C., Hoffmann, L. S., Dalla Rosa, L., Genoves, R., ... & Azevedo, A. F. 2020. Geographic variation in the whistles of bottlenose dolphins (Tursiops spp.) in the southwestern Atlantic Ocean. Marine Mammal Science, 36(3).3LOCKYER, C. 1974. Investigation of the ear plug of the southern sei whale, Balaenoptera borealis, as a valid means of determining age. Journal of Marine Science, 36:71–81.3LOCKYER. C, H. 1972. The age at sexual maturity of the Southern fin whale (Balaenoptera physalus) using annual layer counts in the ear plug. J. Cons. Cons. Int. Explor. Mer, 34: 276-294.3Lodi, L.; Borobia, M. 2013. Baleias, botos e golfinhos do Brasil: Guia de identificação. Rio de Janeiro: Technical Books. 480 p.3LOGAN, J.M., JARDINE, T.D., MILLER, T.J., BUNN, S.E., CUNJAK, R.A., LUTCAVAGE, M.E. 2008. Lipid corrections in carbon and nitrogen stable isotope analyses: comparison of chemical extraction and modelling methods. Journal of Animal Ecology, 77(4), 838-846.

LOURENÇO, R.A., TANIGUCHI, S., DA SILVA, J., GALLOTTA, F.D.C., BÍCEGO, M.C. 2021. Polycyclic aromatic hydrocarbons in marine mammals: A review and synthesis. Marine Pollution Bulletin, 171, 112699-112699.

MACLEOD, M.; ARP, H. P. H.; TEKMAN, M. B.; JAHNKE, A. The global threat from plastic pollution. Science, v. 373, n. 6550, p. 61-65, 2021.

MAGALHÃES, C.A., TANIGUCHI, S., LOURENÇO, R.A., MONTONE, R.C. 2017. Organochlorine pesticides, PCBs, and PBDEs in liver and muscle tissues of Paralonchurus brasiliensis, Trichiurus lepturus and Cathorops spixii in Santos Bay and surrounding area, São Paulo, Brazil. Regional Studies in Marine Science, 16, 42-48.

MAIA, N.Z., ALMEIDA, L.P., NICOLODI, J.L., CALLIARI, L.; CASTELLE, B. 2023. Long-term trends and wave climate variability in the South Atlantic Ocean: The influence of climate indices. Regional Studies in Marine Science, 66: 103131.

MARQUES, F.F.C. & BUCKLAND, S.T. 2003. Incorporating covariates in standard line transect analysis. Biometrics, 59(4): 924-935.

May-Collado, L. J. 2007. Phylogenetic and ecological significance in the

evolution of Cetacean tonal sounds (Doctoral dissertation, Florida International University).

May-Collado, L.J.; Agnarsson, I.; Wartzok, D. 2007. Phylogenetic review of tonal sound production in whales in relation to sociality. BMC Evolutionary Biology, 7: 136.

MEADOR, J.P. 2008. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Encyclopedia of Ecology, Five-Volume Set, 10.1016/B978-008045405-4.00413-4. 2881-2891.

MEADOR, J.P., STEIN, J.E., REICHERT, W.L., VARANASI, U. 1995. Bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons. In: Ware, G. W. (ed.) Reviews of environmental contamination and toxicology.). Berlin: Springer, 79-166 pp.

Mellinger, D. K., Stafford, K. M., Moore, S. E., Dziak, R. P., & Matsumoto, H. 2007. An overview of fixed passive acoustic observation methods for cetaceans. Oceanography, 20(4), 36-45.

MENG, X.-Z., BLASIUS, M.E., GOSSETT, R.W., MARUYA, K.A. 2009. Polybrominated diphenyl ethers in pinnipeds stranded along the southern California coast. Environmental Pollution, 157(10), 2731-2736.

MEROW, C. et al. A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. **Ecography**, v. 36, n. 10, p. 1058-1069, 2014.

MÉSZÁROS, D.; TORT, B.; DEGOLLADA, E. 2025. Tracking Fin Whale Morphology with Drone Photogrammetry: Growth Tendencies, Developmental Changes, and Sexual Dimorphism. Drones (2504-446X), 9(4).

