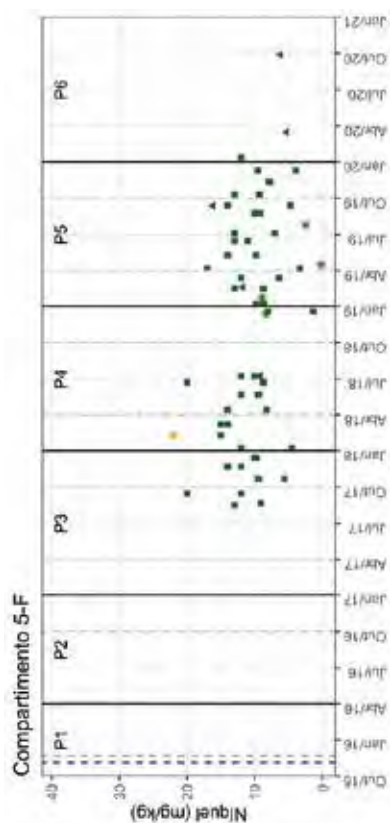
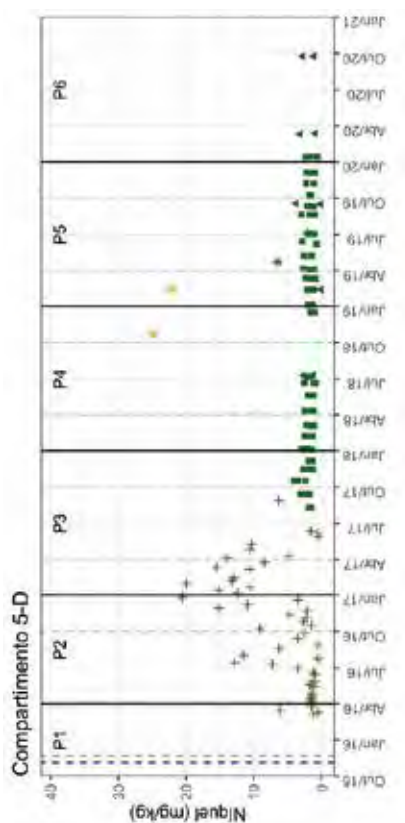
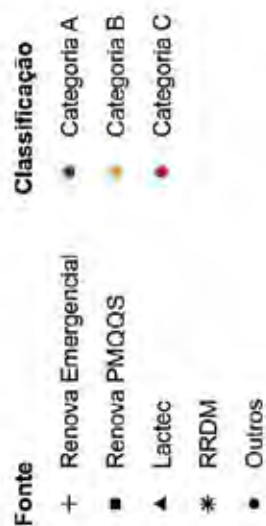
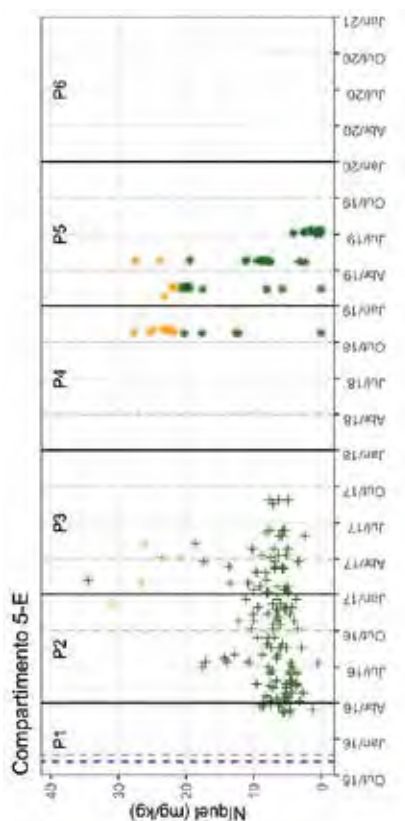




2.4.3.12 Zinco

Os dados de zinco em sedimento foram classificados de acordo com o Nível 1 da Resolução CONAMA nº 454/2012 para águas salinas/salobras (limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota), cuja concentração é de 150 mg/kg, e considerando o valor máximo da série histórica (98,1 mg/kg).

Considerando os dados do Lactec e da Fundação Renova para determinação da tendência de evolução das concentrações de zinco, como pode ser observado na Figura 62, no período entre janeiro/2019 e dezembro/2019 (P5), foi possível verificar uma manutenção de 100% de dados na Categoria A em todos os compartimentos durante P5 (2019) em relação ao período anterior (P4 – 2018), ou seja, em ambos os períodos 100% dos dados do Lactec e da Fundação Renova estiveram de acordo com o Nível 1 da Resolução CONAMA nº 454/2012 para sedimento de águas salinas e abaixo do máximo histórico pré-desastre.

Foi realizada também uma avaliação dos dados do Lactec e da Fundação Renova em conjunto com os dados gerados pela Rede Rio Doce Mar, que é apresentada nos gráficos da Figura 63. Foi observado pela RRDM diversos dados classificados na categoria C no início de P5 (janeiro/2019 e dezembro/2019), com registros de dados nesta categoria principalmente no compartimento 5-B1. Não tinham sido verificados dados nesta categoria nos anos anteriores nos dados da Fundação Renova e do Lactec.

Em P6 (2020), onde estão disponíveis até o momento da elaboração deste relatório os dados do Lactec e da Fundação Renova, foram registrados somente concentrações de zinco passíveis de classificação na categoria A.

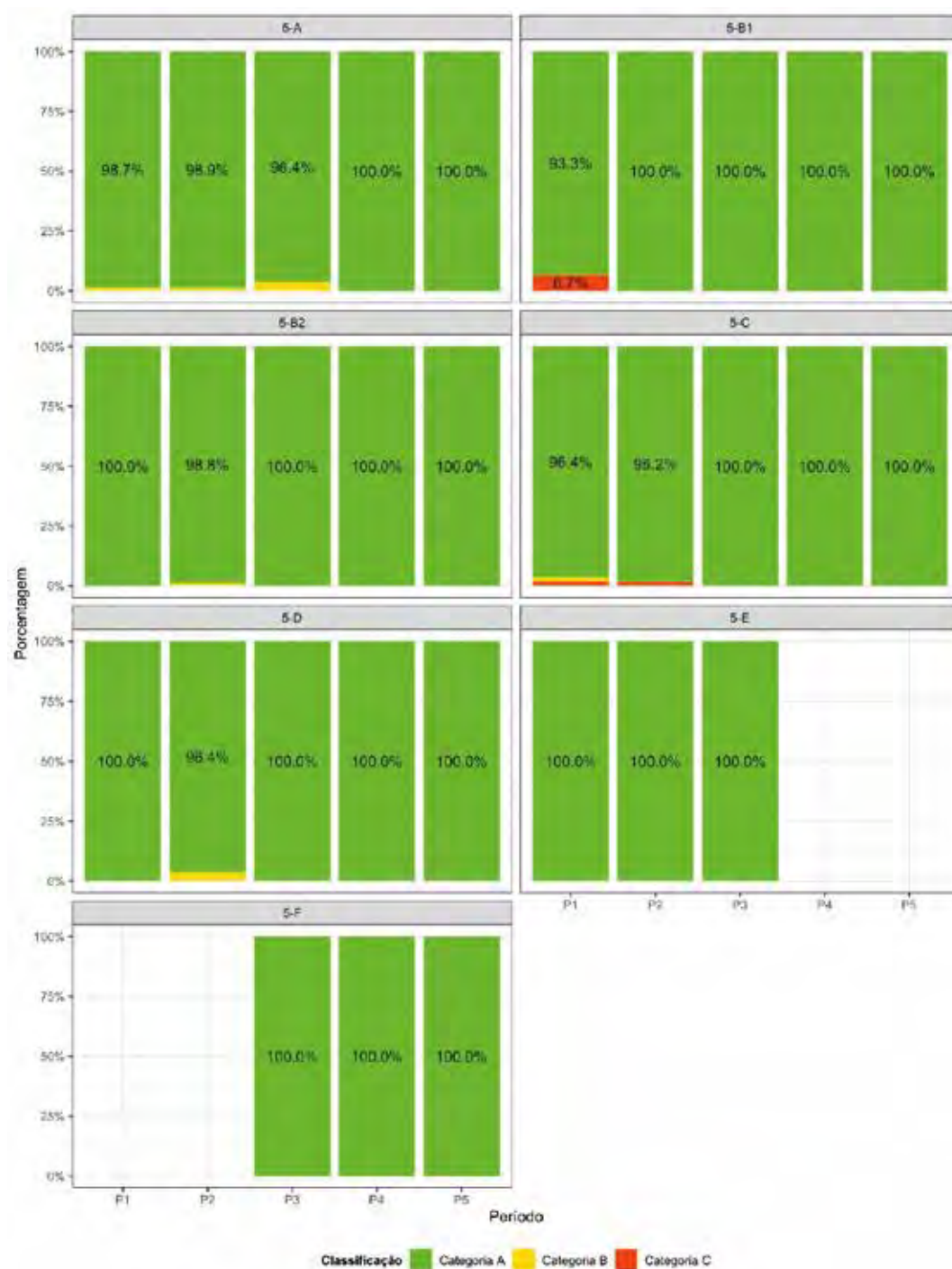
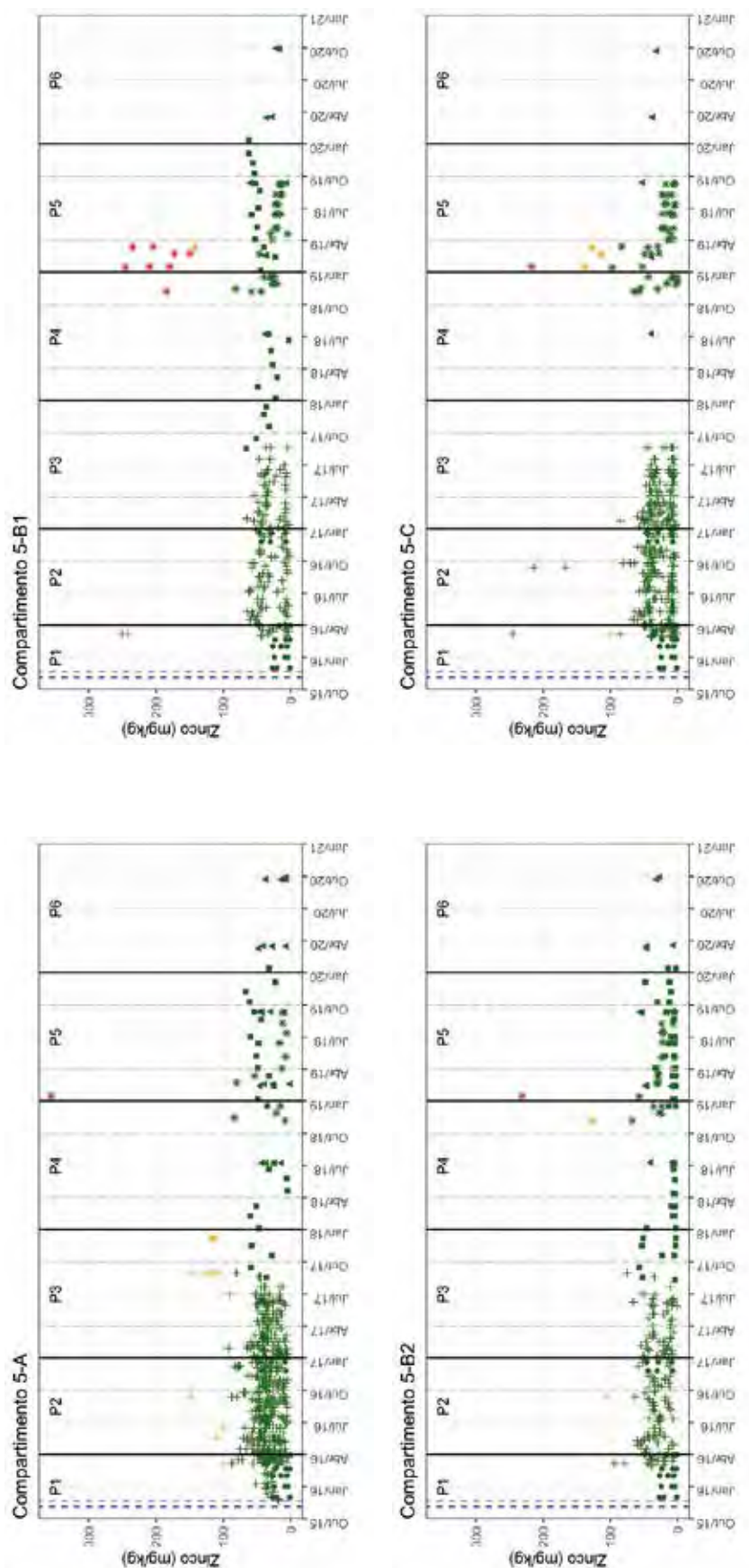
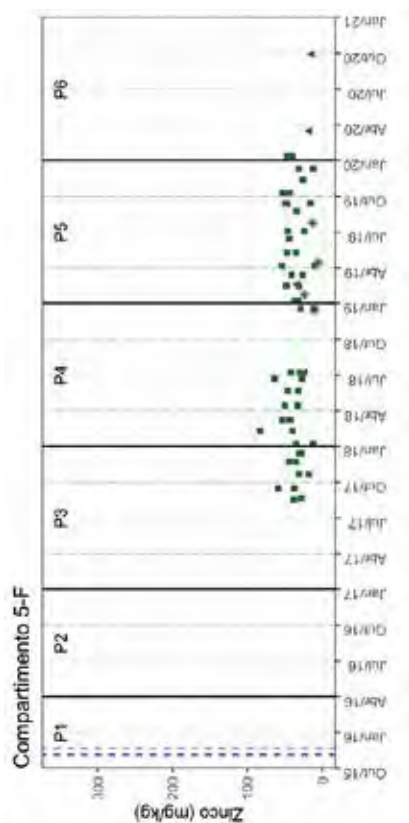
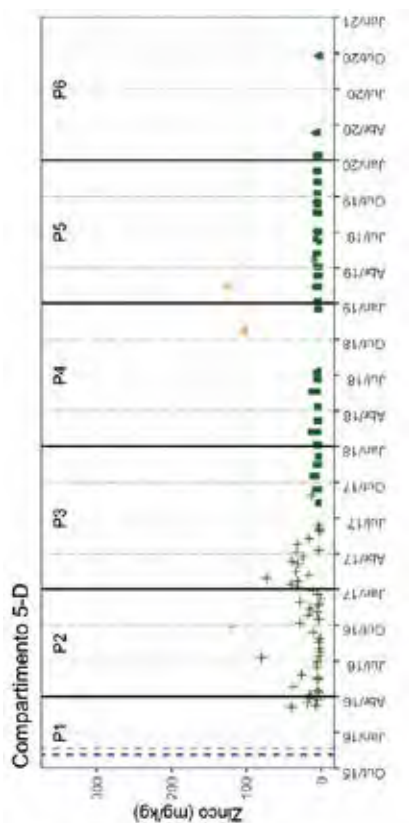
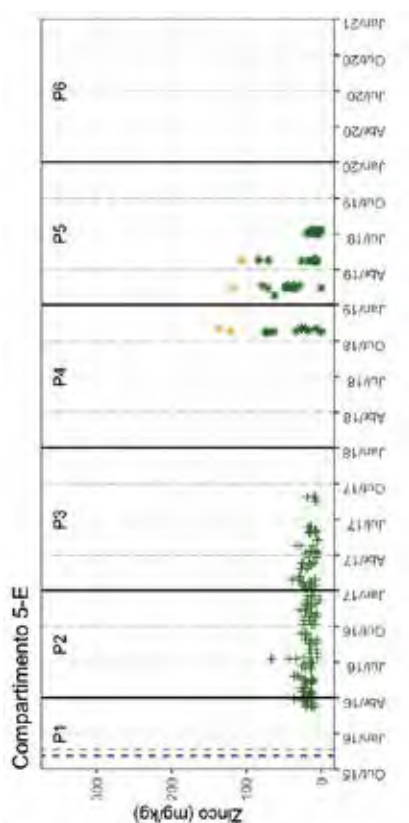
Figura 62 – Classificação das alterações para zinco em sedimento (Dados Lactec e Fundação Renova).

Figura 63 – Classificação dos dados de zinco em sedimento para os períodos pós-desastre nos sete compartimentos na área marinha adjacente a foz do rio Doce. Linha tracejada azul: rompimento da barragem de Fundão; linha tracejada rosa: chegada dos rejeitos a zona costeira; linha tracejada cinza: transição de entre períodos secos e chuvosos.





2.4.3.13 Síntese do dano de aumento da concentração de EPTs no sedimento

Cada um dos dados pós-desastre utilizados foram classificados de acordo com as categorias A, B e C, considerando o valor máximo histórico da variável registrado nas adjacências da foz do rio Doce e de acordo com o Nível 1 da Resolução CONAMA nº 454/2012 (limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota) ou com níveis limiares de efeito a biota aquática estabelecidos em Buchman (2008).

Em Brasil (MPF)/ Lactec (2020e) o dano de aumento da concentração de EPTs no sedimento foi considerado como grave nos compartimentos 5-B1, 5-B2 e 5-C e pouco grave nos compartimentos 5-A, 5-D e 5-E. Quanto a tendência de evolução do dano observou-se o comportamento dos indicadores durante os períodos P2, P3 e P4 em relação ao período P1, nos quais verificou-se uma tendência à redução do dano com o passar dos anos. No presente relatório, foi observada a tendência de evolução do dano após P4, através do acompanhamento dos indicadores entre janeiro/2019 a dezembro/2019, período considerado como P5. Para a definição da tendência de evolução do dano em P5 Foram considerados apenas os dados da Fundação Renova e do Lactec, em virtude de minimizar possíveis diferenças relacionadas a metodologia de coleta e análise das amostras e a variação do número de estações de monitoramento em cada compartimento ao longo dos anos. Conforme explicado na metodologia, possíveis diferenças metodológicas utilizadas para a determinação de EPTs no sedimento podem gerar componentes de incerteza atrelados a diferentes fatores, tais como: condições ambientais; operador; equipamentos; padrões utilizados; método de medição; amostragem e outros. Entende-se que em uma possível avaliação da tendência de evolução nos próximos anos, será possível incluir os dados da RRDM e avaliar a tendência de evolução do dano entre os anos de 2019 e 2020, visto que ambos os anos vão apresentar resultados a partir do mesmo número de campanhas do Lactec, Fundação Renova e RRDM.

Dito isso, para a avaliação desta tendência realizou-se o cálculo das proporções entre as categorias A, B e C para cada um dos compartimentos e períodos pós-desastre até 2019 (P5). Em P5 (janeiro/2019 a dezembro/2019), a categoria A mostrou-se predominante entre as demais ao longo de todos os compartimentos do ambiente e para quase todos os indicadores utilizados, com exceção dos indicadores alumínio e manganês, que apresentaram maiores percentuais de dados na categoria B. De forma geral, todos os indicadores apresentaram um aumento ou manutenção da proporção de dados na categoria A em relação ao período anterior (P4 – janeiro/2019 e dezembro/2019) em todos os compartimentos do ambiente marinho, indicando uma diminuição das concentrações de EPTs entre P4 e P5.

Exceção para este padrão foi verificada para os indicadores chumbo e manganês no compartimento 5-B1, cobre e níquel no compartimento 5-B2 e alumínio nos compartimentos 5-B2 e 5-C, que demonstraram um aumento das proporções de dados na categoria B ou C, em relação a P4. Ao comparar os percentuais de dados nas categorias B e C de manganês e níquel com períodos próximos ao rompimento da barragem (P1 e P2), observou-se que os percentuais são menores do que os registrados anteriormente, o que indica uma tendência de diminuição das concentrações destes indicadores ao longo do tempo. Para o chumbo não foram observadas concentrações classificadas na categoria C em nenhum compartimento no período logo após o desastre e em P5 foi registrado

apenas 1 dado de chumbo nesta categoria. Este registro, 5 anos após o desastre, dificulta uma relação direta desta concentração com o desastre, entretanto indica que podem ser verificadas alterações em relação a linha base quanto a este indicador no compartimento 5-B1. Assim, recomenda-se avaliar ao longo dos próximos períodos mais consistentemente se as concentrações de chumbo estão tendendo a aumentar. Já para o cobre, o aumento dos percentuais na categoria C no compartimento 5-C pode estar relacionado com a baixa quantidade de amostras realizadas no local. Em P5 foram coletadas apenas 2 amostras no compartimento 5-C, sendo que uma delas foi classificada na categoria C. Dessa forma, P5 apresentou 50% dos dados na categoria C neste compartimento.

Para o indicador alumínio nos compartimentos 5-B2 e 5-C observou-se uma diminuição dos dados na categoria C, que representam concentrações que, além de superarem o limite do AET, também superaram o máximo histórico da linha base, evidenciando que neste último período um número maior de dados esteve de acordo com a variação histórica pré-desastre.

O restante dos indicadores apresentou um aumento ou manutenção (quando 100% dos dados foram classificados na categoria A em ambos os períodos) nas proporções de dados na categoria A em P5 em relação a P4. Estes indicadores também apresentaram um aumento dos percentuais na categoria A e redução dos percentuais na categoria B e C em relação ao período P1 (novembro/2015 a março/2016), indicando que as concentrações superiores aos limiares utilizados são observadas com menor frequência com o passar dos anos. Além disso, quanto às concentrações registradas em 2019 (P5) em relação ao período logo após o desastre (P1), foi possível verificar que, em 2019, as concentrações máximas dos indicadores registradas foi sempre inferior as concentrações máximas registradas em P1, evidenciando que, embora ainda sejam verificados dados acima dos limites legislados e dos máximos históricos, a intensidade das concentrações está diminuindo com o passar dos anos. Desse modo, entende-se que o dano relativo ao aumento das concentrações de EPTs no sedimento tende a reduzir, mas ainda não foi cessado, da mesma forma que foi considerado no diagnóstico de danos (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020e).

Visto que os rejeitos oriundos da barragem de Fundão ainda se encontram depositados no leito dos corpos hídricos e nos barramentos, na ocorrência de eventos hidrológicos estes podem ser transportados até o mar, afetando a qualidade do sedimento do leito marinho. Além disso, existe a possibilidade de o material oriundo do desastre depositado na região marinha, com concentrações de EPTs mais elevadas, vir a se concentrar em uma determinada área ou ficar exposto na superfície do leito marinho na ocorrência de eventos meteoceanográficos intensos. Desse modo, o dano em questão foi considerado parcialmente reversível no ambiente marinho.

2.4.4 ALTERAÇÕES NA ESTRUTURA DAS COMUNIDADES BÊNTICAS DE FUNDOS INCONSOLIDADOS

As Figura 64, Figura 65 e Tabela 21 mostram os valores das densidades totais dos grandes grupos taxonômicos, número de táxons e diversidade coletados nas cinco campanhas realizadas para o diagnóstico do dano e acompanhamento do dano, assim como a comparação com os valores anteriores ao desastre, registrados por Marinha do Brasil (2016), Matthews-Cascon et al. (2018) e Longo (2019).

Os resultados das campanhas de set/19, mar/20 e set/20 na íntegra são apresentados na seção de BENTOS DE FUNDOS INCONSOLIDADOS dos DOCUMENTOS SUPLEMENTARES.

Não houve diferença significativa entre as densidades das cinco campanhas. As densidades variaram de $223,70 \pm 30,40$ ind.m² em jul/18 a $442,70 \pm 61,30$ ind.m² no mês de mar/20. Esses valores representam respectivamente, 4 % e 6 % dos valores verificados nas mesmas estações do ano na linha-base, demonstrando que embora tenha sido verificada oscilações nos valores das densidades ao longo do ano ainda continuam muito baixos quando comparados com a linha-base (Tabela 21; Figura 64).

No período do acompanhamento do dano as densidades médias totais variaram entre $251,60 \pm 54,0$ ind.m⁻² em set/19 e $442,70 \pm 61,30$ ind.m⁻² em mar/20. Valores próximos aos observados no diagnóstico do dano ($223,70 \pm 30,40$ ind.m⁻² e $300,00 \pm 32,60$ ind.m⁻²) (Tabela 21; Figura 64). Esses valores são expressivamente inferiores aos valores de densidades médias totais observadas antes do desastre, que variaram de $5.180,25 \pm 517,50$ ind.m⁻² a $6.924,75 \pm 2.066,25$ ind.m⁻² (MATTHEWS-CASCON et al., 2018).

Os valores de densidade no estudo da Marinha do Brasil (2016) durante os meses de novembro e dezembro de 2015, antes da chegada da lama, foram ainda maiores daqueles registrados por Matthews-Cascon et al. (2018) (Tabela 21).

Diferenças significativas nas abundâncias médias foram observadas apenas após a cheia de 2020 nas estações C3 (-39,8145 -19,6721), C4 (-39,8122 -19,6947), C5 (-39,8096 -19,6597), C6 (-39,8015 -19,6458), C8 (-39,7896 -19,6603) e C9 (-39,7809 -19,6161), em mar/20 e set/20. Nessas campanhas foram registradas as maiores abundâncias médias (BENTOS DE FUNDOS INCONSOLIDADOS dos DOCUMENTOS SUPLEMENTARES). Os resultados corroboram com o estudo de Matthews-Cascon et al. (2018) que apresentou maior densidade durante o período chuvoso em dez/10 (Figura 64).

Estes resultados podem ser atribuídos às chuvas intensas que ocorreram na região e que provocaram a cheia do rio Doce, em março de 2020. As águas carregaram grande quantidade de partículas finas do sedimento, matéria orgânica particulada e nutrientes para a região da foz do rio e adjacências (item 2.4.2). Esse fato foi relevante para as comunidades bêmicas que apresentaram maiores abundâncias nas estações localizadas próximas da foz do rio, já que a maioria das espécies são detritívoras ou onívoras. Contudo, é importante salientar, que mesmo com o maior aporte de alimentos, os valores ainda não atingiram as densidades registradas na linha-base.

Em nenhum dos estudos realizados após o desastre o número de táxons atingiu mais do que 51% do valor da linha-base. No período do acompanhamento dos danos foram registrados o menor e o maior valor de número de táxons. Em set/19 foi registrado $2,69 \pm 0,38$ táxons.0,07m⁻² (15 % do valor

da linha-base no mesmo período do ano) e, em mar/20 $5,62 \pm 0,53$ táxons. $0,07\text{m}^{-2}$. No diagnóstico do dano o menor valor foi observado em jul/18 foi de $3,36 \pm 0,31$ táxons. $0,07\text{m}^{-2}$ e o maior em fev/19 com $4,24 \pm 0,36$ táxons. $0,07\text{m}^{-2}$ (Tabela 21). Longo (2019) apresentou o maior número médio de táxons após o desastre com $9,30 \pm 0,82$ táxons. $0,07\text{m}^{-2}$ durante set/out/18 (Tabela 21) e o número total de táxons variou de 4 a 14 nas amostras. O mesmo resultado foi observado após as análises das duas últimas campanhas por Bianchini et al. (2019d).

Embora nenhum resultado mostre a recuperação do número de táxons, durante o presente acompanhamento do dano, foi possível verificar que os valores do número de táxons foram maiores durante os períodos chuvosos e nos períodos posteriores a cheia do rio Doce, no início de 2020 (Tabela 21; Figura 64).

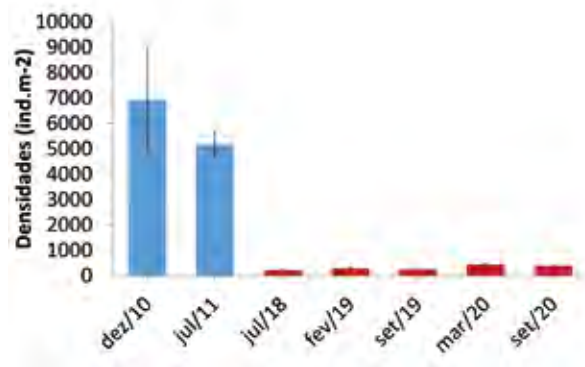
Assim como nas abundâncias, os valores médios do número de táxons apenas nas estações na foz do rio Doce apresentaram diferenças significativas relacionada a cheia de 2020. As estações C3, C4 e C9 apresentaram valores significativamente maiores nos períodos de mar/20 e set/20 (BENTOS DE FUNDOS INCONSOLIDADOS dos DOCUMENTOS SUPLEMENTARES). Esses resultados reforçam a importância da matéria orgânica e nutrientes alóctone para o ambiente marinho próximo da foz.

Os valores de diversidade do ambiente marinho continuam muito abaixo dos valores de diversidade verificados antes do desastre. Os maiores valores observados foram nas campanhas realizadas nos períodos chuvosos, tanto no diagnóstico do dano (em fev/19) quanto no acompanhamento do dano (em mar/20). Os valores registrados foram $1,66 \pm 0,13$ em fev/19 e $1,40 \pm 0,10$ em mar/20, enquanto, antes do desastre eram de $3,28 \pm 0,15$ no período chuvoso (MATTHEWS-CASCON et al., 2018) (Figura 64; Tabela 21). A maior diversidade registrada, após o desastre, por Bianchini e seus colaboradores (2019d) foi de 1,96. Os autores verificaram que na maioria dos locais amostrados o índice de diversidade não ultrapassou o valor de 0,8.

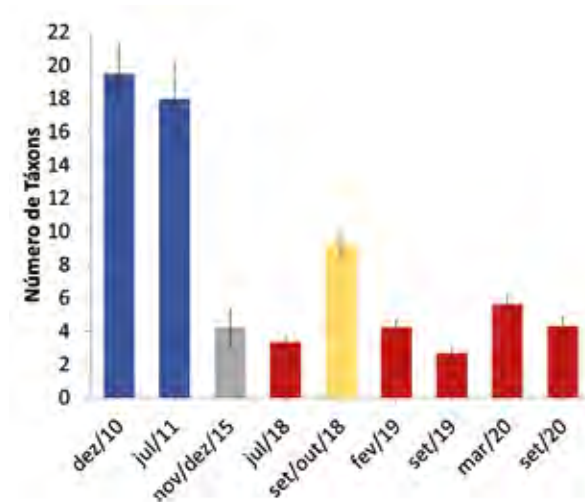
Os táxons mais frequentes e abundantes nas amostras durante o acompanhamento do dano foram Nemertea, *Mulinia cleryana* (Mactridae), *Donax gemmula* (Donacidae), *Magelona* sp. (Magelonidae), *Parandalia* sp. (Pilargidae), *Paraprionospio pinnata* (Spionidae), Amphipoda, foram responsáveis por 47% da abundância total dos exemplares capturados. Resultado semelhante apresentado no diagnóstico do dano, e antes do desastre, por Matthews-Cascon et al. (2018) onde os Polychaeta Spionidae e Syllidae e o Crustacea Amphipoda também aparecem entre os táxons mais abundantes e frequentes.

A dominância e maior número de táxons de Polychaeta nas comunidades bênticas foi observado em todos os estudos desenvolvidos antes e após o desastre (LAVRADO; IGNÁCIO, 2006; CEPEMAR, 2010; Marinha do Brasil, 2016; MATTHEWS-CASCON, 2018; LONGO, 2019; BIANCHINI et al., 2019d).