MILLER, P. J. O. et al. Using at-sea experiments to study the effects of airguns on the foraging behavior of sperm whales in the Gulf of Mexico. Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers, v. 56, n. 7, p. 1168–1181, 2009.

MUENHOR, D., HARRAD, S., ALI, N., COVACI, A. 2010. Brominated flame retardants (BFRs) in air and dust from electronic waste storage facilities in Thailand. Environment International, 36(7), 690-698.

Munger, L. M., Wiggins, S. M., & Hildebrand, J. A. (2011). North Pacific right whale up-call source levels and propagation distance on the southeastern Bering Sea shelf. The Journal of the Acoustical Society of America, 129(6), 4047-4054.

NAKATA, H., SAKAI, Y., MIYAWAKI, T., TAKEMURA, A. 2003. Bioaccumulation and toxic potencies of polychlorinated biphenyls and polycyclic aromatic hydrocarbons in tidal flat and coastal ecosystems of the Ariake Sea, Japan. Environmental Science and Technology, 37(16), 3513-3521.

nated diphenyl ethers in fish species from Kahramanmaras, Turkey. Environment International, 31, 703-711.

NEELY, M.G.; MOREY, J.S.; ANDERSON, P.; BALMER, B.C.; YLITALO, G.M.; ZOLMAN, E.S.; SPEAKMAN, T.R.; SINCLAIR, C.; BACHMAN, M.J.; HUNCIK, K.; KUCKLICK, J.; ROSEL, P.E.; MULLIN, K.D.; ROWLES, T.K.; SCHWACKE, L.H.; VAN DOLAH, F.M. Skin transcriptomes of common bottlenose dolphins Tursiops truncatus from the northern Gulf of Mexico and southeastern US Atlantic coasts. Marine Genomics, v. 38, p. 45-58, 2018.

NEFF, J.M. 2002. Bioaccumulation in marine organisms: effects of contaminants from oil well produced water. Amsterdam: Elsevier, 453 pp.

NEWSOME, S.D., CLEMENTZ, M.T., KOCH, P.L. 2010. Using stable isotope biogeochemistry to study marine mammal ecology. Marine Mammal Science, 26(3), 509-572.

NIEUKIRK, Sharon L. et al. Sounds from airguns and fin whales recorded in the mid-Atlantic Ocean, 1999–2009. The Journal of the Acoustical Society of America, v. 131, n. 2, p. 1102–1112, 2012.

NISI, A. C. et al. Global assessment of ship strike risk for cetaceans. **Science Advances**, v. 10, n. 15, eadl0665, 2024.

NOWACEK, Douglas P. et al. Responses of cetaceans to anthropogenic noise. Mammal Review, v. 37, n. 2, p. 81–115, 2007.

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, n. 2, p. 57-149, 2003.

Oswald, J.N.; Barlow, J.; Norris, T.F. 2003. Acoustic identification of nine delphinid species in the eastern tropical Pacific Ocean. Marine Mammal Science, 19(1): 20-37.

Oswald, J.N.; Rankin, S.; Barlow, J.; Lammers, M.O. 2007. A tool for real-time acoustic species identification of delphinid whistles. Journal of the Acoustic Society of America, 122(1): 587-595.

Oswald, J.N.; Rankin, S.; Barlow, J.; Oswald, M. 2013. Real-time odontocete call classification algorithm: Software for species identification of delphinid whistles. In: Adam, O.; Samaran, F. (Eds.). Detection, classification, and localization of marine mammals using passive acoustics, 2003–2013: 10 years of international research.DIRAC NGO, Paris, France: 245-266.

PAVANATO, H. J.; WEDEKIN, L. L.; GUILHERME-SILVEIRA, F. R.; ENGEL, M. H.; and KINAS, P. G. Estimating humpback whale abundance using hierarchical distance sampling. Ecological Modelling, v. 358, p. 10–18, 2017.

PAVANATO, H.J.; WEDEKIN, L.L.; GUILHERME-SILVEIRA, F.R.; ENGEL, M.H. & KINAS, P.G. Estimating humpback whale abundance using hierarchical distance sampling. Ecological Modelling, v. 358, p. 10-18, 2017.