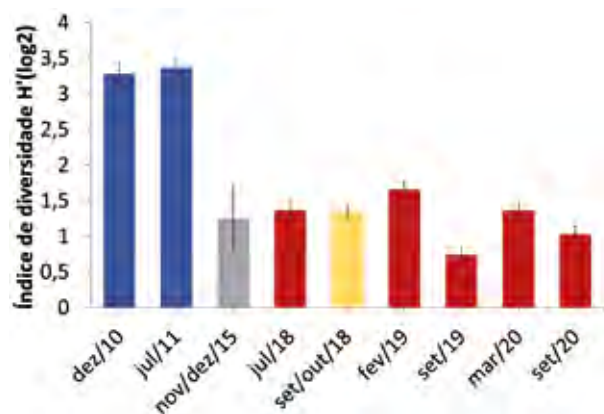
Figura 64 – Gráficos das médias e erros padrão dos parâmetros: A. Densidade (ind.m⁻²), B. Número de táxons e C. Diversidades registradas pré e pós- desastre da barragem de Fundão (MG) ocorrido em 2015. As barras em azul representam os resultados de linha-base MATTHEWS-CASCON et al., 2018; a barra cinza, os resultados da MARINHA DO BRASIL, 2016; a barra amarela, os resultados de LONGO, 2019 e as barras vermelhas representam os resultados obtidos no presente acompanhamento de danos.



A.



B.



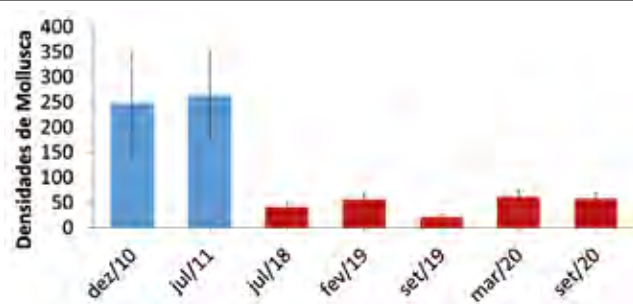
C.

Em nenhum período após o desastre o valor de densidade dos grandes grupos taxonômicos ultrapassou 30% do valor da linha-base. As maiores densidades dos grandes grupos taxonômicos após o desastre, foram registradas pela Marinha do Brasil (2016) (Figura 65; Tabela 21).

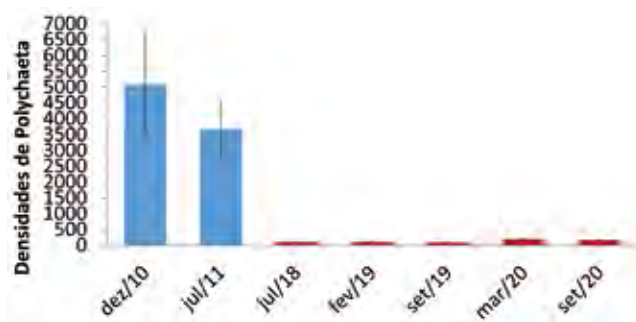
Durante o acompanhamento do dano os maiores valores de densidades para todos os grandes grupos taxonômicos foram após a cheia de 2020, do rio Doce. As maiores densidades de Mollusca, Polychaeta e Outros foram em mar/20, respectivamente com $61,70 \pm 12,40$, de $194,60 \pm 26,60$ e $83,60 \pm 41,60$ ind.m⁻²; e, Crustacea com $124,3 \pm 52,70$ ind.m⁻² em set/20 (Figura 65; Tabela 21).

Contudo, todos os valores são expressivamente inferiores aos observados antes do desastre, onde as densidades máximas para Polychaeta foi de $5081,25 \pm 1638,75$ ind.m⁻², para Crustacea de $1306,50 \pm 537,75$ ind.m⁻², para Mollusca de $264,00 \pm 88,50$ ind.m⁻² e a categoria Outros com $389,25 \pm 113,25$ ind.m⁻² (MATTHEWS-CASCON et al., 2018).

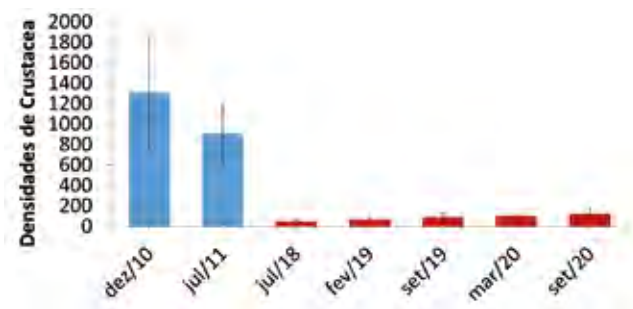
Figura 65 – Gráficos das médias e erros padrão das Densidades (ind.m⁻²) de A. Mollusca, B. Polychaeta, C. Crustacea e D. Outros, registradas pré- e pós- desastre da barragem de Fundão (MG) ocorrido em 2015. Na categoria “Outros” estão inclusos os grandes grupos taxonômicos com baixas abundâncias.



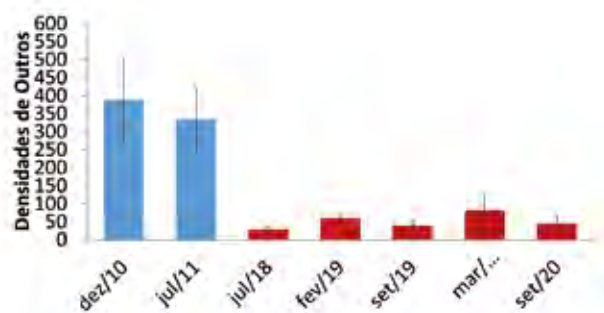
A.



B.



C.



D.

Tabela 21 – Valores médios e erros padrão dos parâmetros estruturais registrados nos estudos realizados no ambiente marinho do Espírito Santo pré- e pós- desastre da barragem de Fundão em 2015 (MG). Na categoria “Outros” estão inclusos os grandes grupos taxonômicos com baixas abundâncias. Densidades expressas em m².

AUTORES	Matthews-Cascon et al., (2018)	Matthews-Cascon et al., (2018)	MARINHA DO BRASIL, 2016	BRASIL (MPF)/ Lactec, (2019)	LONGO (2019)	BRASIL (MPF)/ Lactec, (2019)	BRASIL (MPF)/ Lactec, (2020)	BRASIL (MPF)/ Lactec, (2020)	BRASIL (MPF)/ Lactec, (2020)
DATAS DAS COLETAS	Dez/10	Jul/11	Nov/ Dez/15	Jul/18	Set/ Out/18	Fev/19	Set/19	Mar/20	Set/20
Densidades	6964,50 ± 2066,25	5180,25 ± 517,50	14750,00 ± 7972,71	223,70 ± 30,40	-	300,00 ± 32,60	251,60 ± 54,0	442,70 ± 61,30	395,6 ± 75,0
Número de táxons	19,50 ± 1,77	18,20 ± 1,19	4,25 ± 1,11	3,36 ± 0,31	9,30 ± 0,82	4,24 ± 0,36	2,69 ± 0,38	5,62 ± 0,53	4,3 ± 0,5
Índice diversidade H'	3,28 ± 0,15	3,37 ± 0,14	1,26 ± 0,46	1,37 ± 0,12	1,36 ± 0,09	1,66 ± 0,13	0,7 ± 0,1	1,4 ± 0,1	1,0 ± 0,1
Densidades de Mollusca	248,25 ± 103,50	264,00 ± 88,50	275,00 ± 242,81	41,60 ± 7,30	-	56,60 ± 12,40	21,00 ± 6,40	61,70 ± 12,40	58,30 ± 12,00
Densidades de Polychaeta	5081,25 ± 1638,75	3498,75 ± 877,50	4900,00 ± 1789,79	103,70 ± 12,00	-	113,60 ± 18,40	96,90 ± 19,30	194,60 ± 26,60	167,10 ± 22,70
Densidades de Crustacea	1306,50 ± 537,75	915,00 ± 286,50	5500,00 ± 4856,27	50,10 ± 19,30	-	68,10 ± 14,60	93,40 ± 41,60	103,30 ± 22,30	124,3 ± 52,7
Densidades de Outros	389,25 ± 113,25	333,75 ± 91,50	4075,00 ± 2302,67	28,70 ± 9,00	-	61,30 ± 14,10	40,70 ± 13,70	83,60 ± 41,60	46,30 ± 15,90

Como constatado nenhum índice ecológico atingiu os valores de linha-base. Em consequência disso, a disponibilidade de presas para os animais carnívoros no compartimento bêntico no ambiente marinho ainda segue comprometida. Poucas alterações nos indicadores foram verificadas ao longo do acompanhamento do dano, quando comparado aos valores da linha base para as comunidades bênticas marinha (Figura 64, Figura 65).

Os valores de número de táxons e densidades/abundâncias das duas últimas campanhas foram os maiores registrados ao longo de todo o estudo, após o período de cheia. Esses resultados mostram que características hidrodinâmicas do rio Doce representam um papel fundamental na recomposição

das comunidades bênticas da foz do rio Doce. Entretanto, não significa necessariamente que esteja relacionado com a melhora permanente dos indicadores.

A extensão do período analisado após o desastre, com a inclusão de três novas campanhas (set/19, mar/20 e set/20), apresentou alteração na análise dos índices ecológicos e classificação do dano realizada no diagnóstico do dano para a comunidade bêntica em ambiente marinho (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020e). A tendência do dano foi alterada de tendendo a reduzir para cessado, diante da variação não significativa dos indicadores de comunidade, em análise das estações de amostragem em conjunto, ao longo do tempo. O dano foi considerado cessado, entretanto, apresentando valores muito inferiores aos observados na linha-base.

O período de análise do dano, entretanto, pode não ter sido suficiente para capturar a tendência do dano. Ao longo do diagnóstico e acompanhamento do dano foram analisadas três campanhas em período seco e duas em período chuvoso, a continuidade do estudo pode vir a mostrar padrões de tendência de redução ou aumento que não são perceptíveis com números reduzidos de campanhas.

A reversibilidade do dano não foi alterada, permanecendo como um dano parcialmente reversível, uma vez que as comunidades podem vir a se recuperar através da recolonização por estoques de ovos e larvas presentes em locais menos afetados pelo desastre, embora o presente estudo não tenha detectado essa recuperação. A sucessão se dará a partir de espécies tolerantes às novas características ambientais seguidas das espécies menos adaptadas.

É importante destacar que novos episódios de deposição de materiais oriundos do desastre podem vir a ocorrer, na foz do rio Doce. Parte dos rejeitos se encontra depositado no leito do rio e em barramentos existentes em alguns trechos ao longo do rio. Em consequência, a comunidade bêntica pode ser impactada em cada evento de cheias do rio Doce.

2.4.5 ALTERAÇÕES NA CONDIÇÃO DE SAÚDE E CONTAMINAÇÃO DOS INVERTEBRADOS BÊNTICOS DE FUNDOS INCONSOLIDADOS POR EPTS

Os metais pesados estão amplamente distribuídos nos diversos compartimentos ambientais, bem como nos seres vivos. Eles são introduzidos naturalmente no sistema aquático através do intemperismo e da desagregação das rochas ou, ainda, por fontes antropogênicas, destacando as fontes industriais e urbanas como causa primária da poluição por metais tóxicos (AZEVEDO; CHASIN, 2003). Segundo Rainbow (2002), todos os invertebrados acumulam em seus tecidos metais provenientes tanto do meio aquático como dos alimentos, sendo eles essenciais ou não para seu metabolismo. Entretanto, inclusive os metais essenciais, em caso de acumulação superior a capacidade de eliminação do organismo, tornam-se tóxicos (RAINBOW, 2002). Os metais não essenciais são considerados tóxicos em qualquer concentração.

Para o ambiente marinho da costa do Espírito Santo Nunes (2011) realizou testes ecotoxicológicos com espécies bênticas antes do desastre da barragem de Fundão. Em coletas realizadas em 2009 foram coletados camarões da espécie *Farfantepenaeus brasiliensis* e *Xiphopenaeus kroyeri* em Guarapari e Marataízes. Foram feitas relações da morfologia do hepatopâncreas dos crustáceos com os metais pesados encontrados no litoral sul do Espírito Santo. Nesse estudo a autora verificou que os camarões acumularam EPTs acima dos valores encontrados na água das mesmas localidades. Esse

resultado foi atribuído ao hábito bentônico da espécie, que se alimenta de organismos junto ao sedimento. Embora tenha sido verificado metais pesados nas duas espécies de camarões as concentrações estavam de acordo com os valores máximos recomendados pelas principais organizações de saúde (NUNES, 2011).

Logo após o desastre, em novembro de 2015, foi registrada mortalidade de exemplares de fêmeas ovígeras de camarões na foz do rio Doce (ICMBIO, 2015). Em seguida, outros estudos importantes foram realizados avaliando a contaminação de espécies de invertebrados bênticos, os resultados foram apresentados em Brasil (MPF)/ LACTEC (2019e) e Brasil (MPF)/ LACTEC (2020e). Foi verificado um aumento nas concentrações de EPTs tanto na coluna d'água como nos sedimentos dos ambientes estuarino e marinho da foz do rio Doce. As comparações entre os valores obtidos nos estudos e os valores estabelecidos pela Resolução do CONAMA foram discutidos no Parecer Técnico elaborado pelo Lactec sobre os aspectos ecotoxicológicos da bacia do rio Doce. Consequentemente, alterações nas comunidades biológicas desses ambientes também foram verificadas (LACTEC, 2018).

O estudo realizado por Bianchini et al (2019b), apresentado em Brasil (MPF)/ Lactec (2020e), teve continuidade após a entrega do diagnóstico do dano, com mais um ano de monitoramento realizado, totalizando dois anos de estudos e quatro campanhas (BIANCHINI et al., 2020a). A extensão do período monitorado permitiu que os autores realizassem análises temporais e espaciais e encontrassem novas evidências que relacionam o dano ao desastre.

Para os camarões analisados (*Farfantepenaeus paulensis*, *F. brasilienses* e *Xiphopenaeus kroyeri*) a bioacumulação de EPTs foi associada pelos autores com os EPTs presentes no rejeito, encontrando níveis de Cd, Cr, Cu, Mn e Fe elevados nos tecidos dos camarões, mesmo cinco anos após o desastre. Os camarões das estações de amostragem localizadas próximas à foz do rio Doce apresentaram maiores níveis de contaminação por EPTs (BIANCHINI et al., 2020a). Temporalmente os autores observaram redução nos níveis teciduais de metais, quando compararam o segundo ano do monitoramento com o primeiro. O Fe, entretanto, permaneceu em concentrações elevadas nos tecidos dos camarões analisados, principalmente nas estações de amostragem próximas a foz do rio Doce (BIANCHINI et al., 2020a). Os autores relacionaram esse resultado com o aporte contínuo de Fe na foz do rio doce, região mais influenciada por entradas fluviais de rejeito. Concentrações elevadas de Mn no músculo de camarões também foram destacadas pelos autores.

Na análise do efeito biológico dos contaminantes em camarões, Bianchini et al. (2019b) estudaram diferentes biomarcadores: Lipoperoxidação (LPO) em hepatopâncreas e brânquias; Concentração de metalotioneínas (MT) em hepatopâncreas; Proteínas carboniladas (PCO) em músculo e níveis de sítios AP (AP) em hemolinfa. Os autores encontraram redução temporal nos valores dos biomarcadores analisados, quando compararam o segundo ano de estudo com o primeiro. Especialmente os maiores efeitos biológicos não apresentaram padrão claro, com maiores valores nas estações de amostragem localizadas na foz do rio e nas localizadas ao norte da foz na primeira e quarta campanha, enquanto na segunda e terceira campanha os maiores valores foram observados nas estações localizadas mais ao sul e imediatamente ao sul da foz do rio doce (BIANCHINI et al., 2020a). Os autores destacaram que no primeiro ano do monitoramento os bioindicadores mostraram efeitos considerados mais agudos, com maiores danos no DNA (AP), LPO e conteúdo de MT. No segundo ano foi observado aumento de danos

oxidativos em proteínas no músculo (PCO), principalmente nas estações próximas a foz do rio doce e nas imediatamente ao sul da foz durante a terceira campanha e nas estações localizadas mais ao norte da foz do rio Doce na quarta campanha. Os autores sugerem efeito temporal crônico de estresse oxidativo nos organismos, diante da irreversibilidade desse dano fisiológico (BIANCHINI et al., 2020a).

Após o período de entrega do Diagnóstico de Danos foi expedida uma Nota Técnica da ANVISA (NOTA TÉCNICA Nº 8/2019/SEI/GEARE/GGALI/DIRE2/ANVISA), que teve como objetivo estimar o risco à saúde humana, decorrente da ingestão de metais por meio do consumo de pescados originários de regiões afetadas pelo rompimento da Barragem do Fundão/MG. Os resultados apresentados relacionam as concentrações de EPTs determinadas em camarões coletados na foz do rio Doce, com o risco no consumo dos mesmos. Os resultados apresentaram médias com concentrações de cádmio, mercúrio e chumbo, acima dos valores obtidos em pescados comercializados mundialmente (ANVISA, 2019). Especificamente nos crustáceos, os resultados para as análises de cádmio mostraram que em 2% das amostras os valores apresentavam-se acima dos limites máximos permitidos. Para o mercúrio, 0,6% dos crustáceos apresentaram valores acima dos limites máximos permitidos (ANVISA, 2019).

Recentemente foram publicados os resultados das análises de determinações das concentrações de elementos potencialmente tóxicos (metais e semimetais) em pescado proveniente da área de proibição da pesca (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020j). Três espécies de camarões foram utilizadas no estudo, *Farfantepenaeus paulensis*, *Litopenaeus schimitti* e *Xyphopenaeus kroyeri*. Essas espécies de camarões utilizam o ambiente estuarino no desenvolvimento inicial dos seus ciclos de vida e o ambiente marinho na vida adulta (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020j). De acordo com os resultados foi possível afirmar que os crustáceos capturados nos diferentes pontos ao longo da costa do Espírito Santo estão contaminados por EPTs. Dentre os elementos, o mais representativo foi o As que apresentou, para todos os grupos taxonômicos e, especialmente para crustáceos, concentrações superiores aos limites máximos estabelecidos pela legislação brasileira. Outros elementos como Ag, Al, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Sb e Se também apresentavam concentrações acima do limite máximo para consumo diário estabelecido pelas regulamentações nacional e/ou internacionais. Além desses, é importante mencionar elevadas concentrações das espécies de As inorgânico ($As^{3+} + As^{5+}$) e metilmercúrio (MeHg) em porcentagens superiores ao máximo permitido pelas regulamentações supracitadas (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020j).

Os estudos apresentados no presente relatório, corroboram o que havia sido demonstrado por resultados apresentados no diagnóstico do dano, constatando a contaminação da fauna bêntica no ambiente marinho a qual apresentou, inclusive, concentrações de EPTs acima dos valores permitidos pela legislação brasileira quanto a segurança alimentar (ANVISA, 1998; 2013). Alterações no estado de saúde dos organismos também foram constatadas pelos autores (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020j; BIANCHINI et al, 2020a). Embora sejam escassos os estudos de linha-base, com a extensão do período analisado por Bianchini et al. (2020a) e com os novos estudos apresentados, foram encontradas novas evidências que relacionam o desastre com o dano (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020j; BIANCHINI et al., 2020a), permitindo a classificação do dano.

Deste modo, quanto a gravidade, o dano foi considerado gravíssimo diante do aumento das concentrações de EPTs e dos efeitos fisiológicos dos contaminantes observado nos organismos. Com relação a reversibilidade o dano foi classificado como irreversível, pois tratam-se de organismos

bentônicos que continuaram expostos aos EPTs que se encontram depositados junto ao sedimento. Além disso, novos eventos de ressuspensão e disponibilização de EPTs para a biota são esperados. A tendência do dano é de aumentar, uma vez que os contaminantes continuam no ambiente, que esses organismos possuem hábito benthico o que, consequentemente, faz com que os mesmos estejam em constante contato com os contaminantes, além disso, com a maior exposição temporal os organismos benthicos passarão a apresentar maiores alterações na condição de saúde, tais como danos oxidativos em proteínas (PCO), assim como já constatado nos estudos desenvolvidos por Bianchini et al. (2020a).

Desde a ocorrência do desastre a pesca está proibida pela Justiça Federal do Espírito Santo [processo no 0002571-13.2016.4.02.5004 (2016.50.04.002571-0) datada de 17/02/2016] como medida de precaução. Assim, esses resultados reforçam a importância da continuidade do acompanhamento desse dano, já que os EPTs são bioacumulativos e sofrem biomagnificação na cadeia trófica.

2.4.6 CENÁRIO DE DANOS

Conforme exposto neste relatório, em relação à qualidade do sedimento do estuário do rio Doce e da região marinha adjacente, foram identificados os danos de alteração das características granulométricas do sedimento superficial e aumento da concentração de elementos potencialmente tóxicos (EPTs) no sedimento no estuário do rio Doce e no ambiente marinho costeiro. Considerou-se que ambos os danos ainda não cessaram até o final de P5 (março/2020), porém apresentaram tendência de redução com o passar dos anos, ou seja, os resultados indicam alterações menos intensas e/ou frequentes em relação às alterações verificadas no período logo após o desastre (P1).

Os danos concernentes à alteração da granulometria do sedimento superficial e de aumento de EPTs no sedimento no estuário do rio Doce e no ambiente marinho estão intimamente relacionados à presença de rejeitos nas margens, no leito dos rios e nos barramentos, uma vez que a ocorrência de chuvas favorece o aporte dos rejeitos presentes nas margens para o leito do rio, bem como demais perturbações facilitam a ressuspensão do material sedimentado para a coluna d'água. Esse material pode vir a ser transportado e se depositar no estuário do rio Doce e na região marinha alterando a distribuição granulométrica e a concentração de EPTs nos sedimentos destes ambientes.

De acordo com o de acordo com TOMO II – Acompanhamento de Danos dos Ambientes Aquáticos Continentais, considerando o volume de rejeitos que transpôs a barragem da UHE Candonga, o tempo esperado de retirada da maioria dos rejeitos é de 65 anos após o desastre entre a UHE Candonga e Colatina/ES, respeitadas as incertezas embutidas nos dados. Caso essa estimativa seja feita para todo o volume de rejeitos de Fundão, a previsão seria entre 113 e 163 anos, se eles estivessem disponíveis para serem removidos naturalmente pela erosão fluvial ao longo do tempo.

Assim, enquanto o rejeito permanecer no leito dos cursos d'água e nas margens dos rios, em qualquer momento podem ocorrer situações que promovam a mobilização de material associado ao desastre para a coluna da água (como por exemplo a ocorrência de chuvas ou pH mais ácido). Contudo, este material ao chegar e se depositar na região costeira possivelmente não irá alterar a distribuição granulométrica dos sedimentos da mesma forma que ocorreu logo após o desastre. Quanto à concentração de EPTs, existe a possibilidade de acumulação e enriquecimento destes elementos no sedimento com o passar dos anos e a ocorrência de novas deposições de materiais associados ao

desastre. Entretanto, não foi possível registrar claramente estes efeitos no sedimento do estuário do rio Doce e da região marinha adjacente, possivelmente devido a dispersão deste material para outras regiões e pela assimilação dos elementos pela biota aquática.

No item 2.1 observou-se que a turbidez e a concentração de EPTs na água são afetadas pela ressuspensão do sedimento na foz do rio Doce, principalmente durante eventos meteocanográficos significativos, como por exemplo a entrada de frentes frias com ondas de alta energia. Durante estes eventos, pode ocorrer a dispersão do material associado ao desastre, evitando a acumulação de EPTs na região estudada. Ainda, vale ressaltar que durante estes eventos pode ocorrer o revolvimento de camadas mais profundas do sedimento, com resquílios do material depositado durante o período mais crítico do desastre, e assim ascender este material as camadas mais superficiais do sedimento, resultando em um aumento potencial da biodisponibilidade de EPTs nas camadas mais superficiais, afetando de forma mais significativa os organismos bentônicos.

O dano alteração na condição de saúde e contaminação por EPTs nos invertebrados bêmicos de fundos inconsolidados foi constatado a partir dos resultados apresentados na Nota Técnica da ANVISA (2019), relatórios da RRDM/FEST (BIANCHINI et al., 2019 a,b,h; BIANCHINI et al., 2020a) e Brasil (MPF)/ Lactec (2020j). Os resultados não apontam efetivamente quanto tempo esse dano levará para ser cessado, já que os EPTs têm efeito bioacumulativo nos invertebrados bêmicos e tendem a biomagnificação, ou seja, ocorre o acúmulo progressivo dos elementos nocivos de um nível trófico para outro ao longo da teia alimentar marinha.

2.4.7 CONCLUSÕES

No presente item, foi avaliada a tendência de evolução dos danos à qualidade dos sedimentos no ambiente marinho decorrentes da chegada da lama de rejeitos identificados em Brasil (MPF)/ Lactec (2020e). Essa avaliação foi realizada através da incorporação à análise anterior do conjunto de dados que abrangeu o período de outubro/2019 a setembro/2020. Foram avaliados os danos de alteração das características granulométricas do sedimento superficial e de aumento das concentrações de EPTs no sedimento do ambiente marinho.

O dano em relação a alteração da granulometria do sedimento superficial não teve a sua gravidade classificada no diagnóstico de danos, porém foi possível afirmar que este ocorreu. A tendência de evolução e a reversibilidade do dano não foram definidas, conforme a metodologia aplicada. Desse modo, no presente relatório, realizou-se o acompanhamento qualitativo da evolução da distribuição da granulometria do sedimento em P5 e P6. Quanto ao dano em relação a alteração da granulometria do sedimento superficial, em P5 continuou-se a observar uma distribuição similar das classes de granulometria em cada compartimento em relação aos períodos anteriores. Pôde-se observar uma variação significativa das classes de granulometria nos compartimentos mais próximos à foz, principalmente no compartimento 5-A, sendo que nos compartimentos 5-A, 5-B1, 5-B2 e 5-C notou-se a influência de sedimentos mais finos (silte e argila). Importante ressaltar que a variação das classes de granulometria encontradas nos sedimentos da área marinha estudada é similar as já descritas na região antes da chegada da pluma de rejeitos por Albino e Suguio (2010) e Quaresma et al. (2015), conforme detalhado em Brasil (MPF)/ Lactec (2020e). Entretanto, devido a ocorrência de uma cheia de grande magnitude

no final de janeiro/2020 (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020i), a qual ainda não tinha sido observada após o desastre, verificou-se uma maior dominância de finos (silte e argila) nos resultados do início de P6 (março/2020), o que ainda pode refletir os efeitos do desastre sobre a granulometria do sedimento marinho.

Com relação ao dano sobre o aumento da concentração de EPTs no sedimento, foram avaliados os seguintes indicadores: alumínio, bário, arsênio, cádmio, chumbo, cobre, cromo, ferro, manganês total, mercúrio, níquel e zinco total. De acordo com os resultados apresentados, ainda podem ser verificadas alterações quanto aos EPTs avaliados em relação ao máximo histórico pré-desastre e ao nível 1 da Resolução CONAMA nº 454/2012 ou aos padrões estabelecidos em Buchman (2008). Em P5 (janeiro/2019 a dezembro/2019), a categoria A mostrou-se predominante entre as demais ao longo de todos os compartimentos do ambiente e para quase todos os indicadores utilizados. De forma geral, todos os indicadores apresentaram um aumento ou manutenção da proporção de dados na categoria A em relação ao período logo após o desastre (P1 – janeiro/2019 e dezembro/2019) em todos os compartimentos do ambiente marinho, indicando uma diminuição das concentrações de EPTs entre P1 e P5, com exceção de alguns indicadores cujas particularidades foram apresentadas em 2.4.3.13.

Desse modo, da mesma forma que verificado no diagnóstico de danos e de acordo com a metodologia proposta, entende-se que o dano relativo ao aumento das concentrações de EPTs no sedimento continua tendendo a reduzir, mas ainda não foi cessado. Devido a possibilidade de novos aumentos das concentrações de EPTs, relacionadas a aportes continentais influenciados pelos rejeitos que ainda estão no leito e margens dos rios e reservatórios, considera-se que este dano é parcialmente reversível.

As comunidades bênticas do ambiente marinho não apresentaram recuperação significativa após o desastre, apenas as estações próximas da foz do rio Doce apresentaram uma pequena melhora, que pode estar relacionada ao grande volume de chuva no ano de 2020.

A classificação do dano “Alterações na estrutura das comunidades bênticas do ambiente marinho” teve a tendência alterada de tendendo a reduzir para cessado, uma vez que não houve diferença significativa nos indicadores analisados ao longo do tempo. Entretanto, o dano não está recuperado já que nenhum dos valores obtidos durante o diagnóstico e acompanhamento do dano ultrapassou 50% dos valores de linha-base. Portanto, os índices ecológicos utilizados (densidades, número de táxons, diversidade e densidades dos grandes grupos taxonômicos) foram capazes de refletir a qualidade do ambiente marinho após o desastre. Em geral os índices foram menores quando a comunidade bêntica foi exposta aos rejeitos da mineração evidenciando que a comunidade está assumindo um novo equilíbrio ecológico com espécies mais tolerantes.

Os resultados dos ensaios ecotoxicológicos e as análises de determinação da concentração de EPTs em organismos da fauna bêntica indicam aumento na contaminação desses invertebrados por EPTs após o desastre (ANVISA, 2019; BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020j; BIANCHINI et al., 2019 a,b,h; BIANCHINI et al., 2020a), também foram observados danos à saúde desses organismos em decorrente da presença de EPTs em elevadas concentrações (BIANCHINI et al., 2019 a,b,h; BIANCHINI et al., 2020a), esses danos foram relacionados ao desastre pelos autores dos estudos. O dano foi considerado gravíssimo, irreversível e com tendência a aumentar.

2.5 DANOS À ICTIOFAUNA

Os efeitos de distúrbios causados pela deposição de sedimentos, do assoreamento e do aumento da turbidez sobre indicadores ecológicos de comunidades de peixes costeiras e estuarino-dependentes, como aqueles causados ao rio Doce pelo rompimento da barragem de Fundão em novembro de 2015, podem provocar danos permanentes na riqueza e composição das assembleias (BERKMAN; RABENI, 1987; RABENI; SMALE, 1995), principalmente para a ictiofauna marinha e estuarina (APPLEBY; SCARRATT, 1989; WILBER; CLARKE, 2001; KJELLAND et al., 2015; BARLETTA, CYSNEIROS e LIMA, 2016; BARLETTA; LIMA, 2019), em decorrência da mortalidade (O'CONNOR, NEUMANN e SHERK, 1976; GRIFFIN et al., 2009; LOWE, MORRISON e TAYLOR, 2015), da desestruturação dos habitats (O'NEILL; IVANOVIC, 2016) e do consequente afugentamento de espécies demersais, que são aquelas que dependem diretamente do substrato para a alimentação e a reprodução (RABENI; SMALE, 1995; BERKMAN; RABENI, 1987).