PAYNE, R.; ROWNTREE, V.; PERKINS, J.S.; COOKE, J.G.; LANKESTER, K. 1990. Population size, trends and reproductive parameters of right whales (Eubalaena australis) off Peninsula Valdes, Argentina. Rep. int. Whal. Commn (special issue) 12: 271-8.

PEBESMA, Edzer; BIVAND, Roger. Spatial Data Science: With Applications in R. New York: Chapman and Hall/CRC, 2023.

Pedregosa, F. et al. Scikit-learn: Machine Learning in Python. Journal of Machine Learning Research, v. 12, p. 2825-2830, 2011.

PELTIER, Hélène et al. Can modelling the drift of bycaught dolphin stranded carcasses help identify involved fisheries? An exploratory study. Global Ecology and Conservation, v. 21, p. e00843, 2020.

PENTEADO, J.C.P., VAZ, J.M. 2001. O legado das bifenilas policloradas (PCBs). Química Nova, 24(3), 390-398.

PETROBRAS. 2025. 9° Relatório Anual. Projeto de Monitoramento de Cetáceos na Bacia de Santos (PMC-BS). Relatório técnico elaborado pela

SOCIOAMBIENTAL Consultores Associados para a PETROBRAS. Florianópolis-SC.

Pijanowski, B. C., Farina, A., Gage, S. H., Dumyahn, S. L., & Krause, B. L. 2011. What is soundscape ecology? An introduction and overview of an emerging new science. Landscape ecology, 26(9), 1213-1232.

Pirotta, V., Grech, A., Jonsen, I. D., Laurance, W. F., & Harcourt, R. G. (2019). Consequences of global shipping traffic for marine giants. Frontiers in Ecology and the Environment, 17(1), 39-47.

POLOCZANSKA, E.S.; LIMPUS, C.J.; HAYS, G.C. Vulnerability of marine turtles to climate change. Advances in Marine Biology, v. 56, p. 151-211, 2009.

Popper, A. N., & Hastings, M. C. 2009. The effects of anthropogenic sources of sound on fishes. Journal of fish biology, 75(3), 455-489.

Popper, A. N., & Hawkins, A. D. 2019. An overview of fish bioacoustics and the impacts of anthropogenic sounds on fishes. Journal of fish biology, 94(5), 692-713.

POST, D.M., LAYMAN, C.A., ARRINGTON, D.A., TAKIMOTO, G., QUATTROCHI, J., MONTAÑA, C.G. 2007. Getting to the fat of the matter: models, methods and assumptions for dealing with lipids in stable isotope analyses. Oecologia, 152(1), 179-189.

PRIETO, R.; JANIGER, D.; SILVA, M. A.; WARING, G. T.; GONCALVES, J. M. 2012. The forgotten whale: a bibliometric analysis and literature review of the North Atlantic sei whale Balaenoptera borealis. Mammal Review, 42(3), 235.

QUÉROUIL, S., KISZKA, J., CORDEIRO, A.R., CASCÃO, I., FREITAS, L., DINIS, A., ALVES, F., SANTOS, R.S., BANDARRA, N.M. 2013. Investigating stock structure and trophic relationships among island-associated dolphins in the oceanic waters of the North Atlantic using fatty acid and stable isotope analyses. Marine Biology, 160(6), 1325-1337.

R CORE TEAM (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. .

R Core Team. 2023. R: A language and environment for statistical computing.

R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

R Core Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria. 2025. https://www.R-project.org

Referências consolidadas e ordenadas alfabeticamente

RICE, D. W. 1989. Sperm whale Physeter macrocephalus Linnaeus, 1758. Handbook of marine mammals, 4: 177-233.

Richarson, W.J.; Greene, C.R.J.; Malme, C.I.; Thomson, D.H. 1995. Marine Mammals and Noise. San Diego: Academic Press, San Diego.