As alterações ambientais provocadas pelo rejeito de mineração nas comunidades ictiofaunísticas do ambiente estuarino e marinho adjacente à foz do rio Doce modificaram as estruturas das comunidades e as interações tróficas (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020c), causaram danos aos estágios iniciais de desenvolvimento dos peixes (BONECKER et al., 2019) e alteraram funções ecológicas das espécies (ANDRADES et al., 2020), cujas consequências estão relacionadas com a amplitude (BIANCHINI et al., 2016; MARTA-ALMEIDA et al., 2016; FRANCINI-FILHO et al., 2019) e a complexidade do ecossistema impactado (FERNANDES et al., 2016).

A continuidade do monitoramento dos danos, que incluem informações obtidas entre maio de 2019 e dezembro de 2020, indicou que a degradação da qualidade ambiental provocada pelo rejeito de mineração continua afetando diretamente a diversidade taxonômica e funcional das comunidades de peixes, além de causar graves alterações na saúde dos organismos. Os resultados observados em vários estudos (e.g. BIANCHINI et al., 2016; CARMO et al., 2017; QUEIROZ et al., 2007; BONECKER et al., 2019; FRANCINI-FILHO et al., 2019; ANDRADES et al., 2020) corroboram o diagnóstico inicial apresentado, indicando que os efeitos dos distúrbios ambientais provocaram uma simplificação na riqueza e uma perda da complexidade das assembleias de peixes, além de alterações nos indicadores das condições de saúde.

2.5.1 METODOLOGIA

2.5.1.1 Metodologia para coleta de dados primários

As coletas da ictiofauna realizadas entre maio de 2019 e dezembro 2020 mantiveram seu esforço de pesca sistematizado e padronizado no ambiente marinho adjacente à foz do rio Doce em acordo com os estudos realizados entre julho de 2018 e fevereiro de 2019 para o diagnóstico de danos (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020e). Foram realizadas coletas em seis pontos de amostragem, os quais foram amostrados para o diagnóstico de danos e novembro (Fase 3) de 2018, e fevereiro (Fase 4) de 2019; e para o acompanhamento de danos em maio (Fase 5), agosto (Fase 6) e novembro (Fase 7) de 2019, e fevereiro (Fase 8), setembro (Fase 9) e dezembro (Fase 10) de 2020. Os pontos amostrais foram ajustados de acordo com os estudos de monitoramento da ictiofauna marinha e estuarina realizados pela CTA – Serviços em Meio Ambiente Ltda (CTA/SAMARCO, 2016a; 2016b; 2016c) e também de acordo

com o Termo de Referência 4 do ICMBio referente ao Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática. A definição dessa malha amostral foi realizada com base nas áreas de deposição e concentração de sedimento (rejeito de mineração) (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020e) sendo três pontos amostrais posicionados em um raio (distância) de até 5 km da foz do Rio doce e outros três pontos posicionados em um raio (distância) entre 15 – 20 km da foz do rio Doce.

Para o acompanhamento dos danos foram utilizados como dados de referência as informações disponíveis em Correa e Krohling (2010), Caldeira (2009), Simon (2010), Pinheiro (2010), Pimentel (2013), Macieira (2013), Lima (2012), Bolzan (2014), Andrade (2016) e Neto (2013). Para a avaliação das alterações nos indicadores ecológicos foram considerados também como valores de referência os resultados obtidos nas amostragens realizadas em 2016 pela CTA/SAMARCO no ambiente marinho adjacente.

Estimadores não-paramétricos (curvas de rarefação) foram utilizados para estimar a riqueza em relação ao esforço amostral empregado. Os estimadores que utilizam a riqueza observada e o número de espécies raras são considerados ferramentas eficientes para estimar a riqueza de espécies em um conjunto amostral, mesmo considerando o grau de agregação dos indivíduos, a heterogeneidade espacial, o tamanho da amostra e a distribuição de frequência de ocorrência das espécies (COLWELL; CODDINGTON, 1994, MAGURRAN, 2011). Esta análise foi realizada com auxílio do programa *EstimateS 7.5* (COLWELL, 2016), empregando diversos estimadores e 500 aleatorizações (COLWELL; CODDINGTON, 1994).

Modelos foram utilizados para extrapolar a riqueza acumulada de espécies a partir da adição aleatória de uma quantidade teórica maior de esforço amostral (COLWELL; CODDINGTON, 1994). As estimativas de riqueza pelas curvas de interpolação (rarefação) e extrapolação dos números de Hill para os dados de incidência das espécies nas amostras foram realizadas por meio dos procedimentos e funções propostas por Chao et al. (2014), utilizando o software online iNEXT (HSIEH et al., 2016). Os números de Hill são uma família de índices de diversidade que integram a riqueza e a abundância de espécies em classes de medidas de diversidade, que se diferenciam entre si pelo expoente “q” (CHAO et al., 2014). Os intervalos de confiança em torno dos números de Hill foram estimados com método de reamostragem (*bootstrap*) proposto por Chao et al. (2014).

Análises multivariadas foram utilizadas para análise dos padrões de distribuição das espécies em relação aos fatores espaciais (5 km / 15 – 20 km de distância da foz do rio Doce). Foram realizadas análises de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), de variância multivariada permutacional (PERMANOVA) e de quebra de porcentagem da similaridade (SIMPER). As análises foram realizadas utilizando o pacote PERMANOVA + no software Primer (versão 6.0) (CLARKE; GORLEY, 2006). Foram consideradas significativas as diferenças encontradas cujos testes comparativos indicaram um nível de significância de até 5%. As matrizes de similaridade foram construídas com as amostras (composição de espécies) por meio do coeficiente de *Bray-Curtis*.

A ordenação por Escalonamento Multidimensional não-métrico (NMDS) foi efetuada com o intuito de detectar diferenças no padrão de composição (diversidade β) da assembleia de peixes entre as diferentes amostras consideradas, incluindo dados de referência. O escalonamento multidimensional é uma técnica para a análise de dados de similaridade (ou dissimilaridade) entre um conjunto de dados, ou seja, o objetivo da análise é rearranjar a distribuição das variáveis em estudo de modo a detectar as menores dimensões significativas para explicar as similaridades (distâncias) entre elas.

Diferenças na estrutura taxonômica entre as amostragens realizadas nos anos de 2018 e 2020 e os dados de referência foram comparadas por meio dos índices de Distinção Taxonômica média (AvTD ou Δ^+) e de variação da Distinção Taxonômica (VarTD ou Σ^+). Os índices de Distinção Taxonômica são úteis por permitirem comparar dados com esforços amostrais distintos, sendo calculados com base na presença e ausência de espécies e o respectivo grau de relacionamento taxonômico (CLARKE; WARWICK, 2001). Os índices são usualmente utilizados para identificar respostas (diminuição) da variabilidade taxonômica das comunidades biológicas em função de distúrbios e gradientes ecológicos (e.g. HALL; GREENSTREET, 1998; EULER; SVENSSON, 2001; LEONARD et al., 2006; VILLÉGER et al., 2010; BARJAU-GONZÁLEZ et al., 2019).

Para avaliar as possíveis alterações na estrutura das assembleias registradas nas capturas realizadas entre 2018 (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020e) e 2020 pelo Lactec, no ambiente marinho adjacente, também foi utilizado o método baseado em curvas de k-dominância (curvas ABC), utilizando os valores de abundância e biomassa cumulativos de cada espécie para cada conjunto de dados (5 km / 15 – 20 km de distância da foz do rio Doce). A estatística *W* obtida informa a relação de dominância em peso quando é positiva e a dominância em número de indivíduos quando é negativa (CLARKE; WARWICK, 2001). Valores positivos de *W* ($W > 0,2$) indicam uma assembleia não perturbada, valores negativos sugerem uma assembleia perturbada e valores próximo a 0 implicam em distúrbios moderados.

A estrutura e organização trófica das comunidades biológicas também foram utilizadas na identificação dos processos ecológicos envolvidos nas mudanças das comunidades em decorrência da passagem da lama. As categorias tróficas (grupos funcionais) consideradas para o agrupamento das espécies de peixes marinhos seguem o proposto em ELLIOTT et al. (2007): (i) herbívoros, que são peixes que se alimentam de vegetais superiores como folhas, sementes e frutos de plantas aquáticas e terrestres; (ii) detritívoros, que são peixes que ingerem sedimento juntamente com restos de invertebrados; (iii) ictiófagos, também denominados de piscívoros, que são peixes que se alimentam de outros peixes, (iv) onívoros, que são peixes que consomem indistintamente itens (níveis tróficos) de origem animal e vegetal, (v) zoobentívoros, que são peixes que se alimentam de invertebrados marinhos bentônicos, (vi) zooplactívoros, que são peixes que se alimentam de plâncton. O conhecimento dos hábitos alimentares e da posição trófica das espécies fornecem informações importantes sobre seus papéis ecológicos (PAULY et al., 1998), além do grau de compartilhamento dos recursos, fornecendo medidas descritivas sobre a organização das assembleias de peixes (CORRÊA et al., 2011).

2.5.1.2 Análises ecotoxicológicas

Para o diagnóstico foram realizadas quatro fases de campo, de periodicidade trimestral, entre os anos de 2018-2019, contemplando duas campanhas na estação seca (junho/julho de 2018 e julho/agosto de 2019) e duas campanhas na estação chuvosa (outubro/novembro de 2018 e fevereiro/março de 2019). Para avaliação ecotoxicológica na zona costeira e marinha foram selecionados um ponto no estuário, localizado exatamente na foz do rio Doce, e seis pontos na região marinha, todos dentro da área acometida pela pluma de rejeitos. Além do ponto da foz do rio Doce, o estuário do rio Piraquê-Açu também foi amostrado e, o ponto nesta localidade serviria como controle negativo ao ponto da foz do rio Doce. No entanto, após a validação da nova APDL este ponto foi identificado como acometido pela lama do desastre. Na porção marinha, dentre os pontos amostrados, três correspondem a pontos próximos à

costa (5 km), onde ficou a maior concentração da pluma de rejeitos, e três pontos afastados cerca de 20 km da costa, onde ficou acumulado uma menor concentração da pluma. A distância entre os três pontos em cada um dos raios (5 ou 20 km) é de 10 km. As amostragens dos peixes da zona costeira seguiram, exatamente, os mesmos padrões metodológicos adotados e já descritos para o ambiente continental.

Os resultados obtidos foram avaliados estatisticamente para o conjunto dos peixes capturados em cada um dos pontos e, também, para os peixes agrupados por ordem e por hábito alimentar. A definição do dano se deu através da comparação entre os resultados obtidos no presente estudo com resultados de estudos previamente realizados na região, com estudos realizados na região de Vitória (reconhecidamente impactada) ou, ainda, com diferentes estudos encontrados na literatura que avaliaram os mesmos biomarcadores em peixes expostos a contaminação por EPTs.

2.5.1.3 Classificação dos danos

Em acordo com a análise realizada para o diagnóstico (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020e), os danos foram classificados como “gravíssimos” quando as alterações nos indicadores ecológicos, além de revelarem o surgimento de uma assembleia simplificada em decorrência do desastre, também não apresentaram sinais evidentes de redução (irreversível), representando um desequilíbrio para as funções do ecossistema e seus elementos integrantes. Os danos foram classificados como “graves” quando os indicadores ecológicos de composição e estrutura das comunidades de peixes revelaram uma diminuição (perda) em relação aos dados de linha de base, ou seja, indicaram uma situação de estresse ambiental, porém com tendência de redução e sinais de retorno às condições anteriores ao desastre. Os danos foram considerados como “pouco graves” quando os indicadores ecológicos apresentaram pequena diminuição em relação aos dados de linha de base e o fator ambiental afetado apresentou retorno para as condições pré-desastre.

2.5.2 REDUÇÃO DA RIQUEZA E DIVERSIDADE DA ICTIOFAUNA NO AMBIENTE MARINHO ADJACENTE À FOZ DO RIO DOCE

Nas campanhas realizadas pelo Lactec entre 2018 e 2020 foram coletados 19.748 peixes de 74 táxons, distribuídos em 22 ordens e 32 famílias, sendo as ordens “*Percomorpharia isertae sedis*” (73,7% dos indivíduos; 17 espécies de pescadas, betaras, cangoás), Clupeiformes (12% dos indivíduos; 13 espécies de sardinhas e manjubas), Siluriformes (11,4% dos indivíduos; cinco espécies de bagres) e Pleuronectiformes (1,9% dos indivíduos; 12 espécies de linguados) as mais representativas. O conjunto de espécies registrado para este ambiente costeiro coincide em grande parte com a ictiofauna estuarina e de águas costeiras rasas (<10 m) determinadas por Yamaguti et al. (1994) para a região entre o Rio de Janeiro e São Paulo. Isto está provavelmente relacionado ao fato de a maioria das espécies que ocorrem na costa central e sudeste do Brasil distribuírem-se desde os Estados Unidos (ou da Região do mar do Caribe) até o norte da Argentina (CORRÊA, 1987; CASTELLO, 1994).

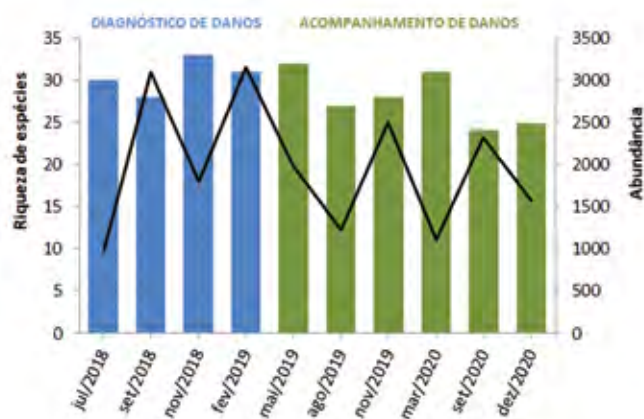
A riqueza registrada pelo Lactec entre 2018 e 2020 representa **71,1%** do valor registrado entre abril e dezembro de 2016 (104 espécies), utilizando como referência os dados levantados pela CTA/SAMARCO (2016) na mesma área de abrangência amostral. Os menores valores de riqueza em relação aos dados registrados pela CTA/SAMARCO (2016) e a falta de sinais evidentes de recuperação

observada na pequena variação da riqueza (entre 25 e 33 táxons) ao longo das dez amostragens realizadas entre 2018 e 2020 (Figura 66) indicam que a degradação do ambiente aquático costeiro pelo desastre promoveu o estabelecimento e a permanência local de uma assembleia simplificada, dominada por poucas espécies de hábito generalista, o que são constatações típicas de ambientes deteriorados (NORKKO *et al.*, 2002; HYLAND *et al.*, 2005).

Os dados gerados pelos estimadores não-paramétricos *Jackknife 1* (**93,7 espécies**) e *Chao 2* (**94,8 espécies**) apresentaram estimativas de riqueza regional similares, enquanto que o estimador *Bootstrap* (**82,6 espécies**) apresentou valor próximo da riqueza registrada. De acordo com estes métodos de interpolação (rarefação) que estimam a riqueza de espécies por meio de repetidas re-amostragens aleatórias do conjunto de dados, a riqueza amostrada entre 2018 e 2020 pelo Lactec representa entre 78% e 90% dos valores estimados, indicando que as técnicas de amostragens utilizadas foram apropriadas para registrar a riqueza de peixes da região.

Além da redução na riqueza, os distúrbios provocados no habitat demersal também foram detectados pela comparação da composição taxonômica das assembleias de peixes (diversidade β) por meio do espaço multivariado do escalonamento multidimensional não-paramétrico (Figura 67). A análise de ordenamento revelou a formação de dois grandes agrupamentos, sendo um deles formado pelas amostragens realizadas entre 2018 e 2020 pelo Lactec e um segundo, com maior similaridade entre as amostras, com os dados obtidos em 2016 (CTA/SAMARCO, 2016a; 2016b; 2016c).

Figura 66 – Riqueza (barras azuis e verdes) e abundância (linha preta) da ictiofauna registrada no ambiente marinho durante o levantamento de dados primários entre 2018 e 2020.



Apesar da análise NMDS indicar que parte das amostragens realizadas entre 2018 e 2020 apresentaram sobreposição, a análise de PERMANOVA revelou diferenças entre as comunidades amostradas pelo Lactec nas faixas de 5 km e 15-20 km da foz do rio Doce (Tabela 22). Estes resultados são semelhantes ao observado nos relatórios da CTA/SAMARCO (2016a; 2016b; 2016c), os quais indicaram diferenças na distribuição espacial da ictiofauna amostrada entre as áreas de monitoramento denominadas de “deposição da camada espessa – 5 km da foz”, “deposição da camada fina – 10 km da foz” e “sem deposição de rejeitos – 20 km da foz”, as quais foram definidas em função do distanciamento da foz do rio Doce. De acordo com a análise de SIMPER, as espécies que mais contribuíram para as similaridades observadas em cada faixa de distância da foz do rio Doce foram sciaenídeos (*Stellifer* spp.,

Paralonchurus brasiliensis, *Macrodon ancylodon*, *Isopisthus parvipinnis*, *Nebris microps*), sardinhas (*Pellona harroweri*) e bagres (*Cathorops spixii* e *Aspistor luniscutis*) (Tabela 23).

Figura 67 – Representação gráfica da ordenação multidimensional não métrica (NMDS) baseada na composição da ictiofauna registrada nas fases amostrais realizadas em 2018 e 2020 nas faixas de 5 km e 15-20 km da foz do rio Doce, no conjunto de amostragens realizadas no ano de 2016 pela SAMARCO/CTA no ambiente marinho adjacente. Como o NMDS foi baseado em uma matriz de distância, a proximidade entre os pontos indica maior similaridade.

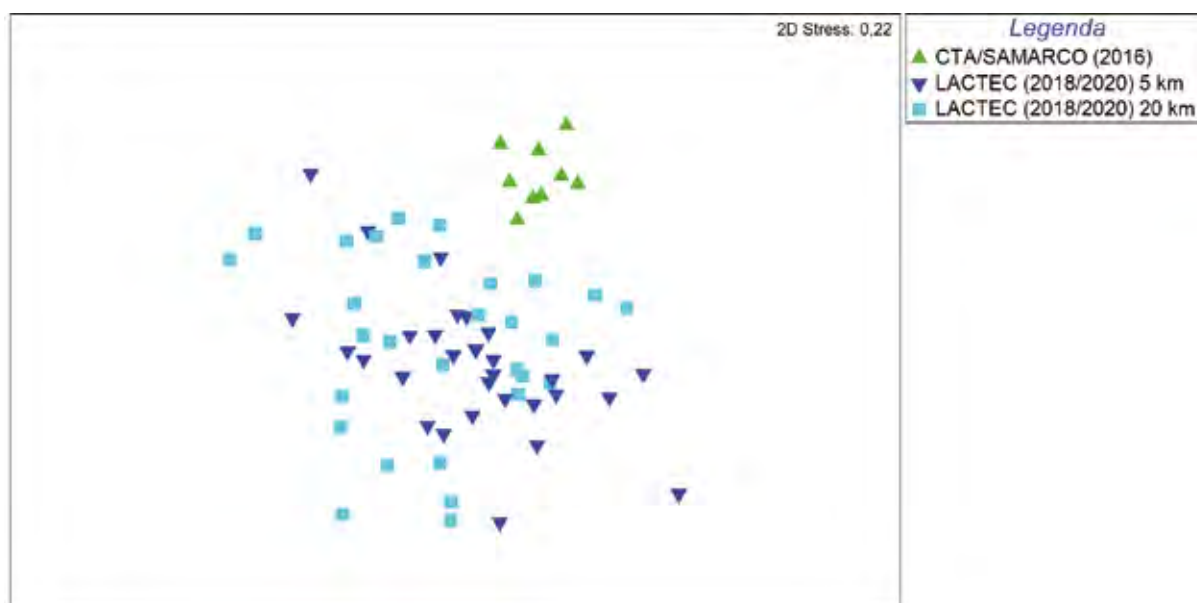


Tabela 22 – PERMANOVA calculada a partir da matriz de similaridade de Bray-Curtis para a ictiofauna registrada nos diferentes pontos amostrais das áreas de amostragens (5 km e 15-20 km da foz do rio Doce) no ambiente marinho adjacente. Itens em negrito representam diferenças significativas. GL – Graus de liberdade, SQ – Soma dos quadrados, QM – Quadrados médios.

	GL	SQ	QM	Pseudo-F	P	PU
Áreas de amostragem	1	2892,9	2892,9	1,823	0,043	999
Resíduo	58	92038	1586,9			
Total	59	94931				

Considerando os três pontos amostrais localizados em um raio de 5 km da foz do rio Doce, o cangangá *Stellifer rastrifer* (30,88%), o bagre *Cathorops spixii* (11,55%), o cangangá *Stellifer brasiliensis* (11,56%), a pescada *Macrodon atricauda* (6,30%), o cangoá *Paralonchurus brasiliensis* (6,35%) e a pescada-banana *Nebris micros* (5,37%) foram os mais abundantes nas capturas, enquanto que o bagre *Cathorops spixii* (32,32%) e a pescada-banana *Nebris micros* (10,68%) foram as espécies com maior biomassa total nas capturas. Para o conjunto de pontos amostrais localizados entre 15 e 20 km da foz do rio Doce, o cangangá *Stellifer brasiliensis* (22,10%), o cangoá *Stellifer rastrifer* (18,98%) e a pescada-foguete *Macrodon atricauda* (10,53%) dominaram em abundância as capturas, enquanto que as maiores biomassas totais foram registradas para *Cathorops spixii* (24,24%), *Stellifer brasiliensis* (17,22%) e *Stellifer rastrifer* (10,76%) (Tabela 24).

A predominância de scianídeos (pescadas) é um padrão amplamente documentado em regiões de plataforma rasa costeira da região Sudeste-Sul do Brasil (VAZZOLER, 1975; PAIVA-FILHO;

SCHMIEGELOW, 1986; RUFFINO e CASTELLO, 1992; VIANA; ALMEIDA, 2005; CATTANI *et al.*, 2011; SEDREZ *et al.*, 2013; FREITAS, SPACH e HOSTIM-SILVA, 2011). Os Sciaenidae são comuns em águas rasas com fundos de areia ou lama, coincidindo com o tipo de substrato onde atua a frota artesanal do camarão sete-barbas (FIGUEIREDO; MENEZES, 1980).

Tabela 23 – Resultados da análise de SIMPER para as espécies com maior contribuição percentual nas similaridades registradas nas áreas de amostragem no ambiente marinho adjacente.

Táxons		Raio de 5 km	Raio entre 15 e 20 km
		(31,02%)	(22,92%)
Sciaenidae	<i>Stellifer rastrifer</i>	28,80	15,85
Sciaenidae	<i>Stellifer brasiliensis</i>	20,02	29,59
Ariidae	<i>Cathorops spixii</i>	11,76	6,47
Sciaenidae	<i>Nebris microps</i>	8,86	6,59
Sciaenidae	<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	7,92	12,57
Sciaenidae	<i>Macrodon atricauda</i>	7,30	5,55
Sciaenidae	<i>Isopisthus parvipinnis</i>	3,18	5,89
Ariidae	<i>Aspistor luniscutis</i>	2,02	
Pristigasteridae	<i>Pellona harroweri</i>	1,52	3,41
Scaenidae	<i>Stellifer stellifer</i>		3,82
Sciaenidae	<i>Stellifer naso</i>		3,66

Tabela 24 – Frequência e biomassa absoluta e relativa (%) das espécies de peixes registradas nas áreas de amostragem no ambiente marinho adjacente.

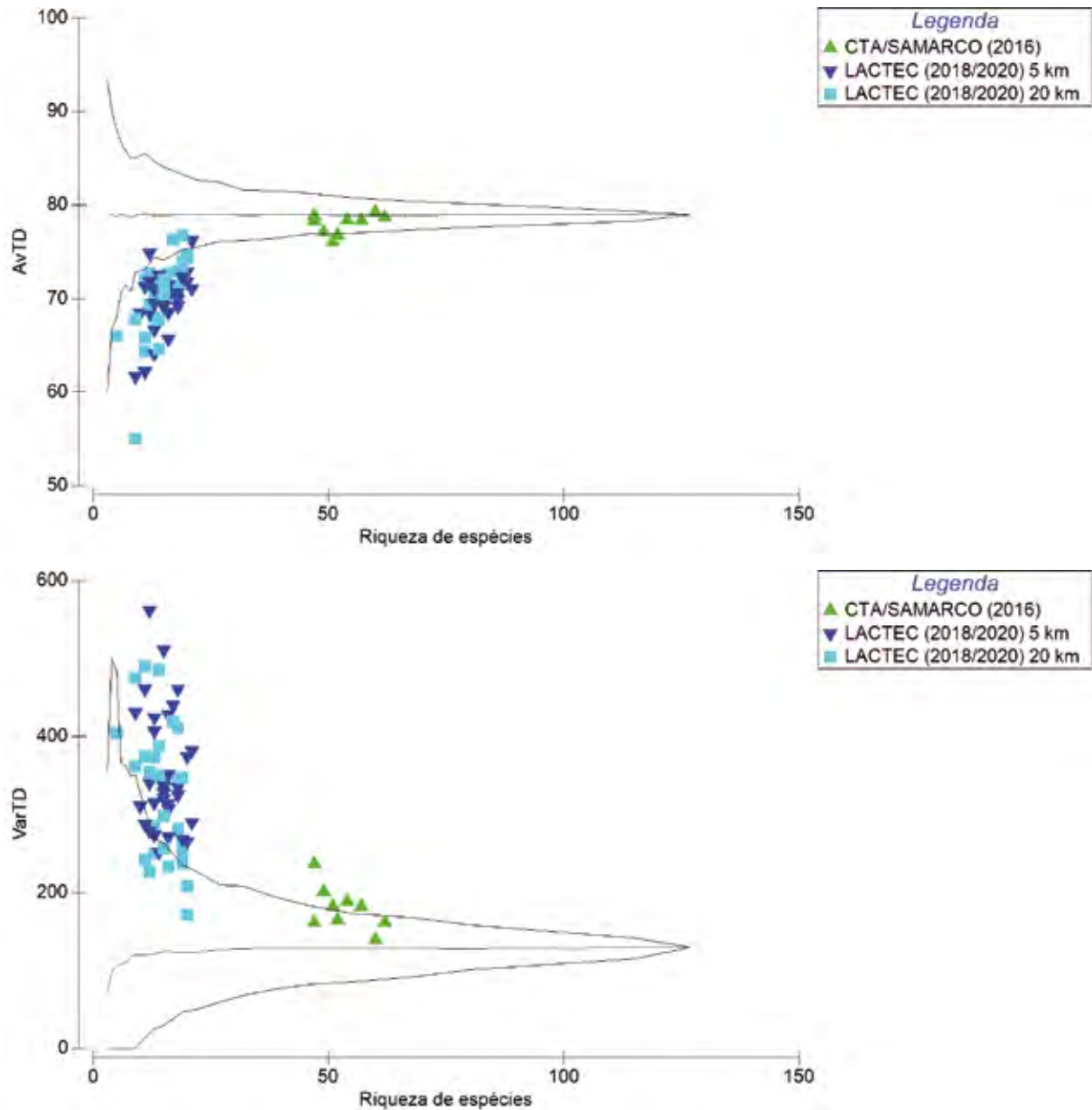
Táxons	Raio de 5 km				Raio de 20 km			
	Total	%	Biomassa	%	Total	%	Biomassa	%
<i>Acanthurus bahianus</i>	1	0,01	0,9	<0,01	4	0,04	223,28	0,19
<i>Acanthurus chirurgus</i>	-	-	-	-	2	0,02	3,95	<0,01
<i>Achirus declives</i>	14	0,14	287,6	0,15	14	0,15	559,78	0,47
<i>Achirus lineatus</i>	6	0,06	157,69	0,08	7	0,07	235,33	0,20
<i>Anchoa filifera</i>	18	0,18	95,24	0,05	55	0,58	111,86	0,09
<i>Anchoa januaria</i>	12	0,12	73,5	0,04	1	0,01	34,25	0,03
<i>Anchoa lyolepis</i>	67	0,65	239,39	0,13	308	3,25	786,67	0,67
<i>Anchoa parva</i>	-	-	-	-	1	0,01	9,95	0,01
<i>Anchoa spinifera</i>	209	2,04	1221,55	0,66	120	1,27	765,51	0,65
<i>Anchoa tricolor</i>	30	0,29	152,43	0,08	138	1,46	453,57	0,38
<i>Anchoviella lepidentostole</i>	-	-	-	-	1	0,01	17	0,01
<i>Aspistor luniscutis</i>	291	2,84	12484,31	6,70	135	1,42	3540,8	3,00
<i>Bagre bagre</i>	60	0,58	804,34	0,43	49	0,52	763,25	0,65
<i>Bothus ocellatus</i>	-	-	-	-	1	0,01	4,71	<0,01
<i>Catathyridium garmani</i>	1	0,01	25,2	0,01	1	0,01	140,47	0,12
<i>Cathorops spixii</i>	1185	11,55	60255	32,32	370	3,90	28596,58	24,24
<i>Chaetodipterus faber</i>	-	-	-	-	1	0,01	19,28	0,02
<i>Chaetodon striatus</i>	3	0,03	2,4	<0,01	2	0,02	1,5	<0,01
<i>Chirocentron bleekermanus</i>	3	0,03	6,86	<0,01	41	0,43	90,01	0,08

Táxons	Raio de 5 km				Raio de 20 km			
	Total	%	Biomassa	%	Total	%	Biomassa	%
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	1	0,01	8,8	<0,01	25	0,26	167,71	0,14
<i>Citharichthys macrops</i>	-	-	-	-	5	0,05	32,27	0,03
<i>Citharichthys spilopterus</i>	3	0,03	52,79	0,03	-	-	-	-
<i>Conodon nobilis</i>	22	0,21	623,75	0,33	19	0,20	326,33	0,28
<i>Cynoscion leiarchus</i>	67	0,65	290,37	0,16	8	0,08	15,03	0,01
<i>Cynoscion virescens</i>	61	0,59	1577,62	0,85	18	0,19	478,68	0,41
<i>Dactylopterus sp.</i>	1	0,01	6,2	<0,01	2	0,02	8,17	0,01
<i>Diodon cf. holocanthus</i>	-	-	-	-	1	0,01	0,23	<0,01
<i>Etropus crossotus</i>	2	0,02	13,04	0,01	1	0,01	0,71	<0,01
<i>Gymnothorax ocellatus</i>	1	0,01	126	0,07	-	-	-	-
<i>Haemulopsis corvinaeformis</i>	-	-	-	-	1	0,01	103,95	0,09
<i>Heteropriacanthus cruentatus</i>	1	0,01	105,7	0,06	-	-	-	-
<i>Hypanus guttatus</i>	3	0,03	2400	1,29	9	0,09	3484,91	2,95
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	235	2,29	1054,35	0,57	507	5,35	2161,98	1,83
<i>Lagocephalus laevigatus</i>	1	0,01	0,4	<0,01	-	-	-	-
<i>Larimus breviceps</i>	23	0,22	397,06	0,21	-	-	-	-
<i>Lycengraulis grossidens</i>	5	0,05	50,7	0,03	11	0,12	232,9	0,20
<i>Macrodon atricauda</i>	646	6,30	5873,4	3,15	998	10,53	4036,33	3,42
<i>Menticirrhus gracilis</i>	3	0,03	93,94	0,05	-	-	-	-
<i>Menticirrhus martinicensis</i>	8	0,08	369,57	0,20	11	0,12	688	0,58
<i>Micropogonias furnieri</i>	1	0,01	1589,82	0,85	-	-	-	-
<i>Narcine brasiliensis</i>	5	0,05	247,66	0,13	3	0,03	182,91	0,16
<i>Nebris microps</i>	551	5,37	19914,08	10,68	399	4,21	9206,89	7,80
<i>Notarius grandicassis</i>	103	1,00	4376,96	2,35	65	0,69	2293,67	1,94
<i>Odontognathus mucronatus</i>	240	2,34	568,85	0,31	123	1,30	284,11	0,24
<i>Ogcocephalus vespertilio</i>	1	0,01	6,93	<0,01	-	-	-	-
<i>Ophichthus cylindroideus</i>	1	0,01	129,15	0,07	4	0,04	465,77	0,39
<i>Ophioscion punctatissimus</i>	2	0,02	115,2	0,06	11	0,12	287,5	0,24
<i>Opisthonema oglinum</i>	3	0,03	59,25	0,03	22	0,23	337	0,29
<i>Paralichthys brasiliensis</i>	1	0,01	912,26	0,49	-	-	-	-
<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	651	6,35	16763,46	8,99	513	5,41	10021,78	8,50
<i>Pareques acuminatus</i>	-	-	-	-	1	0,01	35,94	0,03
<i>Pellona harroweri</i>	524	5,11	1145,46	0,61	433	4,57	537,42	0,46
<i>Peprilus crenulatus</i>	3	0,03	28,63	0,02	10	0,11	22,9	0,02
<i>Polydactylus virginicus</i>	6	0,06	238,21	0,13	1	0,01	69	0,06
<i>Porichthys porosissimus</i>	3	0,03	6,85	0,00	1	0,01	2,01	<0,01
<i>Priacanthus arenatus</i>	1	0,01	81	0,04	1	0,01	25,52	0,02
<i>Prionotus punctatus</i>	2	0,02	73,69	0,04	1	0,01	0,1	<0,01
<i>Sardinella brasiliensis</i>	-	-	-	-	4	0,04	47	0,04
<i>Scorpaena dispar</i>	-	-	-	-	1	0,01	198,55	0,17
<i>Scorpaena isthmensis</i>	7	0,07	95,13	0,05	10	0,11	65,11	0,06
<i>Scorpaena plumieri</i>	-	-	-	-	6	0,06	1287,95	1,09

Táxons	Raio de 5 km				Raio de 20 km			
	Total	%	Biomassa	%	Total	%	Biomassa	%
<i>Serranus flaviventris</i>	-	-	-	-	1	0,01	3,24	<0,01
<i>Sphoeroides pachygaster</i>	1	0,01	21,68	0,01	-	-	-	-
<i>Sphoeroides testudineus</i>	2	0,02	184,04	0,10	-	-	-	-
<i>Stellifer brasiliensis</i>	1186	11,56	12874,55	6,91	2094	22,10	20307,95	17,22
<i>Stellifer naso</i>	215	2,10	2280,72	1,22	721	7,61	7753,27	6,57
<i>Stellifer rastrifer</i>	3168	30,88	28131,23	15,09	1799	18,98	12689,06	10,76
<i>Stellifer stellifer</i>	408	3,98	2146,82	1,15	237	2,50	1107,19	0,94
<i>Symphurus tessellatus</i>	51	0,50	1346,22	0,72	97	1,02	1197,12	1,01
<i>Symphurus trewavasae</i>	7	0,07	200,47	0,11	8	0,08	86,59	0,07
<i>Symphurus jenynsii</i>	3	0,03	46,18	0,02	2	0,02	42,56	0,04
<i>Trichiurus lepturus</i>	5	0,05	237,35	0,13	9	0,09	407,59	0,35
<i>Trinectes paulistanus</i>	125	1,22	3233,02	1,73	33	0,35	902,24	0,76
<i>Zapteryx brevirostris</i>	1	0,01	499,63	0,27	-	-	-	-
	10260	100,00	186405	100,00	9477	100,00	117962,89	100,00

Os resultados da Média da Distinção Taxonômica (AvTD) e da Variação da Distinção Taxonômica (VarTD) (Figura 68) também mostraram que as estruturas e relações taxonômicas das assembleias de peixes amostradas entre 2018 e 2020 estiveram fora dos intervalos de confiança de 95% calculados pelas simulações de cada índice. Estas amostragens apresentaram uma menor distinção taxonômica média, ou seja, uma menor biodiversidade em termos de estrutura taxonômica considerando cinco categorias (Classe, Ordem, Família, Gênero e Espécie), indicando que a distância topológica (taxonômica e filogenética) entre espécies é pequena e que a maioria dos organismos pertence a poucos táxons, com predomínio de poucas famílias e de espécies congêneras, com grande homogeneidade funcional, observações típicas de ambientes degradados com baixa heterogeneidade ambiental (TILMAN, 1996; HALL; GREENSTREET, 1998; WARWICK; CLARKE, 1998; CLARKE; WARWICK, 2001; WARWICK; LIGHT, 2002; LEONARD *et al.*, 2006; HEINO *et al.*, 2007).

Figura 68 – Distinção taxonômica média (AvTD) e variação da distinção taxonômica (VarTD) da composição e relação taxonômica da ictiofauna registrada entre 2018 e 2020 nas faixas de 5 km e 15-20 km da foz do rio Doce e no conjunto de amostragens realizadas no ano de 2016 pela CTA/SAMARCO no ambiente marinho adjacente. A média esperada (calculada) foi representada pela linha pontilhada central e o limite do intervalo de confiança (95%) dado pelas linhas sólidas do entorno, em forma de funil.



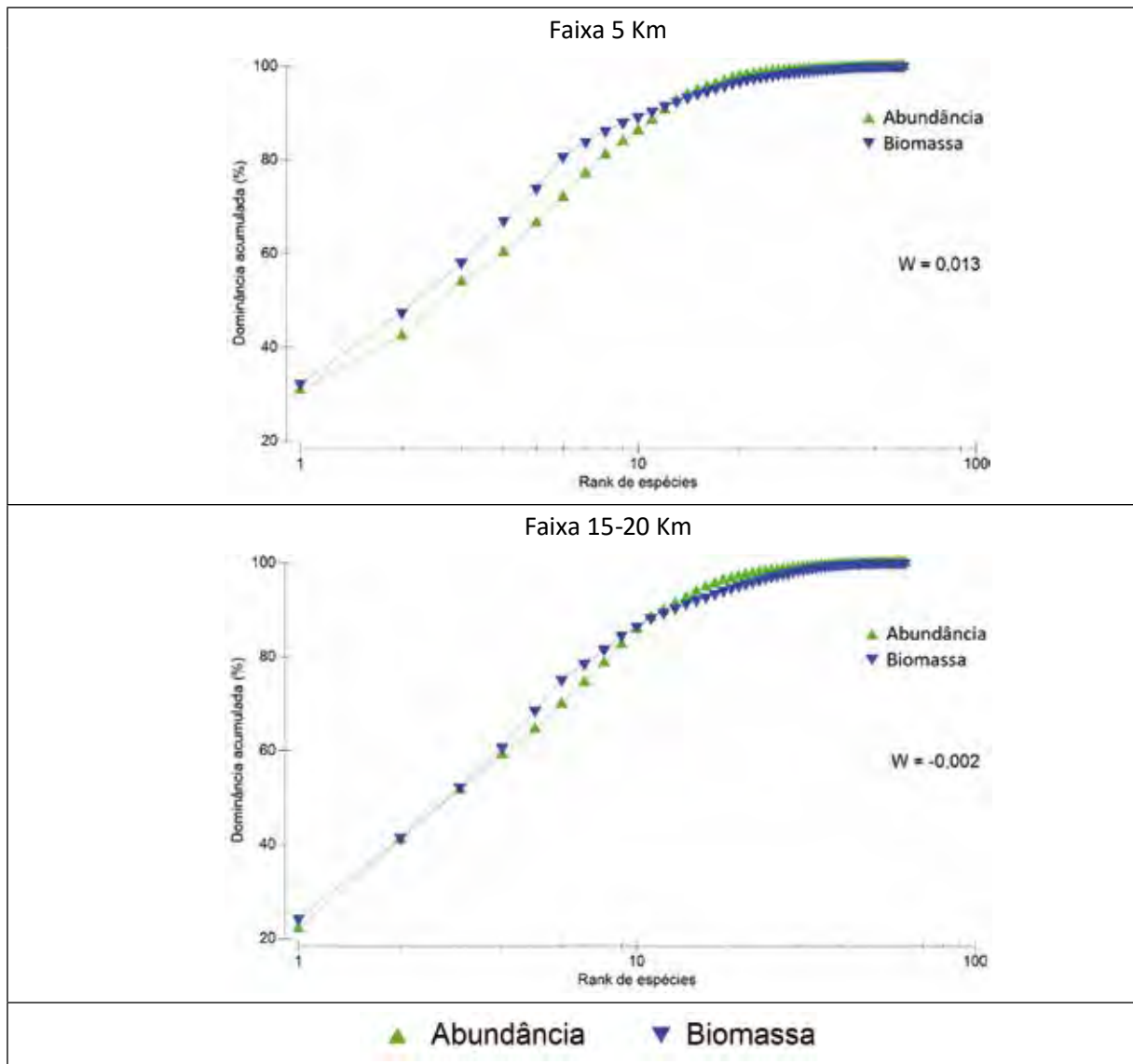
Embora a comparação da riqueza seja dependente do protocolo amostral (WILLOT, 2001), os menores valores de riqueza e de diversidade (em termos de estrutura taxonômica) registrados pelo Lactec, em comparação com os dados de referência da CTA/SAMARCO (2016a), indicam que a degradação do ambiente costeiro, em decorrência do desastre, promoveu o estabelecimento de uma assembleia discreta, relativamente homogênea e persistente dentro dos limites geográficos considerados pela amostragem. A redução generalizada na riqueza, o aumento da abundância de táxons generalistas e a formação de assembleias demersais discretas e persistentes, são observações típicas de ambientes degradados (NORKKO *et al.*, 2002; HYLAND *et al.*, 2005). Comunidades macrofaunais de ambientes impactados são de fato mais persistentes (resilientes) que aquelas de ecossistemas não impactados (revisado em BOLAM, 2003).

Concomitante à diminuição da riqueza, também foi registrado o aumento na dominância de espécies oportunistas, como o cangoá *S. rastrifer* e o bagre *C. spixii*, o que é geralmente considerado como indicativo de estresse ambiental (PIANKA, 1970). A ocorrência e dominância dessas espécies em assembleias demersais são frequentemente associadas a ambientes degradados (MISHIMA; TANGI, 1983; ARAÚJO *et al.*, 1988; ARAÚJO *et al.*, 2002; BARLETTA *et al.*, 2008; SCHMIDT *et al.*, 2008; ROCHA, 2009).

Ecossistemas modificados e degradados são usualmente dominados por espécies tolerantes (FAUSCH *et al.*, 1990; SCHIEMER *et al.*, 2000; ARAÚJO *et al.*, 2003), pois as espécies oportunistas (*r*-estrategistas) são mais eficientes na exploração dos habitats em comparação com as especialistas (*k*-estrategistas), em função de seu menor porte, alta taxa reprodutiva e crescimento rápido (CLARKE; WARWICK, 2001). As curvas de dominância acumulada de abundância e biomassa (ABC) estimadas para as amostragens realizadas pelo Lactec entre 2018 e 2020 apresentaram uma configuração de ambientes moderadamente perturbados na faixa de 5 km e entre 15-20 km da foz do rio Doce, indicando que as espécies oportunistas, que são aquelas usualmente de pequeno porte que apresentam ciclo de vida curto, são dominantes (abundantes) (Figura 69). A eliminação de grandes competidores também pode reduzir as diferenças de tamanho entre as espécies dominantes, fazendo que com as curvas de biomassa e abundância fiquem próximas (CLARKE; WARWICK, 1994).

Na área de abrangência do diagnóstico, a redução da riqueza e da diversidade da ictiofauna costeira foi considerada como um dano gravíssimo no relatório do diagnóstico de danos (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020e), resultado da degradação ambiental provocada pela deposição de sedimentos (e do rejeito), bem como aumento da turbidez no ambiente marinho adjacente. De acordo com o acompanhamento de danos, a redução da riqueza e da diversidade da ictiofauna costeira ainda não apresentam sinais evidentes de retorno a valores observados nos dados utilizados como referência.

Figura 69 – Curvas de K-dominância para abundância e biomassa de espécies registradas entre 2018 e 2020 nas faixas de 5 km e 15-20 km da foz do rio Doce. A dominância em peso (estatística W positiva) indica uma assembleia não perturbada, enquanto que a dominância em número de indivíduos (estatística W negativa ou próxima de zero) implica em distúrbios moderados (CLARKE; WARWICK, 2001).



2.5.3 SIMPLIFICAÇÃO DA ESTRUTURA TRÓFICA DA ICTIOFAUNA

Considerando os hábitos alimentares registrados entre 2018 e 2020 pelo Lactec para a região marinha adjacente, as espécies foram classificadas como herbívoras, onívoras, zoobentívoras, zooplantófagas e ictiófagas, sendo que as espécies zoobentívoras dominam as amostragens em termos de riqueza (Figura 70) e abundância (Figura 71), indicando uma grande preferência alimentar pelo zoobentos, que de fato representam uma importante fonte de alimento para os peixes demersais (DAAN *et al.*, 1990).

A análise da riqueza e abundância das guildas tróficas indica uma alteração nas proporções entre os grupos ao longo do período amostrado pelo Lactec, com a diminuição percentual da representatividade de espécies zoobentívoras e herbívoras, principalmente no período do acompanhamento de danos. A diminuição desta funcionalidade neste ecossistema costeiro é preocupante, pois peixes herbívoros integram um grupo funcional importante para a manutenção do equilíbrio das relações entre corais e macroalgas em ecossistemas coralíneos (BELLWOOD *et al.*, 2004; NYSTRÖM, 2006), como a região do Banco dos Abrolhos (FERREIRA; GONÇALVES, 2006).

Figura 70 – Proporção dos grupos tróficos (riqueza) registrados nas fases amostrais realizadas entre 2018 e 2020 nas faixas de 5 km e 15-20 km da foz do rio Doce.

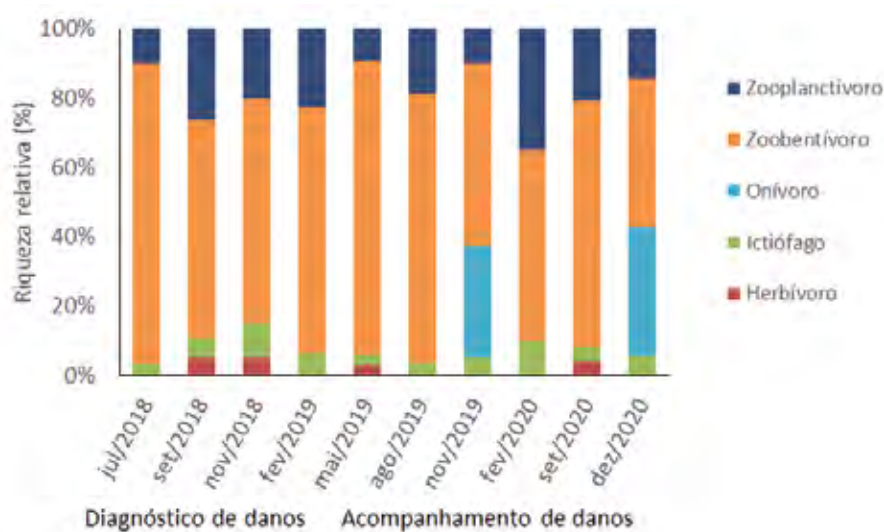


Figura 71 – Proporção dos grupos tróficos (abundância) registrados nas fases amostrais realizadas entre 2018/2020 nas faixas de 5 km e 15-20 km da foz do rio Doce.



Considerando os dados levantados pela CTA/SAMARCO (2016a; 2016b; 2016c) na mesma região, a diminuição da riqueza de espécies zoobentívoras na comunidade ainda persiste (Figura 72) e o indicador proposto por Caddy e Garibaldi (2000) para avaliar mudanças tróficas em um ecossistema marinho ainda registra uma diminuição na razão entre ictiófagos e zooplânctívoros (Figura 73).

Como a deposição de sedimentos sobre o fundo submarino afetou consideravelmente a macrofauna benthica, especialmente os organismos bentônicos sésseis e aqueles com baixa mobilidade (ver item 2.4.4), os efeitos negativos dessa alteração ambiental se estenderam aos organismos nectônicos, uma vez que grande parte das espécies de peixes registradas na região se alimenta exclusivamente de organismos bentônicos. Além disso, o aumento da turbidez decorrente da deposição e suspensão de sedimentos causou danos a outros organismos zoobentônicos, como aqueles denominados de filtradores, que são sensíveis a altos teores de material em suspensão (DANKERS, 2002).

A mortalidade de organismos zoobentônicos, a redução da complexidade estrutural do sedimento e a consequente homogeneização do habitat provocada pelo aporte de lama e soterramento causou a redução na diversidade dos organismos bentônicos, conforme observado no item 2.4.4, provocando alterações nas interações tróficas e efeitos *bottom-up* (influência na cadeia trófica baseada na disponibilidade de recursos) na estrutura trófica demersal da região afetada. No caso do controle *bottom-up*, a disponibilidade de nutrientes aos produtores é fator modulador importante na distribuição da biomassa nos níveis tróficos (LYNAM *et al.*, 2017).

No relatório de diagnóstico de danos (referência), a simplificação da estrutura trófica foi considerada como um dano grave em função de indicar perda de diversidade funcional da ictiofauna demersal (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020e). De acordo com o acompanhamento de danos, a simplificação da estrutura trófica ainda não apresenta sinais evidentes de retorno a valores observados nos dados utilizados como referência, mesmo considerando o período de recuperação e recolonização de comunidades macrofaunais submetidas aos impactos de dragagem (SOARES *et al.*, 1996; BOLAM, 2003).

Figura 72 – Riqueza dos grupos tróficos registrados nas fases amostrais realizadas em 2018 (diagnóstico) e 2020 (acompanhamento) nas faixas de 5 km e 15-20 km da foz do rio Doce e no conjunto de amostragens realizadas no ano de 2016 pela CTA/SAMARCO no ambiente marinho adjacente.

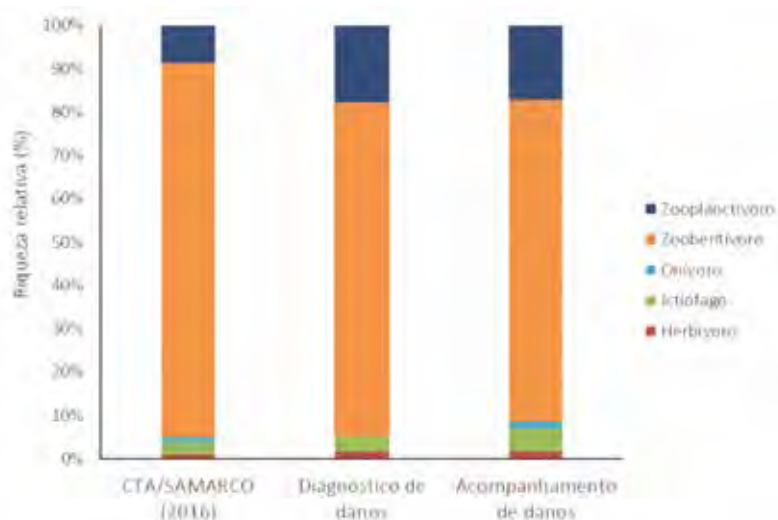
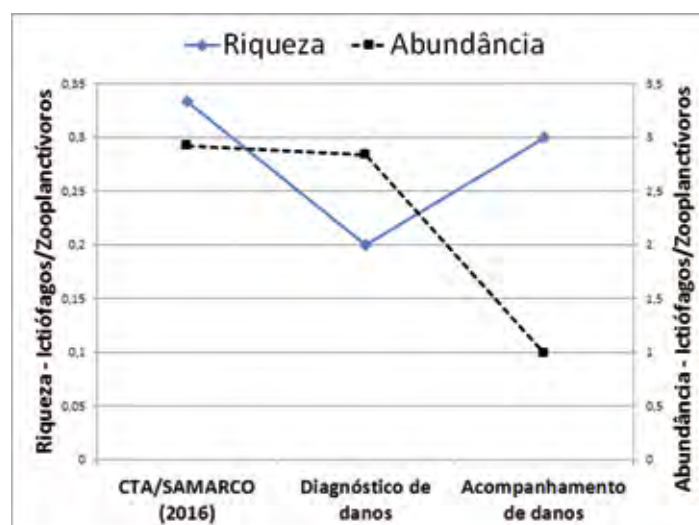


Figura 73 – Relação entre a riqueza e abundância de peixes ictiófagos e zooplânctívoros para a ictiofauna registrada nas fases amostrais realizadas em 2018 (diagnóstico) e 2020 (acompanhamento) nas faixas de 5 km e 15-20 km da foz do rio Doce e no conjunto de amostragens realizadas no ano de 2016 pela CTA/SAMARCO no ambiente marinho adjacente.



2.5.4 DIMINUIÇÃO DAS POPULAÇÕES DE ESPÉCIES DE PEIXES COSTEIROS DE INTERESSE COMERCIAL

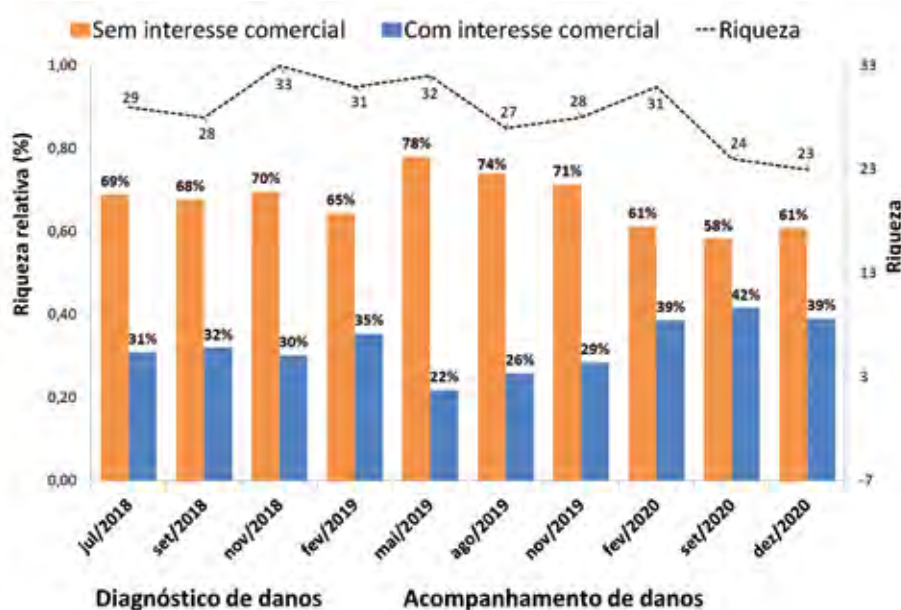
Considerando as amostragens dos arrastos realizadas pelo Lactec entre 2018 e 2020, que em sua grande maioria é composta por recrutas e juvenis de peixes comerciais, a quantidade de espécies de interesse para a pesca registrada pelos arrastos no ambiente marinho adjacente durante os meses de fevereiro, setembro e dezembro de 2020 (acompanhamento de danos) apresentou valores superiores àqueles registrados durante os anos de 2018 e 2019. Entretanto, é importante destacar que este aumento proporcional de recrutas e juvenis de peixes comerciais ocorreu como resultado da diminuição da riqueza geral ao longo das amostragens (Figura 74).

Considerando dados levantados pela CTA/SAMARCO (2016a; 2016b; 2016c), que indica que 27,9% das espécies amostradas para a região eram de interesse para a pesca, além da perda da riqueza geral, a proporção de espécies com interesse pesqueiro reduziu para 26,3% no período de acompanhamento de danos.

No relatório de diagnóstico de danos (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020e), a diminuição nas populações de espécies de peixes costeiros de interesse comercial foi considerada como um dano grave. De acordo com o acompanhamento de danos, a proporção de espécies com interesse pesqueiro ainda não apresenta sinais evidentes de retorno a valores observados nos dados utilizados como referência, mesmo considerando a proibição da pesca na região marinha adjacente a foz do rio Doce pela Ação Civil Pública nº 0002571-13.2016.4.02.5004 ajuizada no Tribunal Regional Federal da 2ª Região.

Esta redução, se aliada aos problemas existentes relacionados com a gestão da pesca (e.g. falta de regulamentação, fiscalização ineficiente na área de restrição à pesca, monitoramento descontínuo), pode piorar o cenário desta atividade e intensificar o dano sobre as comunidades de peixes costeiros.

Figura 74 – Proporção de espécies com e sem interesse para a pesca (colunas) e riqueza geral (linha tracejada) registradas nas fases amostrais realizadas entre 2018 e 2020 nas faixas de 5 km e 15-20 km da foz do rio Doce.



2.5.5 ALTERAÇÕES NAS CONDIÇÕES CORPORAIS E/OU NA SAÚDE DA ICTIOFAUNA

Similar às respostas observadas para os peixes dos demais compartimentos (tanto contintental quanto estuarino), observa-se que os peixes coletados no ambiente marinho (compartimento 5), independentemente do ponto amostral, apresentaram uma série de alterações nos biomarcadores avaliados, seja considerando a relação temporal ou a distância entre os pontos. Ainda, como já evidenciado para os peixes do ambiente estuarino (compartimento 4), os peixes do compartimento 5 também apresentaram acidose metabólica, representada pela inversão das concentrações dos íons Cl^- e Na^+ no plasma. Como esse desequilíbrio representa não somente uma grave alteração na condição de saúde, mas, elevado risco de morte aos indivíduos afetados, o dano foi considerado **gravíssimo, irreversível** e com **tendência de aumento**, especialmente, se levado em consideração que grande parte desses elementos permanecem disponíveis no ambiente e que novos aportes podem ocorrer. Além disso, é importante mencionar que a biodisponibilidade dos EPTs neste compartimento é diretamente relacionada com a dinâmica do mesmo e que a salinidade potencializa os prejuízos causados por alguns destes elementos sobre a saúde dos animais.

Para melhor detalhamento quanto aos danos aqui resumidos consultar o TOMO I – Contextualização do Acompanhamento de danos, capítulo de Ecotoxicologia.

2.5.6 AUMENTO NA BIOACUMULAÇÃO

Assim como já evidenciado nos demais compartimentos, todos os EPTs avaliados foram determinados nos tecidos muscular e hepático dos peixes capturados no compartimento 5, independentemente da localização dos pontos amostrais. De modo geral, os peixes capturados na segunda campanha apresentaram maior bioacumulação para a maioria dos EPTs em relação às demais campanhas amostrais, independentemente da distância da costa em que o ponto amostral estava localizado (5 km ou 20 km). Esse padrão também foi observado em todos os outros compartimentos avaliados (1,2,3 e 4) e, coincide com um período de elevada pluviosidade. Os dados demonstraram, ainda, que ao longo das três primeiras campanhas e, especialmente, para os peixes capturados nos pontos 1, 2 e 3, diversos EPTs mantiveram-se com concentrações elevadas, o que indica maior biodisponibilidade nestes pontos amostrais. Nos pontos 4, 5 e 6, por sua vez, nota-se que a partir da terceira campanha há uma tendência de redução nas concentrações de EPTs nos tecidos avaliados.

Apesar disso, os dados corroboram que o ambiente estuarino-marinho adjacente a foz do rio Doce é o sumidouro dos sedimentos provenientes deste rio, os quais estão repletos de lama de rejeitos de mineração e, conseqüentemente, de EPTS. Vale ressaltar que a variabilidade encontrada na bioacumulação de EPTs nos diferentes pontos amostrais do compartimento 5 possivelmente está diretamente relacionada à variabilidade na dinâmica ambiental inerente a este ambiente. Independentemente da variabilidade identificada, é importante mencionar que, em todos os pontos do compartimento 5, as concentrações de As total (ambos os tecidos avaliados) e as concentrações de Cd (no tecido hepático) estiveram acima do limite de 1 mg.kg^{-1} e $0,05 \text{ mg.kg}^{-1}$, respectivamente, permitido pela RDC nº42/2013, resolução esta que trata de limites máximos de contaminantes inorgânicos em alimentos e determina limites máximos de As, Cd, Hg e Pb em peixes (crus, congelados ou resfriados).

Do mesmo modo que pontuado no compartimento 4, não existem diretrizes que determinem concentrações de EPTs seguras à saúde animal e ambiental. Além disso, inúmeros estudos avaliando os efeitos destes contaminantes demonstram que concentrações na ordem de micro ou nanograma são suficientes para promover bioacumulação e prejuízos à saúde dos organismos avaliados. Assim, conclui-se que a bioacumulação observada nos peixes do compartimento 5 representa um dano **gravíssimo, irreversível** e com **tendência de aumento**, pois, a região marinha-estuarina funcionando como sumidouro dos materiais provenientes do rio Doce, receberá novos aportes de rejeito, visto que este material ainda encontra-se disponível ao longo de todo o rio Doce. Além disso, grande parte do material disponibilizado para o mar continua no ambiente sob a dinâmica do mesmo, a qual em associação com a salinidade, potencializa a absorção e os prejuízos à saúde dos animais.

Para melhor detalhamento quanto aos danos aqui resumidos consultar o TOMO I – Contextualização do Acompanhamento de danos, capítulo de Ecotoxicologia.