RIGHETTI, B.P.H.; DAURA-JORGE, F.G.; MATTOS, J.J.; SIEBERT, M.N.; BEZAMAT, C.; FRUET, P.; GENOVES, R.; TANIGUCHI, S.; DA SILVA, J.; MONTONE, R.C.; SIMÕES-LOPES, P.C.; BAINY, A.C.D.; LÜCHMANN, K.H. Biochemical and molecular biomarkers in integument biopsies of free-ranging coastal bottlenose dolphins from southern Brazil. Chemosphere, v. 225, p. 139-149, 2019.

RITCHIE, H. Humans make up just 0.01% of Earth's life — what's the rest? 2019. Disponível em: . Acesso em: 14 jul. 2025.

RIZZI, M.; RODRIGUES, F.L.; MEDEIROS, L.; ORTEGA, I.; RODRIGUES, L.; MONTEIRO, D. S.; KESSLER, F.; PROIETTI, M.C. Ingestion of plastic marine litter by sea turtles in southern Brazil: abundance, characteristics and potential selectivity. Marine Pollution Bulletin, v. 140, p. 536-548, 2019.

ROCKWOOD, R. C. et al. High mortality of blue, humpback and fin whales from modeling of vessel collisions on the U.S. West Coast suggests population impacts and insufficient protection. **PLoS One**, v. 12, n. 8, e0183052, 2017.

RUDDIMAN, W.F. 2013. The Anthropocene. Annual Review of Earth and Planetary Sciences, 41(1), 45-68.

RUSSEL, G.; CHRISTIANSEN, F.; COLEFAX, A.; SPROGIS, K. R.; CAGNAZZI, D. 2023. Comparisons of morphometrics and body condition between two breeding populations of Australian humpback whales. Wildlife Research, 51(1).

SANGANYADO, E., RAJPUT, I.R., LIU, W. 2018. Bioaccumulation of organic pollutants in Indo-Pacific humpback dolphin: A review on current knowledge

INTERNA

and future prospects. Environmental Pollution, 237, 111-125.

Sayigh, L. S., El Haddad, N., Tyack, P. L., Janik, V. M., Wells, R. S., & Jensen, F. H. 2023. Bottlenose dolphin mothers modify signature whistles in the presence of their own calves. Proceedings of the National Academy of Sciences, 120(27), e2300262120.

SCHWARZ, C.J., ARNASON, A. Neil. Jolly-Seber models in MARK. MARK: a gentle introduction (eds. E. Cooch & G. White) Program, 8th edn. Available: http://www. phidot. org/software/mark/docs/book, 2009.

SERAFINI, P.P. et al. Biochemical and molecular biomarkers and their association with anthropogenic chemicals in wintering Manx shearwaters (Puffinus puffinus). Marine Pollution Bulletin, v. 203, p. 116398, 2024.

SHIPLEY, O.N., MATICH, P. 2020. Studying animal niches using bulk stable isotope ratios: an updated synthesis. Oecologia, 193(1), 27-51.

SHOHAM-FRIDER, E., KRESS, N., WYNNE, D., SCHEININ, A., RODITI-ELSAR, M., KEREM, D. 2009. Persistent organochlorine pollutants and heavy metals in tissues of common bottlenose dolphin (Tursiops truncatus) from the Levantine Basin of the Eastern Mediterranean. Chemosphere, 77(5), 621-627.

SILBER, G. K. et al. The role of the International Maritime Organization in reducing vessel threat to whales: process, options, action and effectiveness. **Marine Policy**, v. 36, n. 6, p. 1221-1227, 2010.

SILVA, Flavio José Lima et al. Protocolo sobre diagnóstico dos efeitos da pesquisa sísmica em mamíferos aquáticos. Brasília: ICMBio, 2020.

SILVEIRA, I. C. A.; SCHMIDT, A. C. K.; CAMPOS, E. J. D.; GODOI, S. S.; IKEDA, Y. 2000. A corrente do Brasil ao largo da costa leste brasileira. Revista Brasileira de Oceanografia, 48(2): 171-183.

SINAEI, M.; ZARE, R.; MATIN, M. T.; GHASEMZADEH, J. Marine Debris and Trace Metal (Cu, Cd, Pb, and Zn) Pollution in the Stranded Green Sea Turtles (Chelonia mydas). Archives of Environmental Contamination and Toxicology, v. 80, n. 3, p. 634-644, 2021.