2.5.7 CENÁRIO DE DANOS

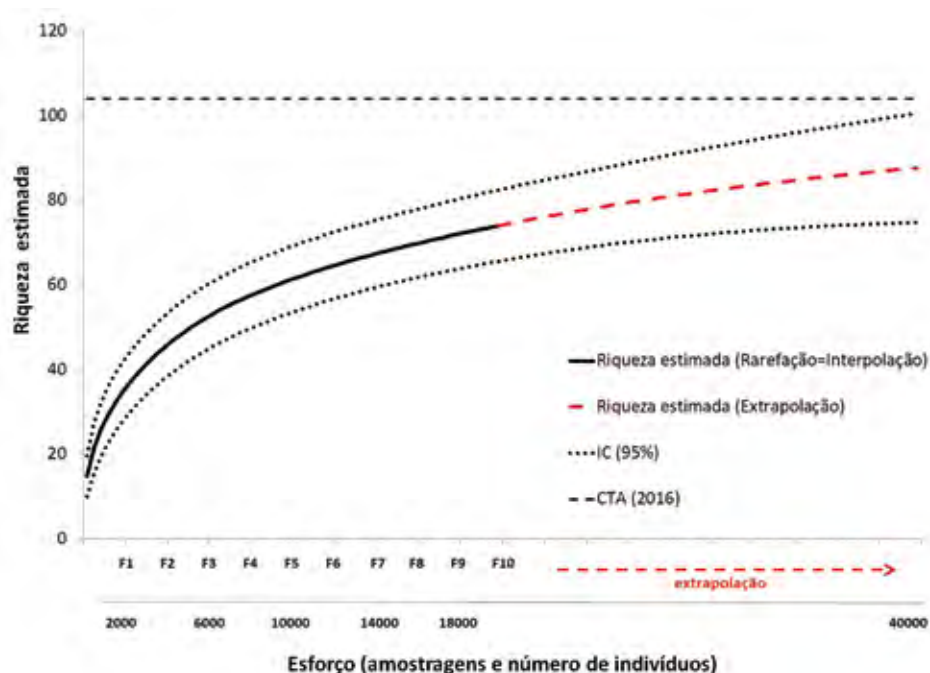
A degradação do ambiente aquático costeiro promoveu o estabelecimento de uma assembleia de peixes simplificada e persistente, dominada por poucas espécies demersais de hábito generalista, a qual ainda não apresenta sinais evidentes de retorno aos valores de riqueza e de composição de espécies observadas nos dados de referência. A diminuição da riqueza e a menor distinção taxonômica das comunidades (perda de diversidade) foram provocadas pela degradação ambiental e a consequente perda de organismos com hábitos especializados (e.g. zoobentívoros e herbívoros), pelo aumento da riqueza e abundância de organismos tolerantes, bem como pelas alterações nos mais diferentes biomarcadores de avaliação de saúde.

De acordo com os resultados gerados pelas curvas de interpolação e extrapolação dos números de Hill ($q=0$) para os dados de incidência, as estimativas de riqueza (extrapolação) com o aumento teórico (duplicação) do esforço amostral não alcançaram uma assíntota, indicando que novos registros de espécies devem ser incorporados ao inventário com o aumento de amostragens (mais 10 fases trimestrais ao longo de três anos) ou no registro de indivíduos (até atingir 40 mil indivíduos). Entretanto, a riqueza estimada com a duplicação do esforço amostral empregado entre 2018 e 2020 foi de 87,6 espécies costeiras, e este valor é menor que aquele apresentado nos dados de referência (Figura 75).

Desta forma, além da perda da biodiversidade aquática ilustrada pela extrapolação dos valores de riqueza, a composição de espécies possivelmente será diferente daquela registrada nos dados de referência, mesmo considerando alguma possibilidade de recuperação ambiental e a reversibilidade dos índices ecológicos às condições próximas do pré-desastre. Como os peixes são elementos-chave na estruturação e resiliência de ecossistemas aquáticos (BELLWOOD e CHOAT, 1990; TAYLOR, FLECKER e HALL, 2006), a perda da diversidade funcional e de espécies e as consequentes alterações nas complexas e dinâmicas interações entre organismos podem ser irreversíveis, ou seja, podem ultrapassar o limiar de resiliência dos ecossistemas costeiros que atualmente já sofrem uma ampla gama de impactos, como efeitos de mudanças climáticas (BERCHEZ et al., 2008), sobrepesca (PAULY et al., 1998) e degradação de ambientes (COUTO, SILVEIRA e ROCHA, 2003). Além disso, a diminuição na riqueza, em especial das espécies de peixes costeiros de interesse comercial, associada aos problemas existentes

relacionados com a gestão da pesca (e.g. falta de regulamentação, fiscalização ineficiente, monitoramento descontínuo), pode piorar o cenário desta atividade na região e intensificar o dano sobre as comunidades de peixes costeiros.

Figura 75 – Curvas de rarefação (linha preta contínua) e extrapolação (linha vermelha tracejada) da riqueza da ictiofauna marinha por meio do método que utiliza os números de Hill ($q=0$), considerando o esforço amostral e o número de indivíduos. Os dados extrapolados indicam o número de espécies que será atingido com um esforço amostral (ou abundância) adicional. Os intervalos de confiança (IC) de 95% (linha preta tracejada) foram obtidos através do método Bootstrap. A linha pontilhada horizontal representa as informações (riqueza) obtidas em CTA/SAMARCO (2016a; 2016; 2016c).



2.5.8 CONCLUSÕES

As alterações ambientais provocadas pela deposição do rejeito de mineração e o aumento da turbidez no ambiente marinho adjacente à foz do rio Doce modificaram as estruturas das comunidades e as interações tróficas (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020c), causaram danos aos estágios iniciais de desenvolvimento dos peixes (BONECKER et al., 2019) e alteraram funções ecológicas das espécies (ANDRADES et al., 2020). De acordo com o acompanhamento de danos, a riqueza e diversidade funcional das comunidades de peixes marinhos costeiros ainda não apresentam sinais evidentes de recuperação e retorno a valores observados nos dados que foram utilizados como referência. Além disso, os resultados demonstraram que os indivíduos bentônicos remanescentes neste ambiente estão apresentando alterações na condição de saúde, assim como demonstrado pelos biomarcadores ecotoxicológicos avaliados.

A diminuição na riqueza e a simplificação da composição de espécies (perda de diversidade), ocasionadas pela perda de organismos com hábitos especializados (e.g. zoobentívoros e herbívoros) e pelo aumento da representatividade de organismos tolerantes, são alterações usualmente documentadas como efeitos diretos de distúrbios físicos associados à remoção e deposição de sedimentos causados pela ação mecânica de dragagens (e.g. MORGAN et al., 1983; BELLOTTO et al., 2009). De acordo

com Kennish (1992) e Kjelland *et al.* (2015), a dragagem pode causar danos ambientais com efeitos diretos sobre os organismos e habitats, assim como efeitos indiretos associados com a degradação da qualidade da água.

A perda de diversidade registrada pelo Lactec entre 2018 e 2020 indica que a degradação do ambiente costeiro causou o estabelecimento e a manutenção de uma assembleia discreta (mais simples), relativamente homogênea (poucas espécies) e persistente dentro dos limites geográficos considerados pela amostragem. As curvas de dominância acumulada de abundância e biomassa (ABC) (CLARKE; WARWICK, 2001) também indicaram algum grau de perturbação ambiental para a ictiofauna amostrada entre 2018 e 2020 na faixa de 5 km e entre 15-20 km da foz do rio Doce. Estas observações são típicas de ambientes degradados com baixa heterogeneidade ambiental, o que é um resultado do desastre provocado pela deposição de sedimentos (e do rejeito) e pelo aumento da turbidez no ambiente marinho adjacente.

As análises das categorias alimentares dos peixes também indicaram uma diminuição na diversidade de guildas tróficas. A perda de espécies zoobentívoras revela mudanças nas interações tróficas em razão da diminuição da diversidade de organismos bentônicos (presas como invertebrados marinhos), o que foi provocado pelo aporte de lama (rejeito) e o aumento da turbidez na região costeira adjacente.

A diminuição nas populações de espécies de peixes costeiros de interesse comercial também foi registrada como um dano do desastre. Aliado aos problemas existentes relacionados com a gestão da pesca (e.g. falta de regulamentação, fiscalização ineficiente, monitoramento descontínuo), a diminuição do recurso pesqueiro pode piorar o cenário desta atividade na região e intensificar o dano sobre as comunidades de peixes costeiros.

Todos os prejuízos e alterações observadas nos biomarcadores, portanto, nos indicadores utilizados na avaliação da condição de saúde dos organismos da ictiofauna, indicaram que as alterações ambientais promoveram danos aos indivíduos. Esses danos diferem em relação ao ponto de amostragem, o que está relacionado com as diferenças de concentração/disponibilidade de elementos provenientes da pluma de rejeito. Corroborando as alterações observadas nos diferentes biomarcadores avaliados, as concentrações dos EPTs determinadas no tecido muscular das diferentes espécies de peixes avaliadas também indicam maior prejuízo e, neste caso, maior bioacumulação de EPTs, nas áreas onde ocorreu a passagem da onda de lama, com concentrações superiores as determinadas em estudos pretéritos, sejam eles de linha base ou realizados logo após a ocorrência do desastre ou, ainda, superiores aos limites máximos estabelecidos pela legislação brasileira. A incorporação de EPTs pela biota aquática, especialmente em concentrações tão elevadas como as que foram encontradas no ambiente, pode causar sérios danos a outros níveis tróficos do ecossistema

Deste modo, conclui-se que no ambiente marinho os efeitos provenientes do desastre, como os distúrbios físicos provocados pela deposição de sedimentos e aumento da turbidez, provocaram danos sobre a ictiofauna considerando diferentes níveis hierárquicos de organização biológica, como unidades funcionais e estruturais dos indivíduos (e.g. tecidos), populações, comunidades e ecossistemas aquáticos. De forma geral, além das alterações observadas nos indicadores das condições de saúde dos peixes e dos efeitos deletérios dos EPTs nos tecidos musculares (bioacumulação), a consequência

principal foi a simplificação da biodiversidade aquática e a perda de serviços ecossistêmicos de provisão (alimentação fornecida pelo pescado), de suporte (manutenção de ambientes para a reprodução e crescimento dos peixes) e culturais (lazer e recreação da pesca, valor científico e educacional da biodiversidade aquática).

2.6 DANOS AOS QUELÔNIOS E MAMÍFEROS MARINHOS

As respostas de animais de vida longa não ocorrem da mesma forma e com a mesma velocidade que o observado para outros organismos. As suas capacidades adaptativas permitem ajustes fisiológicos e comportamentais frente à distúrbios ambientais. Essa capacidade, ao mesmo tempo que favorece os animais em situações de estresse, pode expor indivíduos a condições adversas, como a presença de EPTs no contexto do desastre da Samarco, que se acumularão em seu corpo com o passar do tempo. Danos relacionados à contaminação para quelônios e cetáceos podem demorar anos a serem identificados.

Nesse sentido, o diagnóstico dos danos do rompimento da barragem de Fundão às espécies de quelônios e mamíferos marinhos considerou três abordagens: 1) a degradação da qualidade de habitats de quelônios e mamíferos marinhos, e em consequência dessa perda de qualidade ambiental, foram discutidos os efeitos 2) aos quelônios e 3) aos cetáceos. O diagnóstico completo consta no relatório de Diagnóstico dos Danos à Zona Costeira e Marinha, TOMO IV em Brasil (MPF)/ Lactec (2020e).

Com os novos dados e maior período analisado a partir do diagnóstico de danos, contemplados no presente relatório, foi possível identificar dois novos danos: Contaminação por EPTs e aumento da incidência de encalhes de quelônios; mortalidade e degradação da saúde de cetáceos pelo aumento da concentração de EPTs. O detalhamento da metodologia, a contextualização com relação aos danos identificados e os resultados do acompanhamento de cada um dos três danos constam nos itens a seguir.

De forma complementar, está em análise no momento a concentração de EPTs em diferentes camadas da dentina dos dentes do boto-cinza por ablação a laser em espectrômetro de massa (LA-ICP-MS). O intuito dessa avaliação é identificar possíveis diferenças na concentração dos elementos ao longo do tempo, antes a após o desastre da Samarco. Infelizmente, devido à pandemia da COVID-19, não foi possível finalizar as análises em tempo hábil devido à rotina dos laboratórios terem sido afetadas. Esses dados serão apresentados futuramente em um documento próprio.

2.6.1 DEGRADAÇÃO DA QUALIDADE DOS HABITATS MARINHOS

A avaliação da degradação da qualidade dos habitats foi realizada por meio de Modelagem de Nicho Ecológico (ENM), utilizando duas espécies como indicadoras: *Sotalia guianensis* (boto-cinza) e *Chelonia mydas* (tartaruga-verde). No diagnóstico dos danos (BRASIL (MPF)/ LACTEC (2020e) foram analisados três períodos temporais (pré-desastre – P0, pós-desastre até março de 2016 – P1 e pós-desastre entre março e dezembro de 2016 – P2). Conclui-se que houve ocorrência de alterações de intensidade severa para ambas as espécies e, dessa forma, o dano de perda de qualidade dos habitats marinhos foi considerado gravíssimo, com tendência de redução e com reversão parcial no cenário P2. Entretanto, entendeu-se que os dados não foram suficientes para informar a tendência do dano,

considerando que são animais de vida longa e que respondem mais lentamente a alterações ambientais. Fez-se necessário, então, estudar a dinâmica das variáveis ambientais e da distribuição das espécies em um tempo mais longo e que incluísse um período pré-desastre mais extenso como forma de melhor entender a dinâmica natural local, assim como um maior período pós-desastre como forma de verificar a ocorrência e inferir a magnitude dos efeitos do dano sobre as variáveis do ambiente marinho e sobre sua biodiversidade. Desta forma, pretendeu-se tornar claro o comportamento de distribuição das espécies em um período anterior ao desastre (linha de base), considerando somente a influência ambiental natural e o comportamento desta variável em um período após o desastre, no qual somam-se os efeitos dos danos do desastre a esta dinâmica natural de aporte de sedimentos à zona costeira pelo Rio Doce.

No presente relatório de acompanhamento de danos, foram analisadas: i) a dinâmica das variáveis ambientais Absorção Total, Clorofila α , Profundidade por Disco de Secchi (transparência), Sólidos Suspensos Totais e Turbidez ao longo de um período de sete anos (2013 - 2020), abrangendo os períodos anterior e posterior ao desastre mencionado, identificando as mudanças ambientais qualitativas relativas às variações temporais naturais e às variações potencialmente decorrentes do efeito dos danos do rompimento da barragem do Fundão; ii) a dinâmica temporal da distribuição geográfica potencial das espécies bioindicadoras *Chelonia mydas* e *Sotalia guianensis*, por meio do estabelecimento de relações entre as condições ambientais físico-químicas (variáveis preditoras) e a distribuição das espécies (variáveis resposta), como forma de inferir a dinâmica temporal da distribuição geográfica potencial das espécies em regiões adjacentes à foz do Rio Doce, após o desastre de Mariana.

Foi testada a hipótese de que nos períodos com maior precipitação pluviométrica pós-desastre as condições ambientais foram diferentes da dinâmica das condições ambientais em períodos de similar volume de precipitação no período pré-desastre, evidenciando efeitos deletérios na forma de diminuição da adequabilidade em todos os períodos pós-desastre com maior precipitação, como resultado de ressuspensão dos sedimentos depositados no leito do Rio Doce e transporte até a região costeira adjacente à sua foz. Foi também testada a hipótese de que nesses mesmos períodos pós-desastre com maior precipitação pluviométrica, o padrão da distribuição potencial das espécies marinhas seja diferente do observado na distribuição pré-desastre, inferindo efeitos do dano do rompimento da barragem sobre a biodiversidade marinha. Como o boto-cinza (*Sotalia guianensis*) é uma espécie que ocorre em regiões estuarinas que possuem águas mais turvas e com mais sedimentos, espera-se que nos períodos pós-desastre com precipitação elevada a espécie tenha sua distribuição potencial expandida. Contudo, os indivíduos dessa espécie estarão expostos a maiores concentrações de elementos potencialmente tóxicos (EPTs). Para a tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) espera-se uma diminuição da distribuição potencial da espécie nos períodos pós-desastre com maior precipitação pluviométrica, visto que a espécie tem preferência por águas claras e com poucos sólidos dissolvidos.

2.6.1.1 Metodologia

Para testar o efeito do dano do rompimento da Barragem de Fundão sobre a distribuição das espécies bioindicadoras foram construídos dois modelos de distribuição potencial de ocorrência das espécies *Sotalia guianensis* e *Chelonia mydas*, baseados nos algoritmos de Modelagem de Nicho Ecológico (ENM). Primeiramente foram construídos modelos em larga-escala nos quais foram inferidas,

inicialmente, a distribuição potencial das espécies em uma região mais vasta do que a área de interesse deste estudo. Dessa forma, pôde-se observar em quais locais as espécies têm potencialidade para ocorrer e em quais devem estar ausentes ao longo de toda a costa do Oceano Atlântico Sul ocidental. Após isso, foram construídos modelos em escala fina somente nos locais com adequabilidade ambiental para as espécies sobreviverem como forma de inferir os efeitos locais das variáveis ambientais sobre a distribuição potencial e a persistência local das espécies perante mudanças ambientais. A seguir, serão melhores detalhadas as etapas e os processos de modelagens em larga escala e em escala fina.

2.6.1.1.1 Modelagens em larga escala

2.6.1.1.1.1 Pontos de ocorrência

Aqui foram utilizados Modelos de Nicho Ecológico (ENMs) para estimar a distribuição geográfica potencial das espécies *Sotalia guianensis* e *Chelonia mydas* ao longo de sete anos. No presente estudo foram utilizados modelos correlativos que se baseiam em associações entre informações ambientais e pontos de ocorrência conhecidos da espécie (THUILLER, ARAÚJO, et al., 2003). Assim, assume-se que a distribuição geográfica da espécie reflete diretamente as condições ambientais que delimitam o seu nicho ecológico (PETERSON, SOBERON et al., 2011).

As coordenadas geográficas de ocorrência das espécies foram obtidas pelo corpo técnico do Lactec por meio de base de dados secundários, bem como informações georreferenciadas disponíveis em bases de dados digitais de ocorrências, tais como: speciesLink (<<http://splink.cria.org.br/>>); Global Biodiversity Information Facility (<<https://www.gbif.org/>>); BISON (<<https://bison.usgs.gov/#home>>); iDigBio (<<https://www.idigbio.org/>>); iNaturalist (<<https://www.inaturalist.org/>>); Ecoengine (<<https://ecoengine.berkeley.edu/>>); e oBis (<<https://obis.org/>>).

Para obter maior acurácia na construção dos modelos, os registros de ocorrência foram filtrados a partir: a) da exclusão das ocorrências registradas anteriormente à 1990, período em que as informações de GPS ainda não eram confiáveis (grandes erros potenciais de posicionamento, podendo indicar nichos ecológicos incorretamente); b) da exclusão dos dados que não continham informações de latitude e/ou longitude e/ou data de coleta; e c) da filtragem dos pontos para obtenção de apenas uma ocorrência para cada célula (pixel) do gride (raster) ao longo de todo o período temporal analisado. Desta forma, os pontos de ocorrência usados para este estudo abrangem o período de 1997 a 2018 (*Chelonia mydas* – 2011 a 2016 e *Sotalia guianensis* – 1997 a 2018).

2.6.1.1.1.2 Variáveis preditoras

Para inferir a distribuição potencial das espécies para a costa Atlântica Sul, foram utilizadas 17 biovariáveis oriundas do banco de dados Marspec (<<http://marspec.weebly.com/>>). Esses dados correspondem a variáveis físico-químicas marinhas relacionadas à batimetria, temperatura, salinidade, perfil e plano de curvatura (ver ZEVENBERGEN; THORNE, 1987) (Tabela 25). Como cada variável marinha influencia diferentemente os processos biológicos das espécies estudadas, realizou-se a sumarização de tais variáveis por meio da aplicação de uma Análise de Componentes Principais (PCA), com a utilização dos autovetores resultantes como valor de cada pixel (detalhamento em BRASIL (MPF)/ LACTEC (2020e). Os dados do Marspec são grides (raster) no formato GeoTiff, com sistema de coordenadas geográficas ("lat/long"), Datum WGS-84 e resolução espacial de 10 arc-minutos (~20 x 20 km).

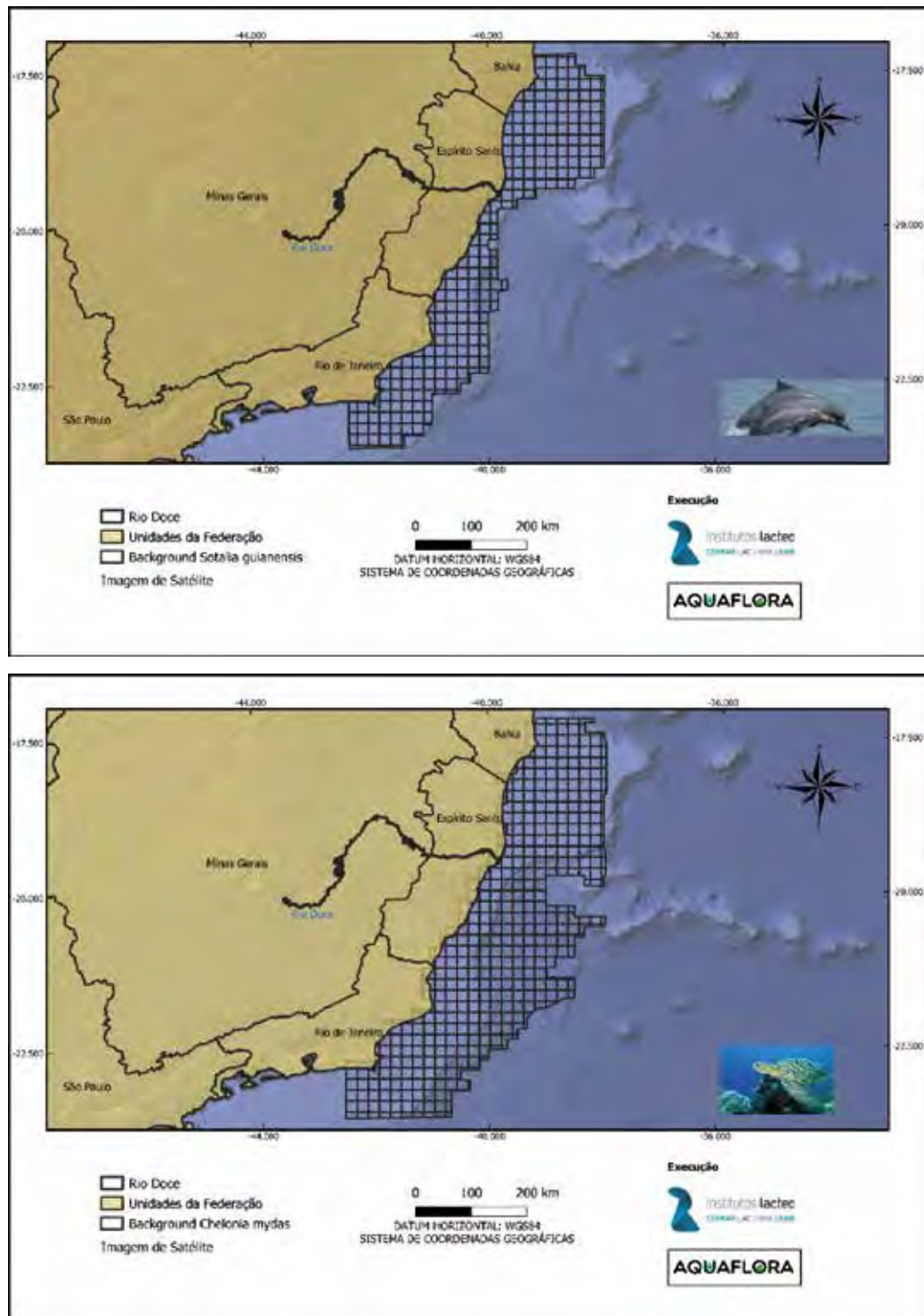
Tabela 25 – Variáveis marinhas utilizadas no processo de modelagem da biodiversidade em larga escala.

Variável	Descrição da variável (unidades)
batimetria	Profundidade do Fundo do Mar (m)
biogeo01	Aspecto Leste / Oeste (radianos)
biogeo02	Aspecto Norte / Sul (radianos)
biogeo03	Plano de Curvatura
biogeo04	Perfil de Curvatura
biogeo05	Distância da Costa (km)
biogeo06	Inclinação Batimétrica (graus)
biogeo07	Concavidade (graus)
biogeo08	Salinidade da Superfície do Mar Anual Médio (psu)
biogeo09	Salinidade da Superfície do Mar do Mês mais Fresco (psu)
biogeo10	Salinidade da Superfície do Mar do Mês mais Salgado (psu)
biogeo11	Faixa anual de Salinidade da Superfície do Mar (psu)
biogeo12	Variação anual de Salinidade da Superfície do Mar (psu)
biogeo13	Média da Temperatura da Superfície do Mar Anual (° C)
biogeo14	Temperatura da Superfície do Mar do Mês mais Frio (° C)
biogeo15	Temperatura da Superfície do Mar do Mês mais Quente (° C)
biogeo16	Faixa anual de Temperatura da Superfície do Mar (° C)
biogeo17	Variação anual de Temperatura da Superfície do Mar (° C)

Para a construção dos modelos de distribuição em escala fina foram analisadas apenas as células que possuíam adequabilidade climática mínima para ocorrências das espécies em escala ampla. Este limiar de adequabilidade climática mínima para a ocorrência da espécie é denominado de *lowest present threshold* (lpt). As células dos modelos de escala ampla com valores de adequabilidade acima do LPT foram consideradas como presença da espécie (1) e as células com valores inferiores ao limiar de corte, como ausência da espécie (0). O conjunto de células classificadas como área de distribuição potencial das espécies em ampla escala foi denominado como *background*, e os modelos em escala fina foram construídos apenas nesta área, sendo as células subdivididas em pixels de 453 x 453 m de resolução. Esta área de *background* das regiões adjacentes à foz do Rio Doce abrange totalmente a zona costeira do Espírito Santo e partes das zonas costeiras do Rio de Janeiro (porção norte) e Bahia (porção sul) (longitude = -42.52 a -37.97; latitude = -23.75 a -17.27; Figura 76).

Em síntese, aplicamos uma metodologia de processo hierárquico e, portanto, dividido em duas partes: a) definição da área de ocorrência potencial em escala ampla, em que as espécies sofrem filtragem ambiental por processos oriundos em macroescala (exemplo: temperatura e precipitação); b) avaliação do efeito da escala fina (analisado pelas variáveis ambientais apresentadas no item 2.6.1.1.2) apenas nos locais adequados para as espécies em ampla escala.

Figura 76 – *Backgrounds* de áreas potenciais de ocorrência definidas em modelos de larga escala, com indicação de gride de 20 x 20 km (linha cinza). A) *Sotalia guianensis*; B) *Chelonia mydas*.



2.6.1.1.2 Modelagens em escala fina

2.6.1.1.2.1 Variáveis ambientais

Como o objetivo principal foi inferir os possíveis efeitos dos danos do rompimento da Barragem de Fundão sobre a área de distribuição das espécies em seus ecossistemas costeiros, os processos oriundos de múltiplas escalas (escala ampla - condições climáticas e oceânicas delimitando a distribuição de espécies; escala fina - efeito do rejeito sobre a persistência local das espécies) foram interligados.

Para entender o efeito dos danos do rompimento da barragem, em escala fina, sobre a área de ocorrência das espécies marinhas, foram analisadas variáveis relacionadas à quantidade de sólidos na água, sendo estas: **Absorção total** (processo pelo qual a radiação solar incidente é retida pelo volume de água); **Clorofila α** (quantidade do pigmento fotossintético avaliado pela absorção seletiva da radiação solar dos comprimentos de onda nas faixas do azul e verde do espectro eletromagnético, o que possibilita a quantificação da biomassa fitoplanctônica oceânica); **Profundidade do Disco de Secchi** (estimativa da transparência de corpos de água); **Sólidos suspensos totais** (concentração de partículas sólidas em suspensão na água); **Turbidez** (propriedade física que reflete a capacidade de um feixe de luz atravessar um certo volume de água).

Todas as variáveis foram obtidas por meio do sensor MODIS que se encontra nos satélites Terra e Aqua disponibilizados pela EOMAP (<www.eomap.com>). Estas variáveis foram utilizadas para representar a variação de transparência da água (que por sua vez influencia na adequabilidade de habitat das espécies analisadas), avaliando-se mudanças decorrentes da sazonalidade natural, bem como alterações oriundas dos efeitos dos danos promovidos pelo desastre. Estas variáveis foram espacializadas em resolução de 453 m x 453 m para a região entre -23.75 e -17.27 de latitude, e -42.52 e -37.97 de longitude.

Para auxiliar na discussão dos dados ambientais de escala fina, apresentamos informações relativas também à precipitação mensal média das estações pluviométricas do município de São Mateus, visto que o regime da variável precipitação pluviométrica ocorre em larga escala (vide detalhamento no item 2.6.1.1.1). Essas variáveis foram utilizadas como forma de segmentar o comportamento sazonal das condições ambientais naturais em períodos com elevada e baixa precipitação pluviométrica.

2.6.1.1.2.2 Cenários temporais

Como o objetivo foi prever a dinâmica temporal da área de ocorrência de *Sotalia guianensis* e *Chelonia mydas* como forma de inferir possíveis efeitos dos danos do rompimento da Barragem, aqui foram utilizados 29 segmentos temporais (estações) ao longo de 7 anos, entre 2013 e 2020 (Tabela 26). Todo o período de tempo estudado foi subdividido em dois cenários temporais: i) Cenário de Linha de Base: pré-desastre, que inclui as estações do ano (primavera, verão, outono e inverno) destacadas entre os anos de 2013 e 2015; e ii) Cenário Pós-desastre: que abrange as estações entre os anos de 2015 e 2020. As definições das datas de cada estação do ano foram obtidas a partir dos dados do Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da Universidade de São Paulo (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020e). Logo, foram analisados 3 anos no cenário pré-desastre como forma de entender a sazonalidade natural da área de estudo e 4 anos pós-desastre para determinar possíveis efeitos dos danos do rompimento sobre as dinâmicas naturais.

Esta divisão em estações do ano (verão, outono, inverno e primavera) foi necessária para se compreender a sazonalidade das variáveis ambientais estudadas no cenário de Linha Base, assim como as modificações dessa dinâmica no cenário pós-desastre relacionadas à ressuspensão e à redeposição de rejeitos do desastre nos ecossistemas marinhos. O estudo das variáveis ambientais nos cenários temporais pré e pós-desastre foram avaliados em conjunto com as taxas de precipitação pluviométrica, visto que tais variáveis são sumariamente influenciadas pelos períodos de maior ou menor precipitação pluviométrica.

Tabela 26 – Cenários temporais da região costeira de potencial ocorrência das espécies *Sotalia guianensis* e *Chelonia mydas*.