SINGU, Santosh Kumar. ETL Process Automation: Tools and Techniques. 2022.

SOUTHALL, Brandon L. et al. Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Updated Scientific Recommendations for Residual Hearing Effects. Aquatic Mammals, v. 45, n. 2, p. 125–232, 2019.

SOUTO, L.R.A., OLIVEIRA, J.G.A., DA COSTA, J.D.A.C., MAIA-NOGUEIRA, R., SAMPAIO, C.L., 2007. Análise das mordidas de tubarões-charuto, Isistius spp. (Squaliformes: Dalatiidae) em cetáceos (Mammalia: Cetacea) no litoral da Bahia, Nordeste do Brasil. Biotemas. 20(1): pp.19-25.

STIMMELMAYR, R., YLITALO, G.M., SHEFFIELD, G., BECKMEN, K.B., BUREK-HUNTINGTON, K.A., METCALF, V., ROWLES, T. 2018. Oil fouling in three subsistence-harvested ringed (Phoca hispida) and spotted seals (Phoca largha) from the Bering Strait region, Alaska: Polycyclic aromatic hydrocarbon bile and tissue levels and pathological findings. Marine Pollution Bulletin, 130, 311-323.

STOCKIN, K.A., LAW, R.J., DUIGNAN, P.J., JONES, G.W., PORTER, L., MIRIMIN, L., MEYNIER, L., ORAMS, M.B. 2007. Trace elements, PCBs and organochlorine pesticides in New Zealand common dolphins (Delphinus sp.). Science of The Total Environment, 387(1-3), 333-345.

SUN, X., NG, C.A., SMALL, M.J. 2018. Modeling the impact of biota on polychlorinated biphenyls (PCBs) fate and transport in Lake Ontario using a population-based multi-compartment fugacity approach. Environmental Pollution, 241, 720-729.

SUN, X., ZHAN, F., YU, R.Q., CHEN, L., WU, Y. 2020. Bio-accumulation of organic contaminants in Indo-Pacific humpback dolphins: Preliminary unique features of the brain and testes. Environmental Pollution, 267, 115511-115511.

SÜHS, Rafael Barbizan et al. Georeferenced database of invasive non-native species occurrences in Brazil. Scientific Data, v. 12, n. 1, p. 1619, 2025.

TEIXEIRA, C.R., TROINA, G.C., DAURA-JORGE, F.G., SIMÕES-LOPES, P.C., BOTTA, S. 2022. A practical guide on stable isotope analysis for cetacean research. Marine Mammal Science, 38(3), 1200-1228.

THOMAS, L.; BUCKLAND, S.T.; REXSTAD, E.A.; LAAKE, J.L.; STRINDBERG, S.; HEDLEY, S.L.; BISHOP, J.R.B.; MARQUES, T.A.; BURNHAM, K.P.

2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. Journal of Applied Ecology, 47(1): 5-14.

Thomsen, F.; Franck, D.; Ford, J.K.B. 2002. On the communicative significance of whistles in wild killer whales (Orcinus orca). Naturwissenschaften, 89:404–407.

THUILLER, W. et al. **BIOMOD: species distribution modeling within an ensemble forecasting framework**. Version 4.2-5, 2023.

THUILLER, W. et al. Uncertainty in ensembles of global biodiversity scenarios. **Nature Communications**, v. 10, 1446, 2020.

TROINA, G.C., BOTTA, S., DEHAIRS, F., DI TULLIO, J.C., ELSKENS, M., SECCHI, E.R. 2020. Skin δ13C and δ15N reveal spatial and temporal patterns of habitat and resource use by free-ranging odontocetes from the southwestern Atlantic Ocean. Marine Biology, 167(12),

TUERK, K.J.S., KUCKLICK, J.R., BECKER, P.R., STAPLETON, H.M., BAKER, J.E. 2005. Persistent Organic Pollutants in Two Dolphin Species with Focus on Toxaphene and Polybrominated Diphenyl Ethers. Environmental science & technology, 39(3), 692-698.

Tyack, P.; Clark, C. 2000. Communication and acoustic behavior of dolphins and whales. In: AU, A. W. W.; Popper, L. N.; FAY, R. R. (Eds.) Hearing by whales and dolphins (pp. 156-224). New York: Springer- Verlag.

URIAN, Kim et al. Recommendations for photo-identification methods used in capture-recapture models with cetaceans. Marine Mammal Science, 31: 298-321, 2015.

USMAN, A.M.; OGUNDILE, O.O.; VERSFELD, D.J.J. 2020. Review of Automatic Detection and Classification Techniques for Cetacean Vocalization. IEEEAccess, 8: 105181-105206.

VAN DOLAH, F.M.; NEELY, M.G.; MCGEORGE, L.E.; BALMER, B.C.; YLITALO, G.M.; ZOLMAN, E.S.; SPEAKMAN, T.; SINCLAIR, C.; KELLAR, N. M.; ROSEL, P. E.; MULLIN, K. D.; SCHWACKE, L.H. Seasonal variation in the skin transcriptome of common bottlenose dolphins (Tursiops truncatus) from the Northern Gulf of Mexico. PLoS ONE, v. 10, p. e0130934, 2015.

VANDERLAAN, A. S. M.; TAGGART, C. T. Vessel collisions with whales: the probability of lethal injury based on vessel speed. **Marine Mammal Science**, v. 23, n. 1, p. 144-156, 2007.

WEDEKIN, L. L.; ENGEL, M.H.; ANDRIOLO, A.; PRADO, P.I.; ZERBINI, A.N.; MARCONDES, M.M.C.; KINAS, P.G. & SIMÕES-LOPES, P.C. Running fast in the slow lane: rapid population growth of humpback whales after exploitation. 2017. Marine Ecology Progress Series, v. 575, p. 195-206, 2017.

WEIJS, L., VIJAYASARATHY, S., VILLA, C.A., NEUGEBAUER, F., MEAGER, J.J., GAUS, C. 2016. Screening of organic and metal contaminants in Australian humpback dolphins (Sousa sahulensis) inhabiting an urbanised embayment. Chemosphere, 151, 253-262.

WHITEHEAD, H. 2018. Sperm whale: Physeter macrocephalus. Encyclopedia of marine mammals. Elsevier.

WICKHAM, Hadley et al. Dplyr: A Grammar of Data Manipulation. versão R package version 1.1.4, 2025.

WICKHAM, Hadley. ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. New York, NY: Springer, 2009.

WIECZOREK, John et al. Darwin Core: An Evolving Community-Developed Biodiversity Data Standard. PLOS ONE, v. 7, n. 1, p. e29715, 2012.

WILCOX, C.; HEATHCOTE, G.; GOLDBERG, J.; GUNN, R.; PEEL, D.; HARDESTY, B. D. Understanding the sources and effects of abandoned, lost, and discarded fishing gear on marine turtles in northern Australia. Conservation Biology, v. 29, n. 1, p. 198-206, 2014

WILKINSON, Mark D. et al. The FAIR Guiding Principles for scientific data management and stewardship. Scientific Data, v. 3, n. 1, p. 160018, 2016.

WILSON, B., ARNOLD, H., BEARZI, G., FORTUNA, C. M., GASPAR, R., INGRAM, S., LIRET, C., PRIBANIĆ, S., READ, A.J., RIDOUX, V., SCHNEIDER, K., URIAN, K.W., WELLS, R. S., WOOD, C., THOMPSON, P.M., HAMMOND, P. S. 1999. Epidermal diseases in bottlenose dolphins: impacts of natural and anthropogenic factors. Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences. 266 (1423): 1077-1083.

WILSON, R.M., CHANTON, J.P., BALMER, B.C., NOWACEK, D.P. 2014. An evaluation of lipid extraction techniques for interpretation of carbon and nitrogen isotope values in bottlenose dolphin (Tursiops truncatus) skin tissue. Marine Mammal Science, 30(1), 85-103.

WINKLER, Christina et al. Global numbers of ship strikes: an assessment of collisions between vessels and cetaceans using available data in the IWC ship strike database. IWC B, v. 68, p. 66, 2020.