Período	Ano	Estação	
Pré-desastre	2013	Verão	01/01/2013 a 19/03/2013
	2013	Outono	20/03/2013 a 20/06/2013
	2013	Inverno	21/06/2013 a 21/09/2013
	2013	Primavera	22/09/2013 a 20/12/2013
	2014	Verão	21/12/2013 a 19/03/2014
	2014	Outono	20/03/2014 a 20/06/2014
	2014	Inverno	21/06/2014 a 21/09/2014
	2014	Primavera	22/09/2014 a 20/12/2014
	2015	Verão	21/12/2014 a 19/03/2015
	2015	Outono	20/03/2015 a 20/06/2014
	2015	Inverno	21/06/2015 a 22/09/2015
Pós-desastre	2015	Primavera	23/09/2015 a 21/12/2015
	2016	Verão	22/12/2015 a 19/03/2016
	2016	Outono	20/03/2016 a 19/06/2016
	2016	Inverno	20/06/2016 a 21/09/2016
	2016	Primavera	22/09/2016 a 20/12/2016
	2017	Verão	21/12/2016 a 19/03/2017
	2017	Outono	20/03/2017 a 20/06/2017
	2017	Inverno	21/06/2017 a 21/09/2017
	2017	Primavera	22/09/2017 a 20/12/2017
	2018	Verão	21/12/2017 a 19/03/2018
	2018	Outono	20/03/2018 a 20/06/2018
	2018	Inverno	21/06/2018 a 21/09/2018
	2018	Primavera	22/09/2018 a 20/12/2018
	2019	Verão	21/12/2018 a 19/03/2019
	2019	Outono	20/03/2019 a 20/06/2019
	2019	Inverno	21/06/2019 a 22/09/2019
	2019	Primavera	23/09/2019 a 21/12/2019
	2020	Verão	22/12/2019 a 19/03/2020

2.6.1.1.2.3 Dinâmica temporal das variáveis: Comparação entre os cenários pré e pós-desastre

Os rasters das variáveis ambientais continham informações registradas a cada 3 dias, aproximadamente. Como a nossa metodologia é focada nas estações do ano, foram construídos rasters com

os valores das medianas das variáveis Absorção Total, Clorofila α , Profundidade do Disco de Secchi (transparência), Sólidos Suspensos Totais e Turbidez para cada estação do período analisado, totalizando os 29 segmentos temporais estudados. **Os valores dos rasters de cada segmento temporal foram extraídos somente dos pixels onde havia registro de ocorrência das espécies, totalizando 834 unidades amostrais (824 de *Sotalia guianensis* e 10 de *Chelonia mydas*) de extração de valores.**

A comparação temporal das variáveis foi realizada por meio de modelos de efeitos mistos. Os modelos mistos são aqueles que englobam fatores fixos e aleatórios e podem ser representados, em sua forma matricial (ZUUR, IENO, et al., 2009), por:

$$Y = X\beta + Zg + \varepsilon$$

Assim, a estimativa da variável resposta (Y) é a soma da média da população ($X\beta$), obtida considerando os efeitos fixos, mais o valor predito da variável (Zg), considerando os efeitos aleatórios. Desta forma, consideramos a seguinte diferenciação entre efeitos fixos e aleatórios: a) Efeito fixo: se todos os níveis de um determinado fator estiverem presentes no experimento (ou análise), ou seja, corresponderem aos níveis existentes na população, estes serão considerados fatores fixos. No presente estudo, consideramos como efeitos fixos os cenários temporais (pré ou pós-desastre) e as estações do ano (verão, outono, inverno e primavera). Contudo, dentro das estações dos anos existem períodos de **baixa precipitação pluviométrica** – classificação que equivale, no presente estudo, a uma precipitação acumulada, na estação, com valor inferior ou igual a 180 mm –, e períodos de **elevada precipitação pluviométrica** – classificação que equivale a uma precipitação acumulada, na estação, com valor superior a 180 mm). Estas classificações seguiram as recomendações de Peel e Finlayson et al. (2007). Logo, aqui usamos as estações do ano de baixa e elevada precipitação pluviométrica como efeitos fixos nos modelos de comparação temporal das variáveis. b) Efeito aleatório: se os níveis de um fator de uma população não estiverem presentes em sua totalidade, por razões diversas, estes são denominados de fatores aleatórios. No presente estudo, consideramos como efeito aleatório os valores de cada variável ambiental, em pixel, ao longo dos cenários temporais.

2.6.1.1.2.4 Modelagem de nicho ecológico nas múltiplas escalas

Baseando-se na ideia de que existem diferentes algoritmos matemáticos capazes de compreender a distribuição potencial de espécies, e que o uso combinado desses algoritmos pode melhorar a predição dos resultados por considerarem diferentes tolerâncias na distribuição potencial das espécies (ARAÚJO, NEW, 2006; DINIZ-FILHO, BINI et al., 2009), os ENMs foram construídos baseados em algoritmos pertencentes à três classes de métodos: 1) método de somente presença - Bioclim – envelope climático (NIX, 1986) e Domain – Gower Distance (CARPENTER, GILLISON et al., 1993); 2) método de presença/background - Maximum Entropy – MaxEnt (PHILLIPS, DUDÍK 2008) e Support Vector Machines (SVM) (TAX, DUIN 2004) e 3) método de presença e ausência – RandomForest (BREIMAN, 2001).

Como forma de avaliar a eficácia dos modelos construídos, os registros de ocorrência de cada espécie foram aleatorizados em dois grupos: 1) treino, contendo 70% dos registros, e 2) teste, com 30%. Como os dois grupos são subconjuntos de um mesmo conjunto de dados (registros de ocorrência), a partição dos registros foi aleatorizada cinco vezes por meio da técnica de *bootstrap* (partição aleatória), como forma de diminuir a correlação entre os dados (PETERSON, SOBERON et al., 2011).

Sendo assim, foram gerados 50 modelos diferentes (10 réplicas x 5 algoritmos) em cada um dos 29 segmentos temporais analisados, totalizando 1450 modelos para cada espécie estudada.

Após a construção dos modelos, foi utilizado o valor de *threshold* (valor mínimo de adequabilidade para a ocorrência de espécies - *lpt*), para gerar um mapa consensual com todas as réplicas obtidas para a estação, utilizando-se a técnica de *ensemble* (ARAÚJO, NEW 2007). Primeiramente os 10 modelos de cada algoritmo (réplicas) foram concatenados e posteriormente sobrepostos aos 5 mapas resultantes de cada algoritmo. Dessa forma, os somatórios dos valores de cada célula dos mapas finais variavam de 0 a 50, demonstrando a frequência com que cada célula era predita como presença dentre todos os modelos construídos para a espécie. Esses valores foram divididos pelo número total de modelos construídos na estação (50), como forma de obter o valor de frequência relativa de presença na célula, multiplicados por 100, variando entre 0 e 100.

Como forma de avaliar cada um dos modelos construídos, foram estimados os valores de TSS (*True Skill Statistic*). Estes variam de -1 a 1, de modo que valores negativos ou próximos a 0 indicam que os modelos não são estatisticamente diferentes de modelos gerados aleatoriamente, e valores próximos a 1 indicam modelos excelentes. No entanto, assume-se que modelos com valores acima de 0,5 são considerados adequados para estimar a distribuição das espécies (ALLOUCHE, TSOAR et al., 2006).

Esses procedimentos metodológicos foram realizados tanto para os modelos de larga escala, quanto para os de escala fina. As únicas diferenças entre os modelos estão contidas nas variáveis utilizadas e na resolução espacial.

Para definir as áreas de distribuição potencial das espécies em escala ampla foi aplicado, para ambas as espécies, o *threshold* de adequabilidade ambiental mínima que ocorre a presença da espécie, sendo este limiar denominado de *lowest present threshold (lpt)*. Nos modelos de escala fina de *Sotalia guianensis* foi utilizado o *threshold* equivalente ao percentil 10 (P10), e para *Chelonia mydas* o *lpt*. Células com valores acima do *threshold* foram consideradas como presença das espécies (1) e as células com valores inferiores aos limiares de corte, como ausência da espécie (0). O número total de células, por cenários temporais, considerado como presença da espécie foi multiplicado pelo tamanho do grid (453 x 453 m), sendo assim definidas as áreas potenciais de distribuição de cada uma das espécies ao longo do tempo.

2.6.1.1.2.5 Comparação da área potencial de ocorrência das espécies ao longo dos cenários, considerando a precipitação local

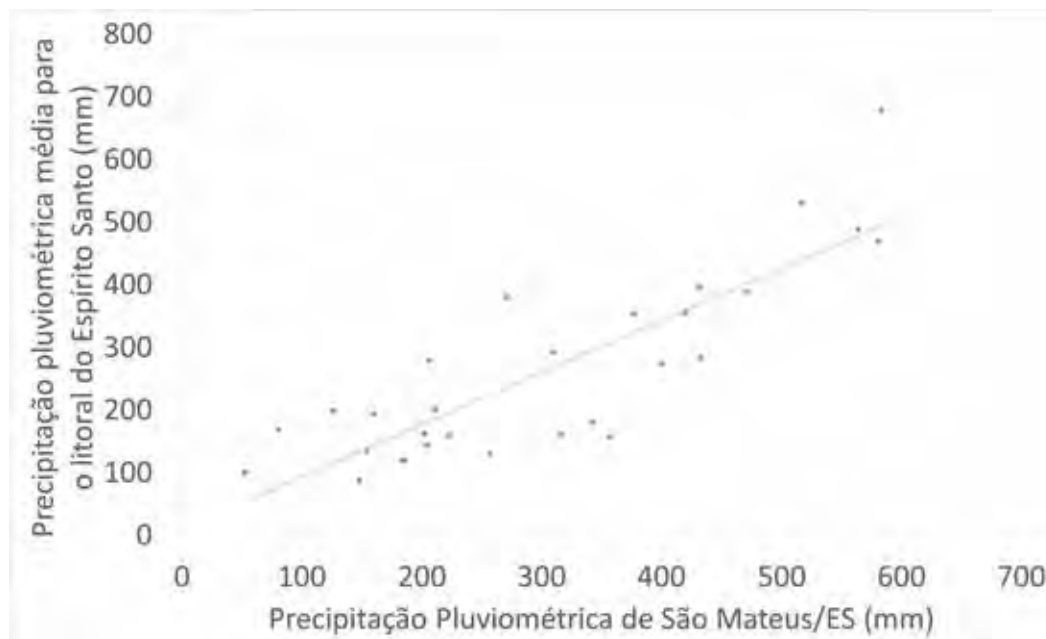
A proposta de comparar a área potencial da espécie com a precipitação dos cenários temporais é baseada na informação de que nos períodos de elevada precipitação existe a ressuspensão de sedimentos oriundos do rompimento da Barragem (Brasil (MPF)/ LACTEC (2020e). Esses sedimentos são escoados até a foz do Rio Doce e causam mudanças nas variáveis marinhas. Os valores de precipitação diários, entre 2013 e 2020, foram obtidos a partir da base de dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA - INMET, 2020). Os dados de precipitação foram resgatados da Estação Meteorológica Convencional São Mateus (18,71388°S; 39,84888°W), sendo o ponto com estação automática mais próximo da foz do Rio Doce. Os valores diários foram sumarizados calculando-se a precipitação acumulada por estação do ano (Tabela 27).

Tabela 27 – Precipitação acumulada por estação do ano.

Ano	Estação	Cenários em relação ao desastre	Precipitação Acumulada (mm)	Categoria de Período de Precipitação
2013	verão	Pré	270,9	Elevada precipitação
	outono	Pré	126,3	Baixa precipitação
	inverno	Pré	204,4	Elevada precipitação
	primavera	Pré	583,3	Elevada precipitação
2014	verão	Pré	211,0	Elevada precipitação
	outono	Pré	185,2	Baixa precipitação
	inverno	Pré	316,1	Elevada precipitação
	primavera	Pré	399,9	Elevada precipitação
2015	verão	Pré	223,1	Elevada precipitação
	outono	Pré	309,8	Elevada precipitação
	inverno	Pré	183,9	Baixa precipitação
	primavera	Pós	80,5	Baixa precipitação
2016	verão	Pós	206,4	Elevada precipitação
	outono	Pós	52,8	Baixa precipitação
	inverno	Pós	148,3	Baixa precipitação
	primavera	Pós	419,7	Elevada precipitação
2017	verão	Pós	257,0	Elevada precipitação
	outono	Pós	342,1	Elevada precipitação
	inverno	Pós	357,0	Elevada precipitação
	primavera	Pós	469,8	Elevada precipitação
2018	verão	Pós	377,0	Elevada precipitação
	outono	Pós	431,4	Elevada precipitação
	inverno	Pós	154,0	Baixa precipitação
	primavera	Pós	563,5	Elevada precipitação
2019	verão	Pós	159,8	Baixa precipitação
	outono	Pós	433,1	Elevada precipitação
	inverno	Pós	202,3	Elevada precipitação
	primavera	Pós	581,2	Elevada precipitação
2020	verão	Pós	517,2	Elevada precipitação

Ressaltamos que a escolha de dados de um único ponto de estação meteorológica refere-se ao fato de que variáveis climáticas, como a precipitação, são regidas em processos de escala ampla, não havendo modificação da condição de precipitação em escala fina. Logo, para eliminar dúvidas quanto à escolha de uma única estação meteorológica, avaliamos a relação dos dados apenas da Estação Meteorológica de São Mateus, com a média de precipitação acumulada do litoral do Espírito Santo (com sete estações meteorológicas automáticas). Observou-se uma forte correlação positiva ($r=0,84$; $p<0,0001$; Figura 77), indicando que para a interpretação da influência da precipitação sobre a distribuição das espécies é viável utilizar informações apenas da Estação Meteorológica de São Mateus.

Figura 77 – Diagrama de dispersão entre Precipitação Pluviométrica Média obtida na Estação automática de São Mateus (ES) e Precipitação Média para o litoral do Espírito Santo.



Outro aspecto relevante a ser testado é a relação entre precipitação e vazão. Considerando que a ressuspensão do material do leito decorrente do rompimento da Barragem está mais relacionada à vazão do rio, a utilização apenas da precipitação poderia gerar viés de interpretação. Assim, realizamos três avaliações: 1) a associação entre os dados de precipitação média a montante da foz do Rio Doce (a partir da base CHIRPS -<https://www.chc.ucsb.edu/data/chirps>) e os dados de vazão do Rio Doce obtidos na Estação de Colatina/ES (a mais próxima da foz do Rio Doce que apresenta dados históricos desde janeiro de 1938, e que apresenta dados que interferem diretamente sobre a região estudada); 2) a associação entre precipitação média do litoral do Espírito Santo (obtidos a partir de estações meteorológicas automáticas do Instituto de Meteorologia – INMET) e os dados de vazão da Estação de Colatina; 3) a associação entre os dados de precipitação média a montante da foz do Rio Doce e os valores de precipitação da Estação Meteorológica de São Mateus/ES.

Na primeira avaliação foi ajustada uma associação linear com coeficiente de correlação (r) de 0,79, ou seja, há associação numérica de 79% entre as variáveis precipitação média a montante da foz do Rio Doce, entre o período de 2013 e 2020, e vazão da foz do Rio Doce (dados obtidos na Estação de Colatina/ES) (Figura 78). É evidente um perfil positivo de elevação da vazão na foz do Rio Doce em meses de maior média de precipitação pluviométrica (Figura 79).

Figura 78 – Diagrama de dispersão entre Precipitação Pluviométrica Média a montante da foz do Rio Doce (mm) e Vazão Média obtida na Estação Colatina (Período: 2013 a 2020).

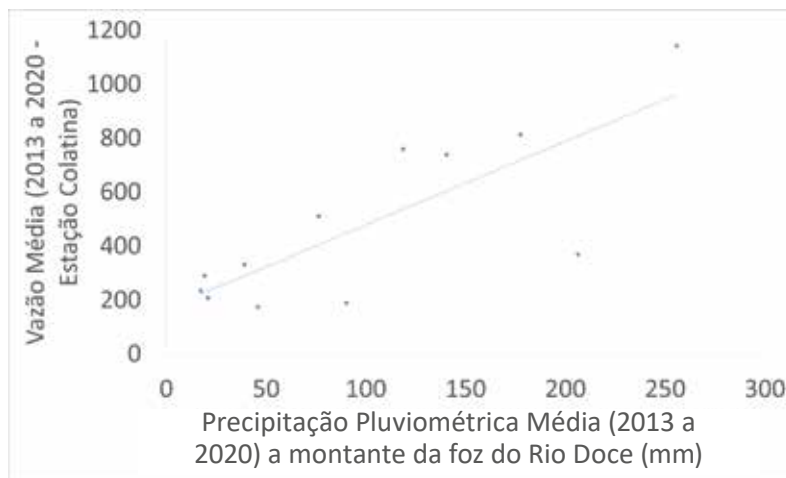
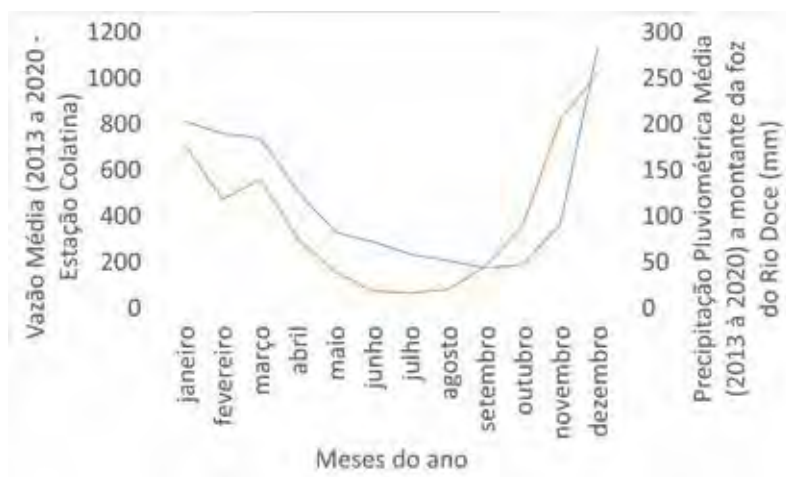
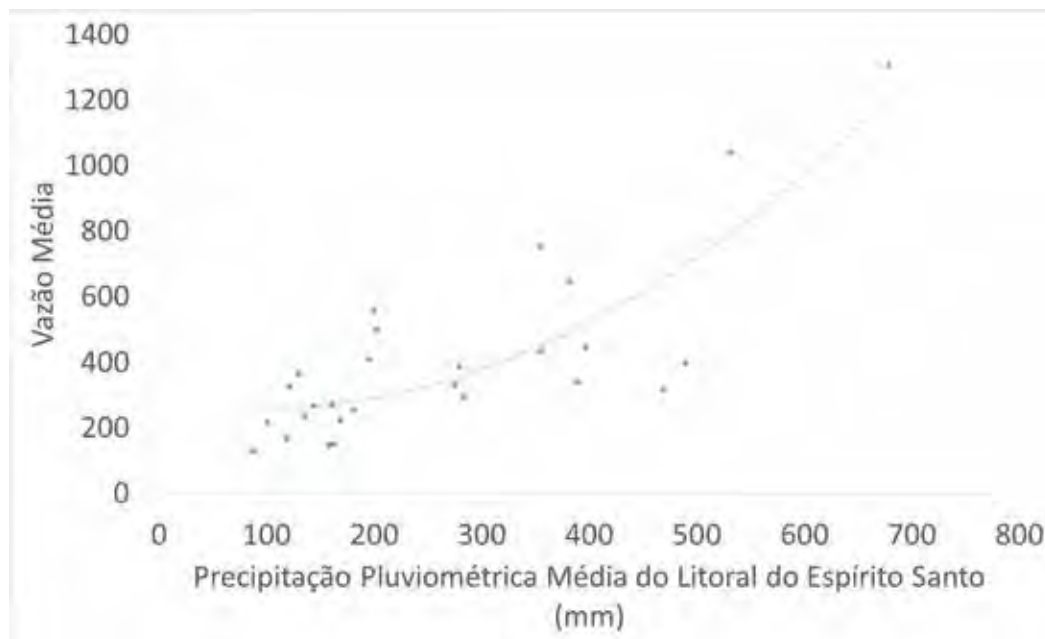


Figura 79 – Médias de Precipitação Pluviométrica a montante da foz do Rio Doce (mm – linha vermelha) e de Vazão (linha azul) obtida na Estação Colatina calculadas para os meses do período de 2013 a 2020.



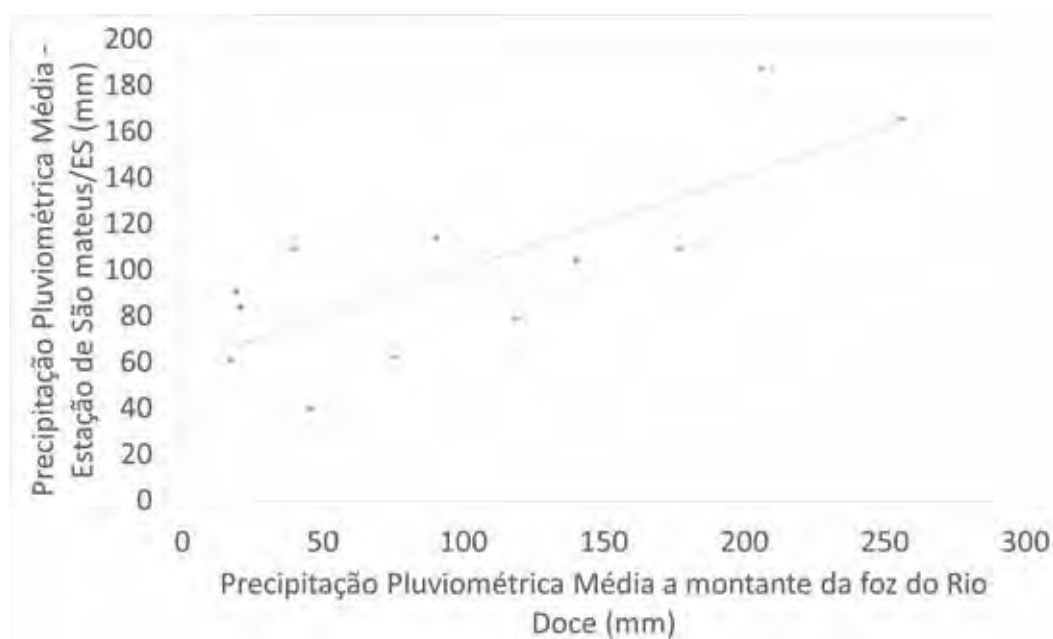
Na segunda avaliação foi ajustado um modelo polinomial com coeficiente de determinação (r^2) de 0,6657, mas com coeficiente de correlação (r) de 0,815904, ou seja, existe associação numérica de 81,59% entre as variáveis precipitação média do litoral do Espírito Santo e vazão da foz do Rio Doce (Figura 80). Isso demonstra claramente que o aumento da precipitação no litoral têm relação positiva com o aumento da vazão do rio.

Figura 80 – Diagrama de dispersão entre Precipitação Pluviométrica Média do litoral do Espírito Santo e Vazão Média obtida na Estação Colatina.



Na terceira avaliação foi observada a associação linear entre as variáveis precipitação média mensal a montante da foz do Rio Doce e precipitação média mensal na Estação Meteorológica de São Mateus/ES, com coeficiente de correlação (r) de 0,77, ou seja, associação numérica de 77% (Figura 81). Dessa forma, salienta-se que a precipitação no município de São Mateus e de toda a região a montante de Colatina são correlacionadas positivamente e o uso de qualquer uma destas métricas na interpretação dos modelos deve inferir os mesmos resultados.

Figura 81 – Diagrama de dispersão entre Precipitação Pluviométrica Média a montante da foz do Rio Doce e Precipitação Pluviométrica Média da Estação de São Mateus/ES.



Diante do exposto, foi aplicada a Análise de Covariância (ANCOVA) para verificar a relação da dinâmica da área de potencial ocorrência das espécies estudadas entre os cenários temporais e as estações do ano (fatores fixos), sob a influência da precipitação acumulada obtida a partir da Estação Meteorológica de São Mateus. A ANCOVA é uma análise usada para comparar duas ou mais retas de regressão, testando o efeito de um fator (variável categórica) em uma variável dependente (y) enquanto controla o efeito de uma covariável contínua (x). As retas são comparadas verificando a interação de uma variável categórica com a independente (ZAR, 2010).

Por fim, os dados referentes à área potencial de distribuição das espécies foram representados graficamente, demonstrando os modelos avaliados pela ANCOVA, assim como a apresentação de mapas de distribuição das espécies representativos aos cenários temporais mais relevantes.

2.6.1.2 Degradação da qualidade de habitats e alterações na distribuição potencial de *Chelonia mydas* e *Sotalia guianensis*

A espécie *Sotalia guianensis* é um mamífero marinho da Família Delphinidae. O boto-cinza, como é chamado popularmente, atinge aproximadamente 2 metros, com tempo de vida que pode chegar a 30 anos ou eventualmente mais. Sua distribuição é restrita às regiões costeiras, baías, enseadas e estuários do oceano Atlântico (ARAÚJO FILHO, 2008). Os modelos construídos em larga-escala em estudo prévio de modelagem de nicho ecológico inferiram a distribuição potencial da espécie ao longo de toda a costa brasileira, com alta adequabilidade ambiental na região costeira da foz do Rio Doce (BRASIL (MPF)/ LACTEC (2020e). Como a espécie é residente em ambientes costeiros e estuarinos (ROSSI-SANTOS; WEDEKIN; SOUSA-LIMA, 2006), como a região próxima à foz do Rio Doce, acredita-se que *Sotalia guianensis* seja boa indicadora dos possíveis danos causados pelo rejeito do rompimento da Barragem de Fundão nos ecossistemas costeiros adjacentes à bacia do rio Doce. Com isso, acredita-se que a região possa ter sofrido, e ainda sofra, variações da adequabilidade ambiental para a distribuição potencial de ocorrência desta espécie, sendo, portanto, altamente relevante o seu estudo ao longo do tempo.

Chelonia mydas, outra espécie marinha selecionada para ser estudada em escala fina e ao longo do tempo, é um quelônio marinho, pertencente à Família Cheloniidae. É popularmente conhecida como tartaruga-verde ou tartaruga-aruanã. Atualmente essa espécie apresenta-se em status de perigo de extinção de acordo com a Lista Vermelha da IUCN (SEMINOFF, 2004) e em *status* de vulnerabilidade no Brasil (ICMBIO - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2020). A espécie possui comprimento corporal de até 143 cm e pesa, em média, 160 kg. As áreas de desova no Brasil são as Ilhas Oceânicas de Trindade, Reserva Biológica do Atol das Rocas e Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha, localidades distantes da chegada da pluma de rejeito provindo do rompimento da Barragem do Fundão (TAMAR, 2019). Entretanto, a área de ocorrência e distribuição da espécie é bastante ampla. Os modelos de distribuição da espécie em larga escala (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020e) apresentaram boa adequabilidade ambiental para a espécie ao longo de toda a costa brasileira, que majoritariamente correspondem a

regiões de alimentação, com destaque para a elevada adequabilidade de distribuição na região da foz do Rio Doce. Considerando que a tartaruga-verde é uma espécie ameaçada de extinção, que as regiões costeiras próximas à foz do rio Doce apresentem alta adequabilidade ambiental para a espécie e, por ocorrer também em Unidades de Conservação Marinhas, acredita-se também que essa espécie tenha elevado potencial para indicar efeitos dos danos oriundos do rompimento da Barragem sobre a biodiversidade marinha.

Nesse sentido, o objetivo desta proposta foi mensurar os potenciais efeitos dos danos do rompimento da barragem de Fundão sobre a distribuição geográfica de duas espécies marinhas nos ecossistemas costeiros da região adjacente à foz do rio Doce em decorrência de mudanças na adequabilidade ambiental para estas duas espécies, utilizadas como bioindicadoras de impactos sobre a fauna marinha local. Para tanto, foi estudada a dinâmica temporal da área de distribuição potencial de *Chelonia mydas* e *Sotalia guianensis* comparando os cenários pré e pós-desastre, ao longo de sete anos.

Sendo assim, foram consideradas as seguintes perguntas direcionadoras:

(i) Qual a dinâmica temporal das condições ambientais marinhas ao longo de sete anos (janeiro de 2013 a março de 2020), em cenários pré e pós-desastre?

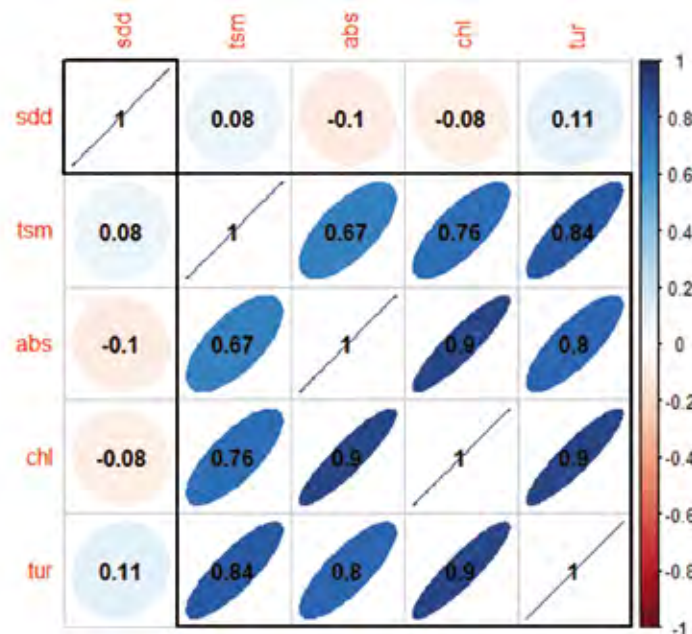
(ii) É possível identificar efeitos do dano decorrente do rompimento da barragem sobre a área de distribuição potencial das espécies *Sotalia guianensis* e *Chelonia mydas*, bem como a magnitude deste efeito?

Estas perguntas direcionadoras estão interligadas ao diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente - Zona Costeira e Marinha (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020e).

2.6.1.2.1 Comparação das variáveis ambientais ao longo do tempo

As variáveis Absorção Total (abs), Clorofila α (chl), Sólidos Totais (tsm) e Turbidez (tur) apresentaram forte correlação positiva entre si (Figura 82). Estas associações possibilitam a interpretação de que os locais que apresentaram maior absorção total contêm mais fitoplâncton e, portanto, maior concentração de clorofila, o que aumenta o balanço positivo de fotossíntese. A maior concentração de material particulado em suspensão – aqui caracterizado pelos maiores valores de Sólidos Totais – e a maior concentração de matéria orgânica dissolvida, auxiliam no aumento de turbidez da água. Apesar de não observar associação destas variáveis com a profundidade avaliada pelo Disco de Secchi (sdd), estes resultados sugerem que locais com maiores valores de abs, chl, tsm e tur apresentaram maior turbidez de suas águas. Esta relação provavelmente tem relação com a maior produtividade das regiões estuarinas, que são as águas com maior quantidade de sólidos em suspensão e turbidez. Esta é uma análise exploratória cujo objetivo resume-se apenas a salientar as relações lineares entre as variáveis ambientais, demonstrando ligações ecológicas claras entre elas, e propiciando assim a utilização dessas variáveis para determinar o efeito dos danos do rompimento da Barragem sobre a biodiversidade.

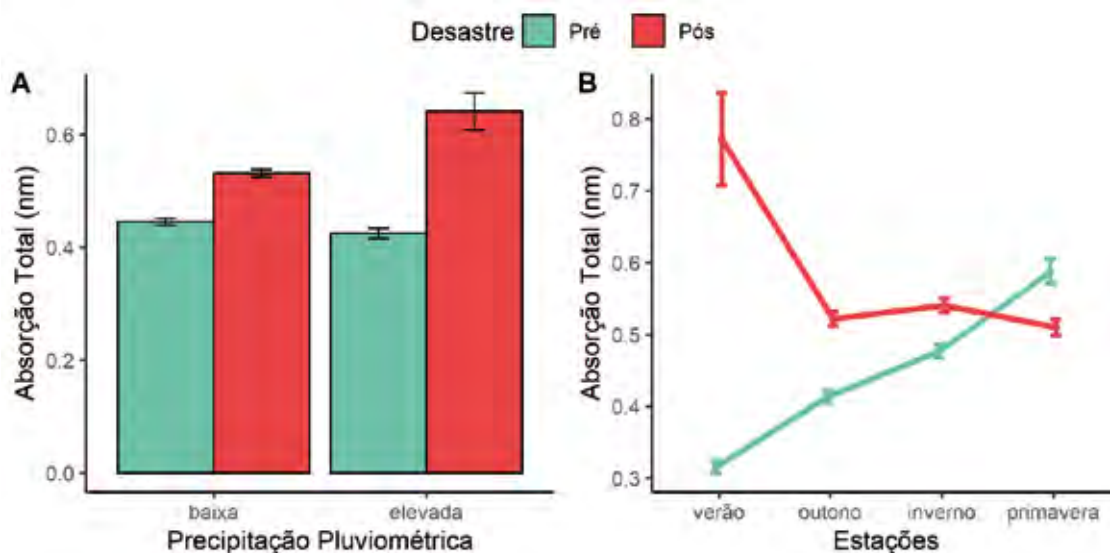
Figura 82 – Correlograma das variáveis explicativas usadas nos modelos de nicho de escala fina. Abs – absorção total; chl – clorofila α ; sdd – profundidade por Disco de Secchi; tsm – sólidos totais; tur – turbidez.