YANG, C., LIM, W., SONG, G. 2020. Mediation of oxidative stress toxicity induced by pyrethroid pesticides in fish. Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology, 234, 108758.

YOGUI, G.T. 2002. Ocorrência de compostos organoclorados (pesticidas e PCBs) em mamíferos marinhos da costa de São Paulo (Brasil) e da Ilha Rei George (Antártica). 10.11606/D.21.2002.tde-17032002-115002. Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da Universidade de São Paulo.

YOGUI, G.T., DE OLIVEIRA SANTOS, M.C., MONTONE, R.C. 2003. Chlorinated pesticides and polychlorinated biphenyls in marine tucuxi dolphins (Sotalia fluviatilis) from the Cananéia estuary, southeastern Brazil. Science of The Total Environment, 312(1-3), 67-78.

YOGUI, G.T., SANTOS, M.C.O., BERTOZZI, C.P., SERICANO, J.L., MONTONE, R.C. 2011. PBDEs in the blubber of marine mammals from coastal areas of São Paulo, Brazil, southwestern Atlantic. Marine Pollution Bulletin, 62(12), 2666-2670.

ZERBINI, A. N.; ADAMS, G.; BEST, J.; CLAPHAM, P. J.; JACKSON, J. A.; PUNT, A. E. 2019. Assessing the recovery of an Antarctic predator from historical exploitation. Royal Society Open Science, 6(10)

ZUUR, A. F. et al. **Mixed effects models and extensions in ecology with R**. New York: Springer, 2009.

ZUUR, A.F.; IENO, E.N.; WALKER, N.J.; SAVELIEV, A.A.; SMITH, G.M. 2009. Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. Statistics for Biology and Health Series. Springer, New York, 574: 574.

RESPONSÁVEIS TÉCNICOS PELO RELATÓRIO

NOME	***José Olimpio da Silva Junior***
ÁREA PROFISSIONAL	Biólogo, Me.
REGISTRO PROFISSIONAL	09982/03
CADASTRO IBAMA – CTF	311947
ÁREA RESPONSÁVEL	Coordenação Geral
ASSINATURA	

NOME	***Leonardo Liberali Wedekin***
ÁREA PROFISSIONAL	Biólogo, Dr.
REGISTRO PROFISSIONAL	088478/03
CADASTRO IBAMA – CTF	1643518
ÁREA RESPONSÁVEL	Coordenação Técnica Geral e Coordenação Temática de Avistagem Embarcada
ASSINATURA	

NOME	***Renan Lopes Paitach***
ÁREA PROFISSIONAL	Biólogo, Dr.
REGISTRO PROFISSIONAL	095121/03
CADASTRO IBAMA – CTF	5046417
ÁREA RESPONSÁVEL	Coordenação Temática de Bioacústica
ASSINATURA	Renan Lopes Paitach.

NOME	***Marta Jussara Cremer***
ÁREA PROFISSIONAL	Bióloga, Dra.
REGISTRO PROFISSIONAL	25595/03
CADASTRO IBAMA – CTF	1921695
ÁREA RESPONSÁVEL	Coordenação Temática de Telemetria
ASSINATURA	

NOME	***Carolina Bezamat de Abreu***
ÁREA PROFISSIONAL	Bióloga, Dra.
REGISTRO PROFISSIONAL	095666/03
CADASTRO IBAMA – CTF	5559028
ÁREA RESPONSÁVEL	Coordenação Temática de Avistagem Aérea – a partir de julho de 2019
ASSINATURA	

NOME	***Ana Lúcia Cypriano de Souza***
ÁREA PROFISSIONAL	Bióloga, Dra.
REGISTRO PROFISSIONAL	044464/04
CADASTRO IBAMA – CTF	4852432
ÁREA RESPONSÁVEL	Coordenação de Análises Genéticas
ASSINATURA	

NOME	***Fabio Gonçalves Daura Jorge***
ÁREA PROFISSIONAL	Biólogo, Dr.
REGISTRO PROFISSIONAL	058229/03
CADASTRO IBAMA – CTF	2037448
ÁREA RESPONSÁVEL	Fotoidentificação
ASSINATURA	