2.6.1.2.1.1 Absorção Total

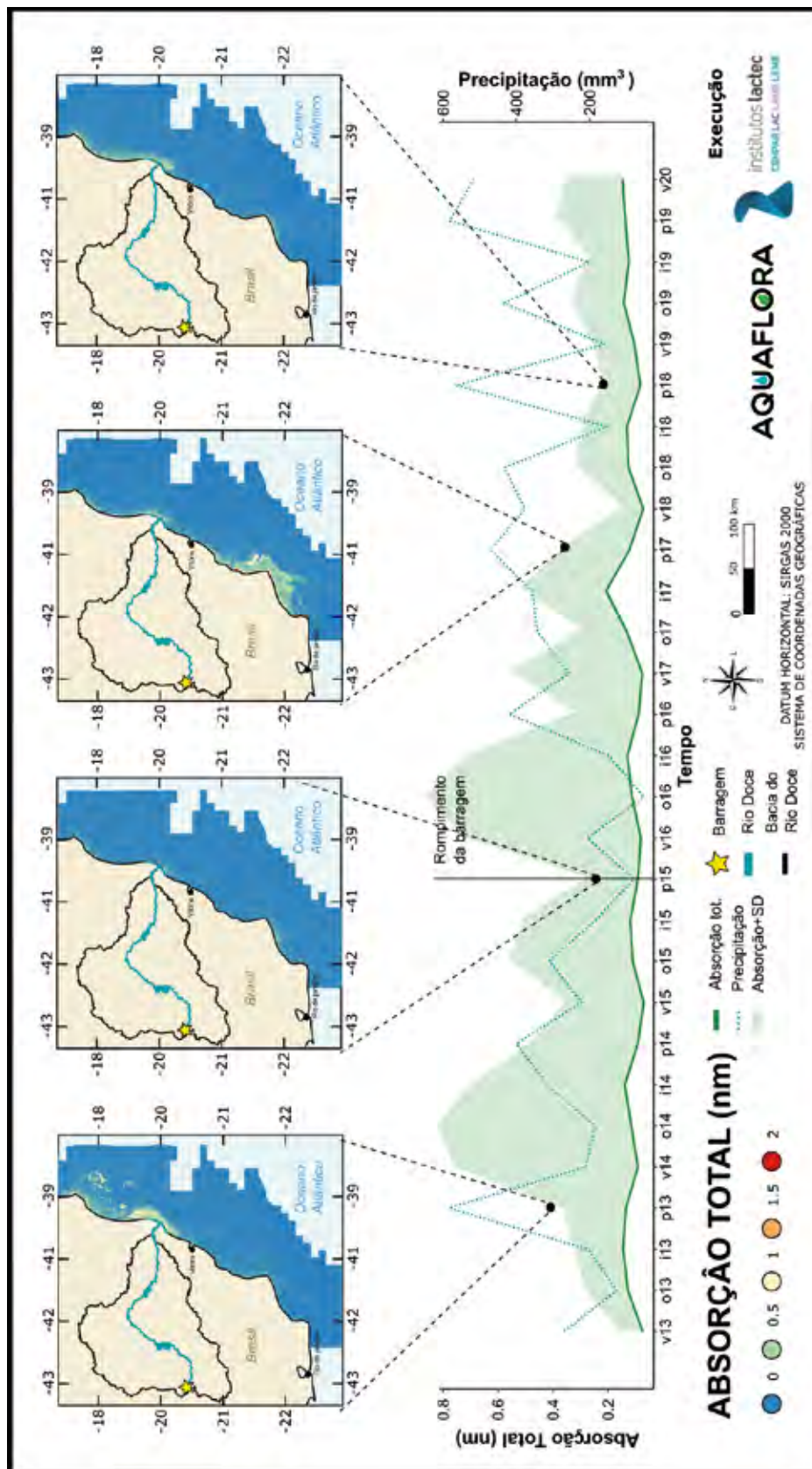
A análise temporal detectou diferenças na dinâmica temporal da variável Absorção Total. Foi observada que a diferença dos valores das variáveis nos cenários pré e pós-desastre ($F=61,9$; $p<0,0001$) é efeito direto da precipitação ($F=27,8$; $p<0,0001$). Destaca-se, em especial, o aumento dos níveis de absorção total nos períodos de elevada precipitação após o desastre (Figura 83A), com aumento dos valores de absorção total principalmente nas estações de verão (Figura 83). O acréscimo da absorção total nos verões dos cenários pós-desastre indica possíveis efeitos da ressuspensão do rejeito da área continental nos períodos com elevada precipitação pluviométrica. Ou seja, mesmo em cenários temporais pós-desastre distantes do momento do rompimento da barragem do Fundão (após 2015), o aumento dos valores de absorção total pode servir como um indicador de ressuspensão do rejeito na área continental com posterior direcionamento ao mar, elevando suas concentrações nos períodos com alta precipitação.

Figura 83 – Médias $\pm$ erros-padrão de Absorção Total (em nm) dos pontos de ocorrência das espécies em estudo. A) Comparações entre os períodos de baixa e elevada precipitação pluviométrica (classificados de acordo com Peel *et al.*, 2007) em relação aos cenários temporais (pré e pós-desastre). B) Comparações entre as estações do ano (verão, outono, inverno e primavera) em relação aos cenários temporais (pré e pós-desastre).



Na primavera de 2013 os maiores valores de absorção total estavam geograficamente ao norte da foz do Rio Doce, sendo que nesta estação houve uma elevada precipitação (583,3 mm acumulados) e a inexistência da influência dos fenômenos atmosférico-oceânicos El Niño ou La Niña (INPE, 2020). Nos anos de 2015 e 2016 houve o fenômeno atmosférico-oceânico El Niño, considerado um fenômeno de forte intensidade (INPE, 2020), sendo possível observar um período de primavera com baixa precipitação pluviométrica (Figura 84). Especificamente na primavera de 2015, quando ocorreu o desastre e o rejeito atingiu o oceano em 20 de novembro (2015), observou-se valores da mediana de Absorção Total relativamente baixos. Contudo, a primavera de 2015 foi composta por um período de quase três meses (alguns deles antes do rompimento da Barragem), logo o valor da mediana nesse período é baixo, mas possui variância elevada (períodos específicos de alta absorção) (Figura 84). No cenário pós-desastre, nos anos de 2017 e 2018, foi observado o fenômeno La Niña, de intensidade moderada (INPE, 2020). Na primavera de 2017, após longo período de baixa precipitação pluviométrica, observou-se um período de alta precipitação e valores elevados de absorção total concentrados principalmente a sul da foz do Rio Doce (geograficamente). Na primavera de 2018, com o retorno dos regimes de precipitação equivalentes aos cenários pré-desastre, e em um período final do fenômeno La Niña, observou-se maiores valores de absorção total novamente na região ao norte da foz do Rio Doce (Figura 84).

Figura 84 – Média + desvio-padrão de Absorção Total (área sombreada em verde claro) e precipitação acumulada (linha azul) ao longo das estações do ano (verão – v; outono – o; inverno – i; primavera – p) no período de estudo. Nos mapas, acima do gráfico, destaca-se a variação das medianas de Absorção Total nas primaveras de 2013, 2015, 2017 e 2018, ao longo da área de estudo (azul escuro).



De acordo com Marta-Almeida *et al.* (2016), o movimento da água doce com os rejeitos oriundos do rompimento da Barragem do Fundão em contato com a região marinha foi essencialmente para a direção sul, como resposta ao regime de vento sazonal. A manutenção desta trajetória foi confirmada também por Oliveira *et al.* (2019), avaliando imagens de satélite de dezembro de 2015 a janeiro de 2017, indicando a persistência do direcionamento da pluma de rejeito ao sul. Tais resultados corroboram os nossos achados de aumento de absorção total no sentido Sul ao longo dos períodos de elevada precipitação da primavera e verão, principalmente durante os anos sob ação do La Niña. Entretanto, sistemas frontais episódicos e outros processos meteoceanográficos podem levar à reversão desta dispersão, com a pluma podendo também se propagar ao norte. O regime de correntes ao largo da foz do rio Doce é bastante complexo, especialmente sobre a plataforma continental. Na região oceânica, a Corrente do Brasil forma vórtices, como o de Vitória, que resulta também em correntes no sentido Sul-Norte ao longo da linha de costa (ARRUDA; SILVEIRA, 2019) (Figura 85). Sobre a plataforma continental este padrões de circulação podem ser mais complexos ainda e sofrer influência de outras forçantes, como a maré. Assim, embora a contribuição da descarga do rio Doce para o aumento da turbidez e, conseqüentemente, a deposição de rejeitos contaminados deve se dar tanto ao sul como ao norte da foz.

Figura 85 – Circulação esquemática da região leste da costa do Brasil mostrando os vórtices da Corrente do Brasil, que corre do Norte para o Sul margeando a plataforma continental. Foz do rio Doce marcada com uma seta vermelha.



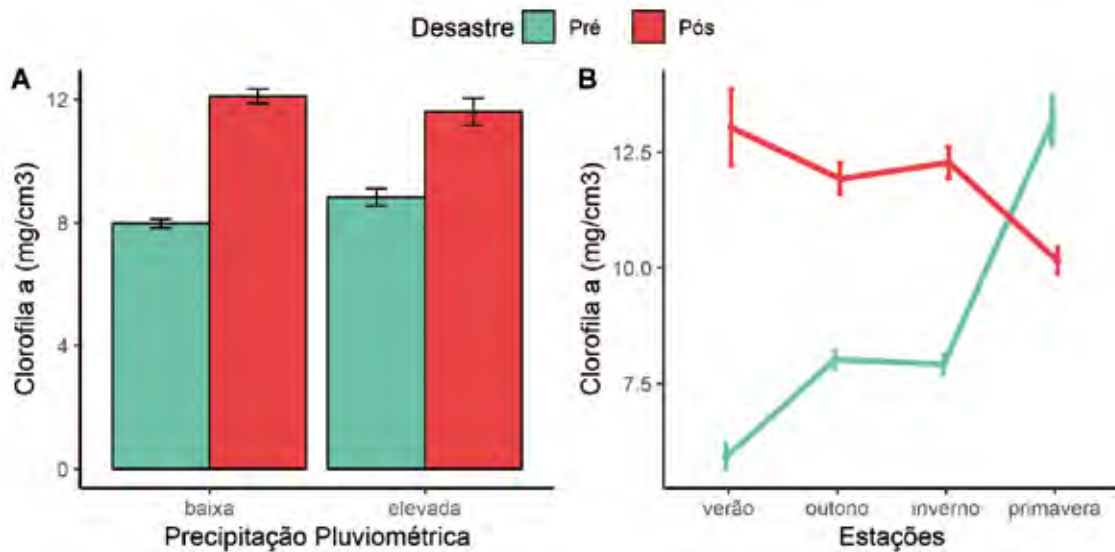
Fonte: Arruda e Silveira (2019).

2.6.1.2.1.2 Clorofila α

O padrão da sazonalidade da Clorofila α foi similar ao padrão da Absorção Total. Para clorofila foi possível verificar que houve efeito dos períodos de precipitação ($F=71,1$; $p<0,0001$) com diferença entre os cenários temporais pré e pós desastre ($F=120,7$; $p<0,0001$). Houve um aumento dos valores de Clorofila α nos períodos de precipitação elevada após o desastre (Figura 86A), representando uma

taxa positiva de fotossíntese e maior disponibilidade de matéria orgânica. Em uma segunda análise, houve efeito das estações do ano e dos cenários temporais pré e pós desastre ($F=127,4$; $p<0,0001$). Na comparação das estações entre os cenários temporais, todas as estações apresentam diferenças significativas, havendo médias significativamente maiores principalmente nos verões, outonos e invernos após o desastre (Figura 86B).

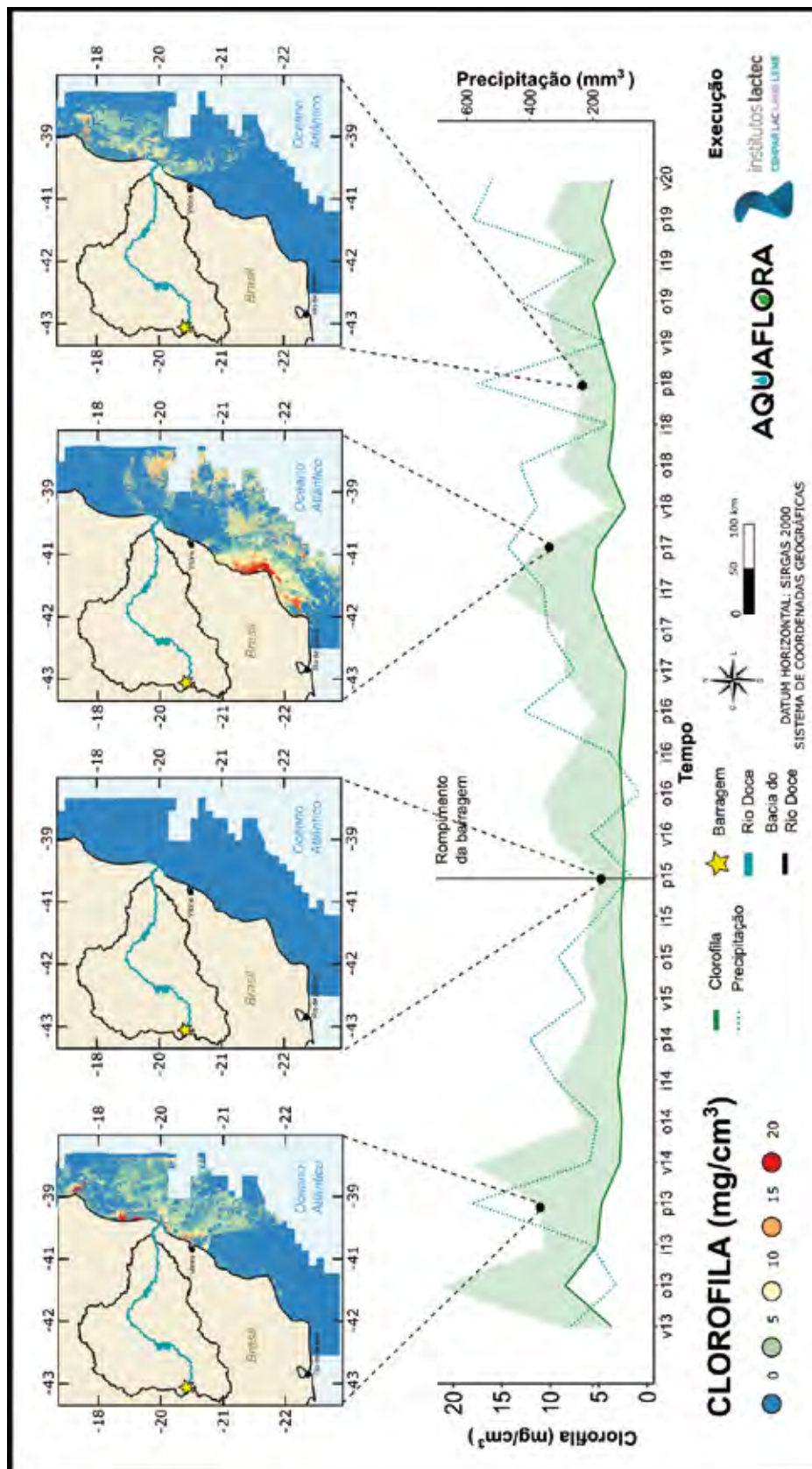
Figura 86 – Médias $\pm$ erros-padrão de Clorofila α (em mg/cm³) dos pontos de ocorrência das espécies em estudo. A) Comparações entre os períodos de precipitação pluviométrica (baixa x elevada) em relação aos cenários temporais (pré e pós-desastre). B) Comparações entre as estações do ano (verão, outono, inverno e primavera) em relação aos cenários temporais (pré e pós-desastre).



Ao avaliar qualitativamente e espacialmente da concentração de Clorofila α nos cenários pré-desastre (primavera de 2013), verificou-se os maiores valores distribuídos ao longo de toda a costa da área em estudo, com maior concentração ao norte da foz do Rio Doce. Embora a estação em que ocorreu o desastre do rompimento da Barragem do Fundão (primavera de 2015) seja conhecida como uma estação chuvosa, em 2015 observou-se baixa precipitação pluviométrica, sendo as maiores concentrações de Clorofila α apenas restritas à costa (ressalta-se que o cenário exposto na Figura 87 refere-se à média dos valores medianos de Clorofila α obtidos para a estação da primavera de 2015 junto com seu desvio padrão, sendo que um valor baixo pode possuir alta variância, indicando períodos específicos de alta concentração de clorofila). Na estação da primavera de 2017 (cenário temporal pós-desastre), período de elevada precipitação, observou-se o aumento dos valores de Clorofila α concentrados principalmente ao sul da foz, após um longo período de baixa precipitação pluviométrica (2015 e 2016) (Figura 87).

Assim como apresentado anteriormente, a interação de fenômenos oceânicos-atmosféricos (El Niño e La Niña) que promovem mudança no direcionamento de ventos e ondas, bem como a corrente do Brasil em fluxo no sentido Norte a Sul (veja item 2.6.1.2.1.1), pode ter possibilitado a mudança de maior concentração de Clorofila α na região ao sul da foz do Rio Doce. Na primavera de 2018, com o retorno de regimes de precipitação equivalentes aos do cenários pré-desastre, observou-se maiores valores de Clorofila α novamente na região ao norte da foz do Rio Doce (Figura 87).

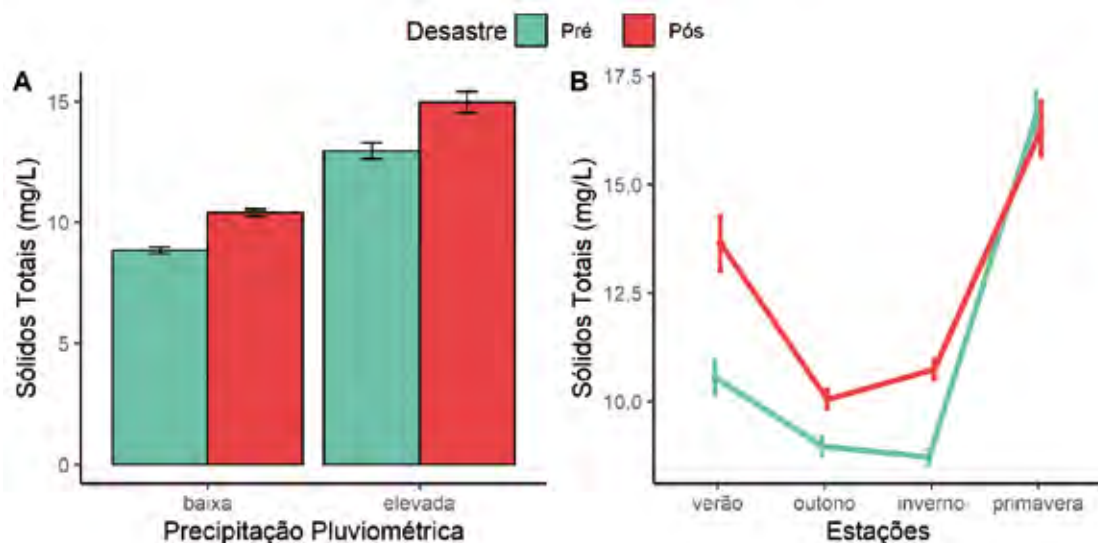
Figura 87 – Média + Desvio-padrão de Clorofila α (área sombreada em verde claro) e precipitação acumulada (linha azul) ao longo das estações do ano (verão – v; outono – o; inverno – i; primavera – p) no período de estudo. Nos mapas, acima do gráfico, destaca-se a variação das medianas de Clorofila α nas primaveras de 2013, 2015, 2017 e 2018, ao longo da área de estudo (azul escuro).



2.6.1.2.1.3 Sólidos Suspensos Totais

Em relação à avaliação dos Sólidos Totais, foram novamente observados efeitos dos períodos de baixa e elevada precipitação pluviométrica ($F=14,22$; $p=0,0002$) e dos cenários temporais pré e pós desastre ($F=48,0$; $p<0,0001$) na concentração de Sólidos Totais. As concentrações médias de Sólidos Totais aumentaram tanto no período de baixa, quanto no de alta precipitação pluviométrica após o desastre (Figura 88A). Houve também o efeito das estações do ano ($F=91,4$; $p<0,0001$), observando-se uma elevação das médias nas estações do verão, outono e inverno após o desastre (Figura 88B).

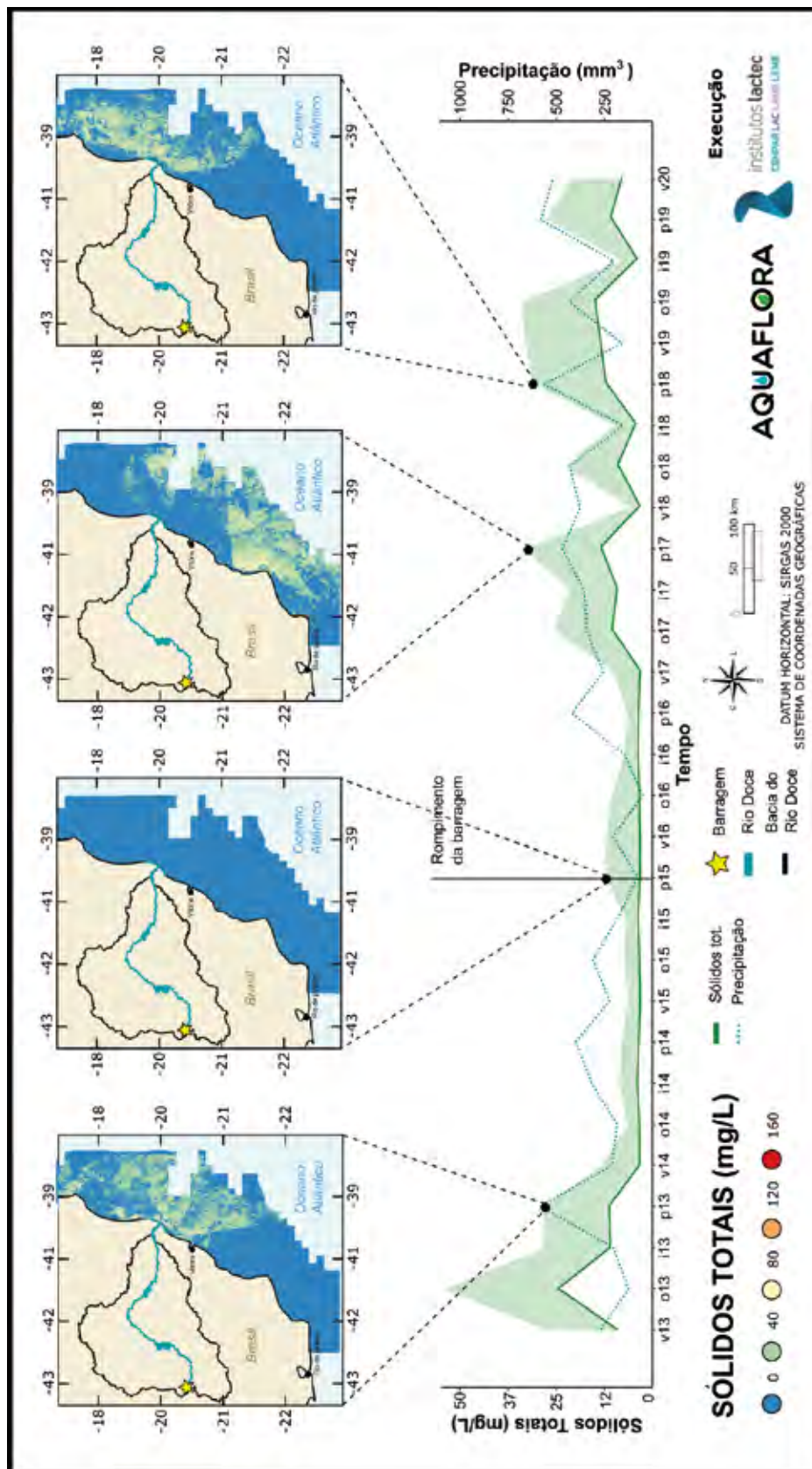
Figura 88 – Médias $\pm$ erros-padrão de Sólidos Totais (em mg/L) dos pontos de ocorrência das espécies em estudo. A) Comparações entre os períodos de precipitação pluviométrica (baixa x elevada) em relação aos cenários temporais (pré e pós-desastre). B) Comparações entre as estações do ano (verão, outono, inverno e primavera) em relação aos cenários temporais (pré e pós-desastre).



Ao avaliar qualitativamente a concentração de Sólidos Totais no cenário pré-desastre (primavera de 2013) observou-se que as maiores concentrações estavam distribuídas ao norte da foz do Rio Doce. Na estação em que ocorreu o desastre do rompimento da Barragem do Fundão, observou-se maiores concentrações na foz do Rio Doce e também distribuídos ao longo da costa da área de estudo. Na primavera de 2017 (cenário pós-desastre), as concentrações de Sólidos Totais aumentaram principalmente na região sul da área de estudo. Na primavera de 2018, com o retorno de regimes de precipitação semelhantes aos cenários pré-desastre, pôde-se observar maiores valores de Sólidos Totais novamente ao norte da foz do Rio Doce (Figura 89).

Assim como apresentado anteriormente, a interação de fenômenos oceânicos-atmosféricos (El Niño e La Niña) que promovem mudança no direcionamento de ventos e ondas, bem como a corrente do Brasil em fluxo preferencialmente no sentido Norte a Sul (veja itens 2.6.1.2.1.1 e 2.6.1.2.1.2), pode ter possibilitado uma mudança de maior concentração de Sólidos Totais na região ao sul da foz do Rio Doce. Na primavera de 2018, com o retorno de regimes de precipitação equivalentes aos cenários pré-desastre, observou-se maiores valores de Sólidos Totais novamente na região ao norte da foz do Rio Doce. Contudo, fica evidente que tanto em períodos de baixa, como de elevada precipitação, a concentração de Sólidos Totais é maior no período pós-desastre (Figura 88A), o que pode evidenciar um possível efeito do dano do rompimento da Barragem a longo prazo.

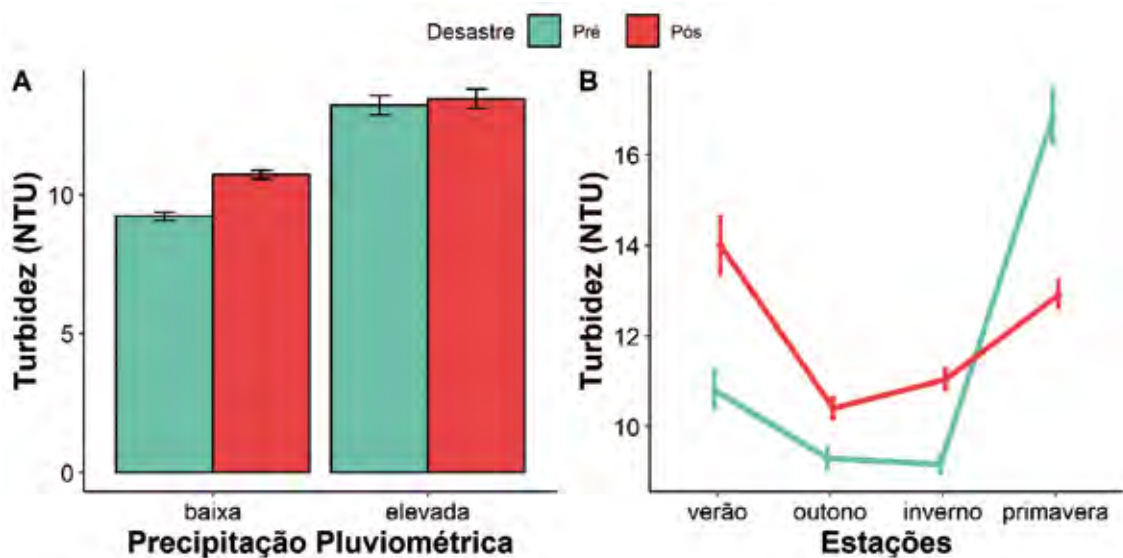
Figura 89 – Média + Desvio-padrão de Sólidos Suspensos Totais (área sombreada em verde claro) e precipitação acumulada (linha azul) ao longo das estações do ano (verão – v; outono – o; inverno – i; primavera – p) no período de estudo. Nos mapas, acima do gráfico, destaca-se a variação das medianas de Sólidos Suspensos Totais nas primaveras de 2013, 2015, 2017 e 2018, ao longo da área de estudo (azul escuro).



2.6.1.2.1.4 Turbidez

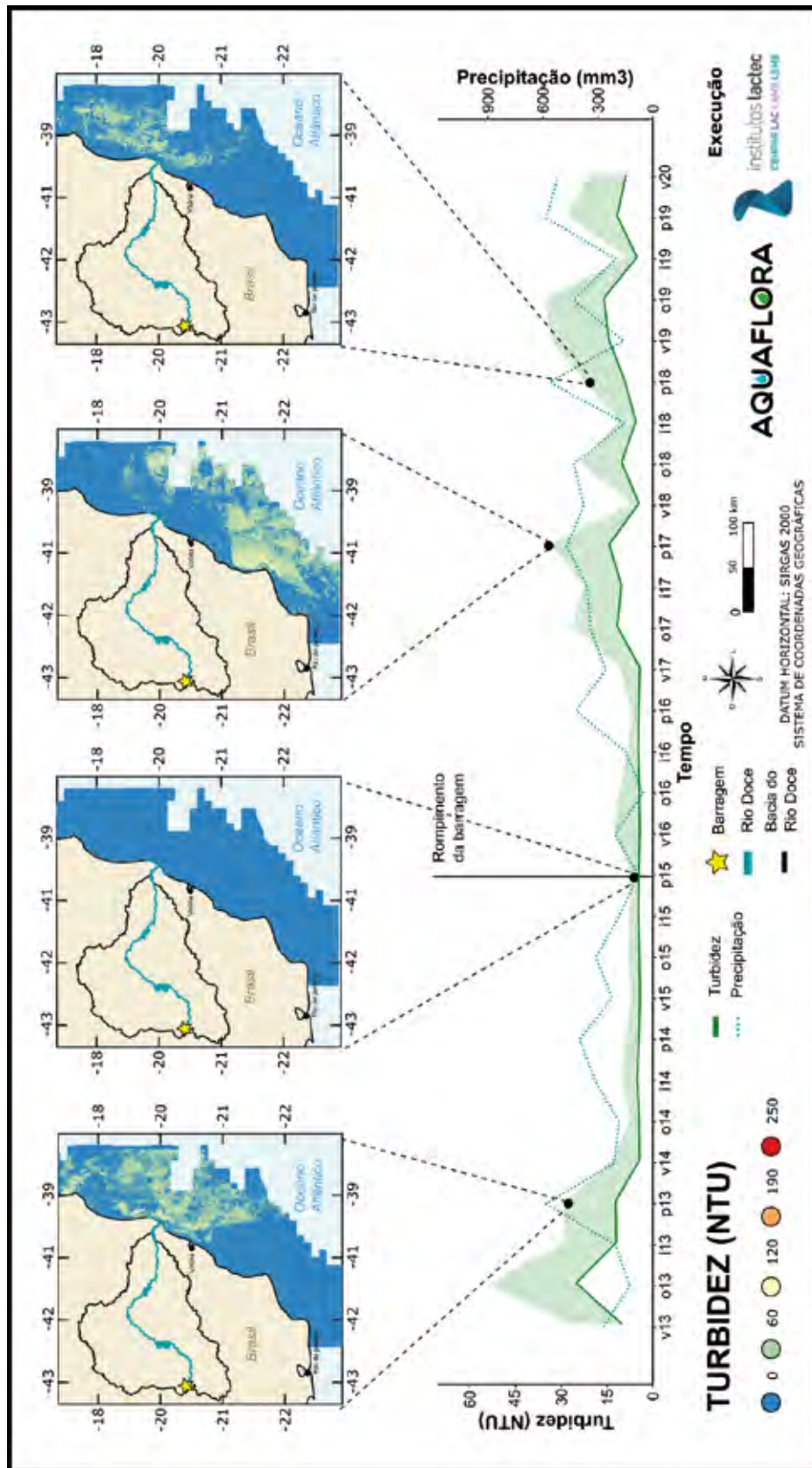
Os resultados das análises de turbidez são similares aos supracitados para as outras variáveis ambientais estudadas. Houve efeito dos períodos de baixa e elevada precipitação pluviométrica ($F=97,9$; $p<0,0001$) e dos cenários temporais pré e pós desastre ($F=20,5$; $p<0,0001$). Os valores médios de turbidez aumentaram nos períodos com baixa e elevada precipitação pluviométrica no cenário pós-desastre (Figura 90). Houve também efeito das estações do ano ($F=54,6$; $p<0,0001$) com elevação das médias de turbidez nos verões, outonos e invernos após o desastre (Figura 90B).

Figura 90 – Médias $\pm$ erros-padrão de turbidez (em NTU) dos pontos de ocorrência das espécies em estudo. A) Comparações entre os períodos de precipitação pluviométrica (baixa x elevada) em relação aos cenários temporais (pré e pós-desastre). B) Comparações entre as estações do ano (verão, outono, inverno e primavera) em relação aos cenários temporais (pré e pós-desastre).



No cenário pré-desastre (primavera de 2013), os maiores valores de turbidez estavam distribuídos ao norte da foz do Rio Doce. Na primavera de 2015, quando ocorreu o desastre, observou-se os maiores valores de turbidez concentrados na foz do Rio Doce e ao longo da costa da área de estudo. No cenário pós-desastre (primavera de 2017), após um longo período de regimes de baixa precipitação pluviométrica, observou-se o aumento dos valores de turbidez na região ao sul da foz do Rio Doce. Na primavera de 2018, com o retorno dos regimes de precipitação em condições semelhantes aos cenários pré-desastre, observou-se maiores valores de turbidez novamente na região ao norte da foz do Rio Doce (Figura 91).

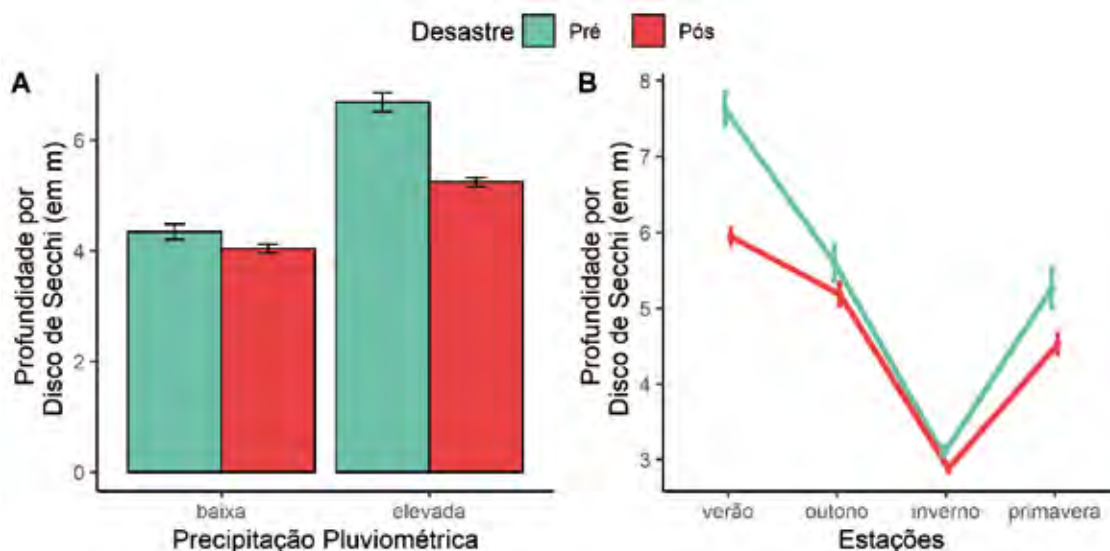
Figura 91 – Média + Desvio-padrão de Turbidez (área sombreada em verde claro) e precipitação acumulada (linha azul) ao longo das estações do ano (verão – v; outono – o; inverno – i; primavera – p) no período de estudo. Nos mapas, acima do gráfico, destaca-se a variação das medianas de Turbidez nas primaveras de 2013, 2015, 2017 e 2018, ao longo da área de estudo (azul escuro).



2.6.1.2.1.5 Profundidade do Disco de Secchi

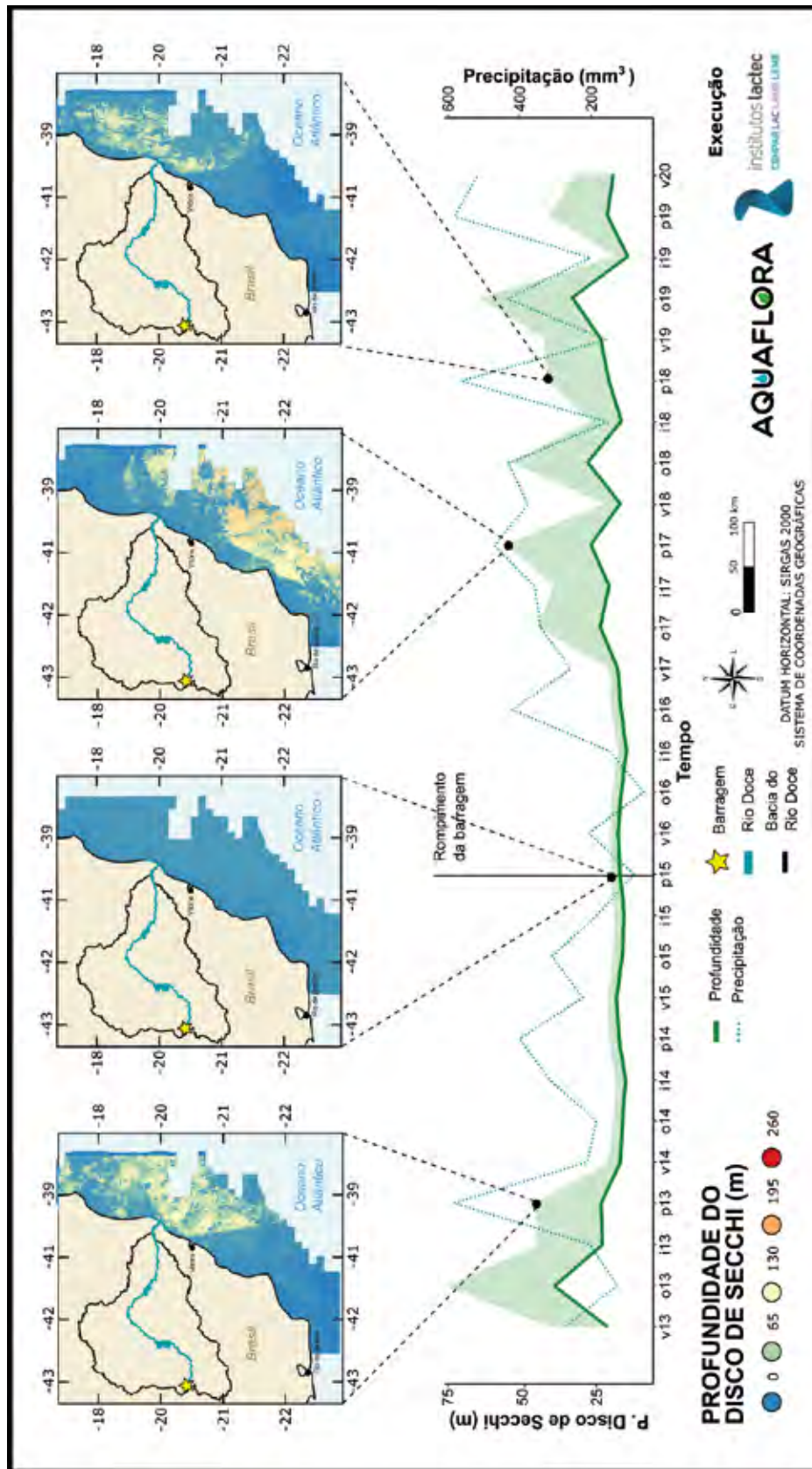
Foi possível verificar um efeito dos períodos de baixa e elevada precipitação ($F=21,6$; $p<0,0001$) sobre a Profundidade por Disco de Secchi (transparência) na comparação entre os cenários temporais pré e pós desastre ($F=58,5$; $p<0,0001$; Figura 92A). Houve efeito das estações do ano ($F=309,3$; $p<0,0001$) sobre a variável pré e pós-desastre, com redução dos valores de transparência principalmente nos verões e primaveras (período com elevada precipitação pluviométrica) após o desastre (Figura 92B). Pode-se observar que nos cenários pós-desastre, tanto em períodos de baixa, quanto de elevada precipitação, a transparência é menor do que no cenário pré-desastre, demonstrando que a água ficou com menor transparência, sendo um possível efeito do dano do rompimento da Barragem sobre esta variável ambiental marinha.

Figura 92 – Médias $\pm$ erros-padrão de Profundidade por Disco de Secchi (em m) dos pontos de ocorrência das espécies em estudo. A) Comparações entre os períodos de precipitação pluviométrica (baixa x elevada) em relação aos cenários temporais (pré e pós-desastre). B) Comparações entre as estações do ano (verão, outono, inverno e primavera) em relação aos cenários temporais (pré e pós-desastre).



Pôde-se verificar que na primavera de 2013 (pré-desastre) as águas mais transparentes concentraram-se na latitude da foz do Rio Doce (a aproximadamente 20 km da costa) a norte. Na estação em que ocorreu o desastre (primavera de 2015), os valores de transparência foram inferiores a 15 m em toda área em estudo, em comparação aos 40 m do período pré-desastre. Na primavera de 2017 (cenário temporal pós-desastre), após um longo período de baixa precipitação pluviométrica, os maiores valores de transparência concentraram-se ao sul da foz do Rio Doce, porém a aproximadamente 60 km da costa. Na primavera de 2018, observou-se maiores valores de transparência na região ao norte da foz do Rio Doce, porém com médias inferiores ao observado nos cenários pré-desastre (Figura 92 e Figura 93). Tais resultados sugerem danos do rompimento da Barragem sob as condições ambientais locais ao longo de pelo menos 5 anos de análise.

Figura 93 – Média + Desvio-padrão de transparência mensurada por Disco de Secchi (área sombreada em verde) e precipitação acumulada (linha azul) ao longo das estações do ano (verão – v; outono – o; inverno – i; primavera – p) no período de estudo. Nos mapas, acima do gráfico, destaca-se a variação das medianas de Profundidade do Disco de Secchi nas primaveras de 2013, 2015, 2017 e 2018, ao longo da área de estudo (azul escuro).



2.6.1.2.1.6 Conclusões da análise temporal das variáveis ambientais marinhas

As análises da dinâmica temporal das variáveis estudadas parecem indicar efeitos decorrentes dos danos do rompimento da Barragem de Fundão na região marinha da foz do rio Doce e em regiões circundantes. Pode-se observar que mesmo em períodos de baixa precipitação, entre 2015 e 2016, as variáveis já indicavam possíveis danos, pois possuíam concentrações maiores do que no cenário pré-desastre (exceto Disco de Secchi, que teve valor menor), indicando, portanto, menor transparência da água. No primeiro período de elevada precipitação do cenário pós-desastre (primavera de 2017), notou-se um aumento marcante nos valores de Absorção Total, Clorofila α , Sólidos Suspensos Totais e Turbidez da Água, bem como a diminuição dos valores de Profundidade do Disco de Secchi. Tais padrões dão indícios da chegada do rejeito na foz do Rio Doce como resultado da ressuspensão dos rejeitos no período chuvoso do cenário pós-desastre, visto que a dinâmica no cenário pós-desastre difere significativamente da dinâmica dessas variáveis no cenário de linha base. Estes resultados corroboram com os resultados apresentados no Diagnóstico de Danos (Brasil (MPF)/ LACTEC (2020e).

Vale ressaltar também que os valores destacados nos gráficos acima são valores médios das medianas dos pixels de toda a área ao longo da estação (aproximadamente 3 meses). Contudo, os altos valores de desvio padrão, principalmente depois do primeiro período de elevada precipitação (2017), demonstram períodos específicos nos quais as concentrações se elevaram, indicando danos ainda maiores. Além do possível efeito observado na análise bruta das variáveis estudadas, a mudança da dinâmica geográfica da deposição dessas variáveis (sentido Sul-Norte e Norte-Sul) também parece ser um indicativo de um possível efeito do dano do rompimento da barragem em uma escala geográfica mais ampla. Sugere-se que a cada evento de elevada precipitação os sedimentos do rejeito sofrem ressuspensão e se depositam em diferentes locais do oceano, bem como em regiões adjacentes à foz do Rio Doce. Nestes novos locais a fauna estará sujeita a eventos de contaminação, aumentando-se a probabilidade de intoxicação e, portanto, de morte de diferentes espécies marinhas. Ressalta-se ainda que neste cenário hipotético pode haver o aumento dos níveis de contaminantes químicos em toda a estrutura trófica local, incluindo o pescado e, desta forma, impactando ainda mais a qualidade de vida humana e da fauna marinha.

2.6.1.2.2 Comparação da área potencial de ocorrência das espécies ao longo dos cenários temporais, considerando a precipitação local

2.6.1.2.2.1 *Sotalia guianensis*

As áreas potenciais de distribuição de *Sotalia guianensis* para todas as estações do ano entre os verões de 2013 e 2020, com ênfase para os cenários pré e pós desastre, bem como para os períodos de baixa e elevada precipitação pluviométrica, estão disponíveis na Tabela 28.

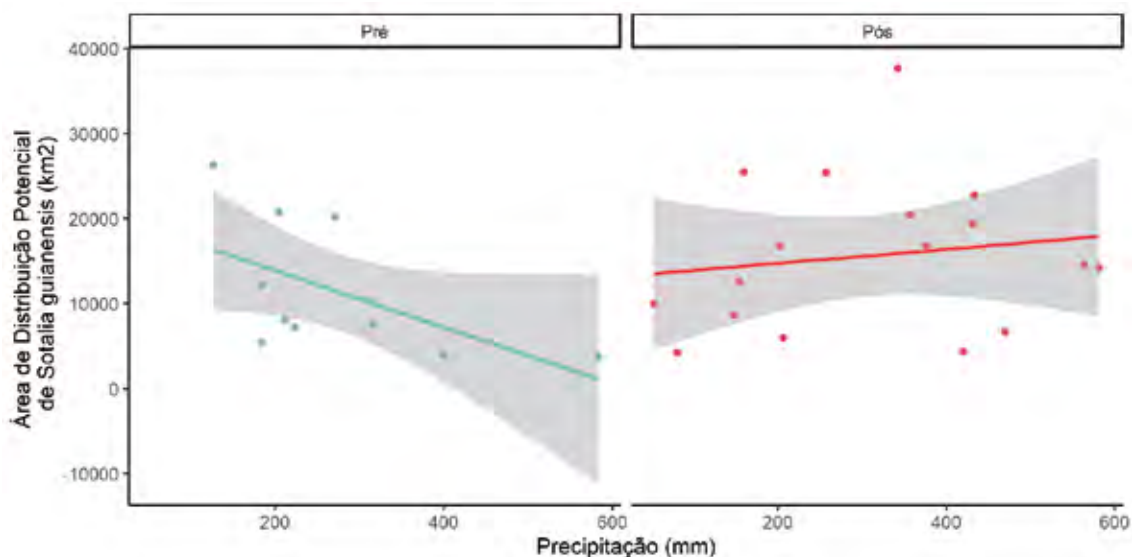
Tabela 28 – Volumes de precipitação na estação do ano (em mm), áreas de distribuição potencial (km²) de *Sotalia guianensis* e *Chelonia mydas* em relação às estações do ano (verão, outono, inverno e primavera), cenários temporais em relação ao desastre (pré e pós-desastre), períodos em relação à precipitação (baixa e elevada).

Estações do ano	Cenários temporais em relação ao desastre	Períodos em relação à precipitação	Precipitação na estação do ano (mm)	Área de <i>Sotalia guianensis</i> (km ²)	Área de <i>Chelonia mydas</i> (km ²)
Verão 2013	Pré	elevada	270,9	8.229,15	28218,24
Outono 2013	Pré	baixa	126,3	20.166,07	15102,82
Inverno 2013	Pré	elevada	204,4	26.259,41	20087,75
Primavera 2013	Pré	elevada	583,3	20.723,56	26.911,67
Verão 2014	Pré	elevada	211,0	3.788,35	9.516,4
Outono 2014	Pré	baixa	185,2	8.034,07	20.876,71
Inverno 2014	Pré	elevada	316,1	12.187,91	28.970,81
Primavera 2014	Pré	elevada	399,9	7.469,59	12.825,37
Verão 2015	Pré	elevada	223,1	3.946,22	8.754,17
Outono 2015	Pré	elevada	309,8	7.228,67	20.267,21
Inverno 2015	Pré	baixa	183,9	10.440,00	26.754,21
Primavera 2015	Pós	baixa	80,5	5.428,13	15.131,60
Verão 2016	Pós	elevada	206,4	4.227,43	9.960,42
Outono 2016	Pós	baixa	52,8	5.974,52	19.092,00
Inverno 2016	Pós	baixa	148,3	9.985,08	29.235,37
Primavera 2016	Pós	elevada	419,7	8.671,12	16.418,22
Verão 2017	Pós	elevada	257,0	4.301,85	9.856,20
Outono 2017	Pós	elevada	342,1	25.427,29	18.448,38
Inverno 2017	Pós	elevada	357,0	37.626,51	14.834,35
Primavera 2017	Pós	elevada	469,8	20.473,19	17.131,33
Verão 2018	Pós	elevada	377,0	6.682,08	8.954,8
Outono 2018	Pós	elevada	431,4	16.784,74	17.936,73
Inverno 2018	Pós	baixa	154,0	19.363,96	21.571,52
Primavera 2018	Pós	elevada	563,5	12.522,98	37.160,49
Verão 2019	Pós	baixa	159,8	14.533,61	6.093,96
Outono 2019	Pós	elevada	433,1	25.462,03	12.030,25
Inverno 2019	Pós	elevada	202,3	22.764,41	24.102,01
Primavera 2019	Pós	elevada	581,2	16.768,30	33.586,34
Verão 2020	Pós	elevada	517,2	14.189,70	16.810,03

Os resultados indicam que naturalmente, no cenário de linha base, pré-desastre, entre 2013 e 2015, existe um efeito da precipitação na área potencial de distribuição das espécies estudadas. Normalmente os valores da área potencial de distribuição das espécies aumentam ao final dos períodos de maior precipitação pluviométrica, como *time-lag* (Figura 94 e Figura 95). Ou seja, primeiro existe o aumento da precipitação, para depois existir uma expansão da distribuição de *S. guianensis* (no final do período de elevada precipitação - início do período de baixa precipitação). Logo, no cenário pré-desastre fica evidente uma sazonalidade da área de ocorrência da espécie, e essa dinâmica de aumento e diminuição da área de ocorrência está relacionada diretamente com os períodos de baixa e elevada precipitação. Naturalmente, o aumento da precipitação pluviométrica leva ao aumento da produção primária nos oceanos em função do aporte de nutrientes, como por exemplo o Nitrogênio inorgânico (PAERL, WILLEY, et al., 1999). De acordo com Gomez-Salazar et al. (2012), os maiores grupos de *Sotalia guianensis* ocorrem durante a transição entre períodos de elevada para baixa precipitação pluviométrica, quando a produção primária nos locais de ocorrência da espécie aumenta, fazendo com que a água fique naturalmente mais turva e com maior aporte de nutrientes.

A área potencial de distribuição de *S. guianensis* parece ter sofrido mudança na sua dinâmica natural no cenário pós-desastre ($F=2,98$; $p=0,097$) (Figura 94). No cenário de linha base, pré-desastre, havia uma redução da área de distribuição potencial de *S. guianensis* nos períodos de elevada precipitação, e um aumento no período inicial de baixa precipitação. Após o desastre, este padrão parece ter se invertido, observando-se a tendência do aumento da área de distribuição potencial em períodos de maior precipitação pluviométrica (Figura 94), provavelmente pelo maior aporte de rejeitos em suspensão durante o período de elevada precipitação.

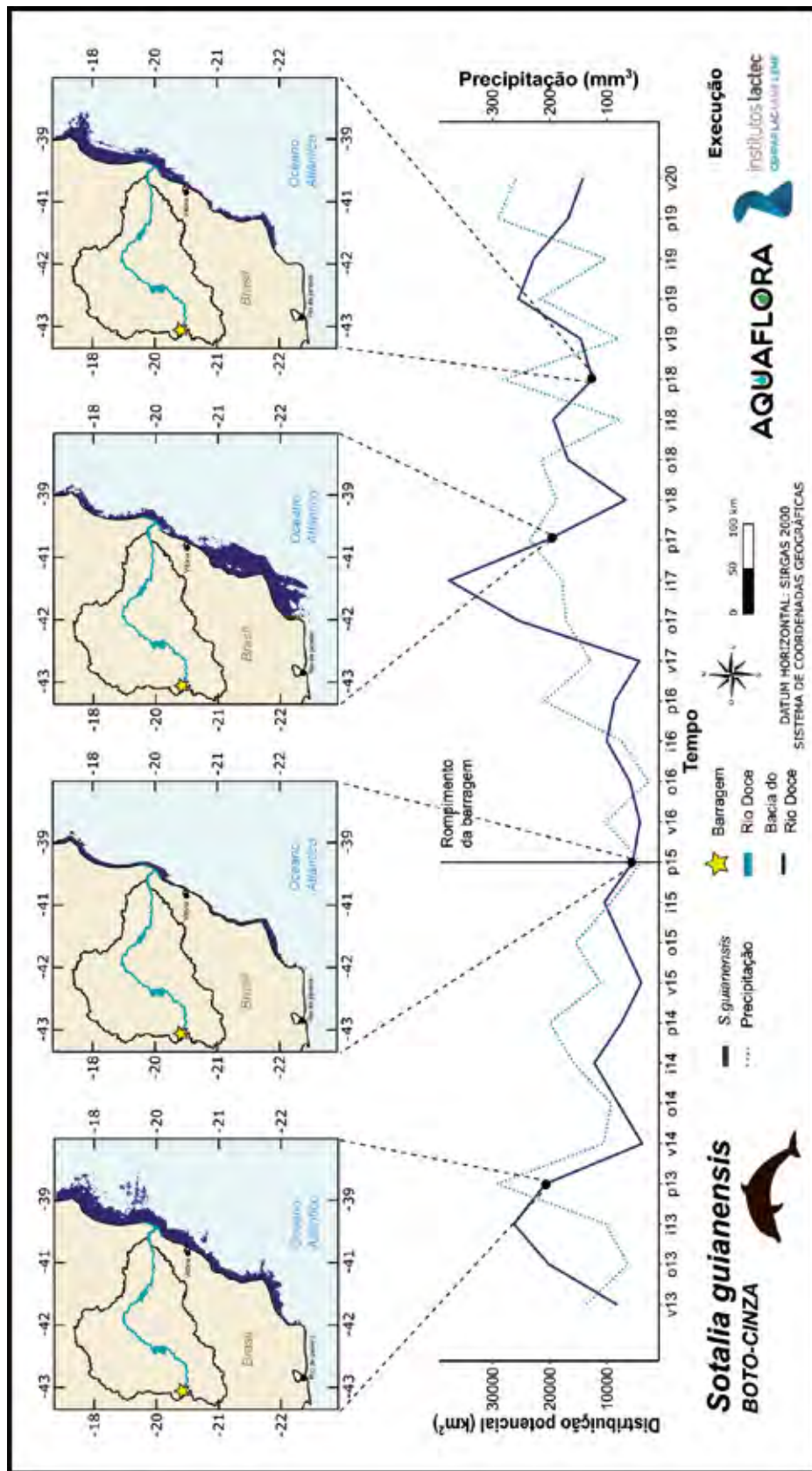
Figura 94 – Diagrama de dispersão da área de distribuição potencial de *Sotalia guianensis* em relação à precipitação, considerando os cenários temporais de pré e pós-desastre.



Vale ressaltar que o aumento da variação na dinâmica de expansão e retração da área de *Sotalia guianensis* nos cenários de elevada e baixa pluviosidade do cenário pós-desastre (Figura 95) pode aparentar um possível efeito do dano. O aumento da área de ocorrência da espécie aqui apresentado parece indicar o deslocamento da espécie para outras regiões da costa, cujos recursos possivelmente sejam diferentes dos locais de origem.

Este resultado, em conjunto com a interpretação da dinâmica temporal das variáveis ambientais descritas anteriormente, demonstra que, após o desastre, em períodos de elevada precipitação, houve o aumento de Absorção Total, Clorofila α , Sólidos Totais e Turbidez, bem como a redução da transparência da água, analisada pelo Disco de Secchi. Sob estas condições ambientais foi observado o aumento da predição da área de distribuição potencial de *S. guianensis*, em especial para a região mais ao sul da foz do rio Doce. Isso parece indicar que em períodos de maior precipitação, após o desastre, a ressuspensão do rejeito depositado na área continental do rio Doce aumentou a turbidez da água nas regiões próximas a sua foz, promovendo condições ambientais com águas mais opacas, porém adequadas para a ocorrência da espécie. Domit (2006) verificou que águas mais turvas influenciam na aproximação de botos em relação à linha da praia quando estão em comportamento de pesca. Uma vez que essas condições artificiais de aumento da turbidez da água existam como resultado do efeito do dano do rompimento da Barragem, é possível que a espécie esteja em maior exposição ao rejeito ressuspensionado na área continental e, portanto, mais propensa à contaminação por elementos potencialmente tóxicos (EPTs). Desta forma, torna-se necessária a realização do monitoramento contínuo para avaliação do tamanho populacional da espécie na região, bem como exames periódicos para estimar a higidez dos indivíduos da espécie (Figura 95).

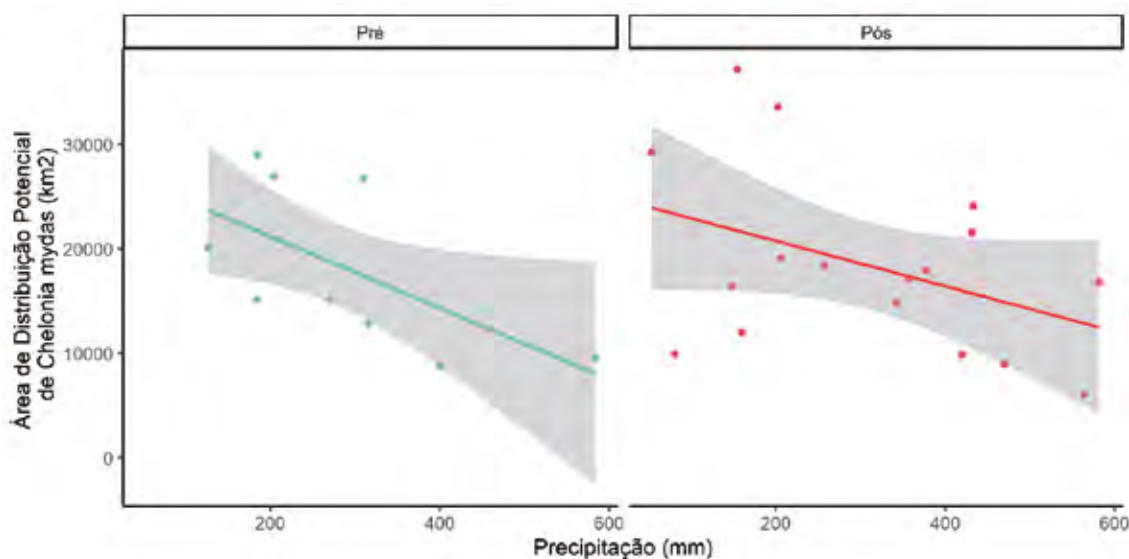
Figura 95 – Área de distribuição potencial de *Sotalia guianensis* (linha azul) e precipitação acumulada (linha verde) ao longo das estações do ano (verão – v; outono – o; inverno – i; primavera – p) no período de estudo. Nos mapas, acima do gráfico, destaca-se as áreas de distribuição potencial da espécie (azul escuro) nas primaveras de 2013, 2015, 2017 e 2018.



2.6.1.2.2.2 *Chelonia mydas*

A área de distribuição potencial de *Chelonia mydas* parece ter sofrido o efeito da precipitação ($F=6,99$; $p=0,014$), porém sem diferença entre os períodos pré e pós-desastre ($F=0,048$; $p=0,828$). Este resultado pode indicar que a área de distribuição potencial de *C. mydas* diminui à medida em que ocorre o aumento da precipitação. Embora no cenário pré e pós-desastre a área da espécie diminua nos períodos de elevada precipitação, a dinâmica do quanto a área aumenta, ou diminui, não foi igual nos períodos pré e pós-desastre (Figura 96).

Figura 96 – Diagrama de dispersão da área de distribuição potencial de *Chelonia mydas* em relação à precipitação, considerando os cenários temporais pré e pós-desastre.



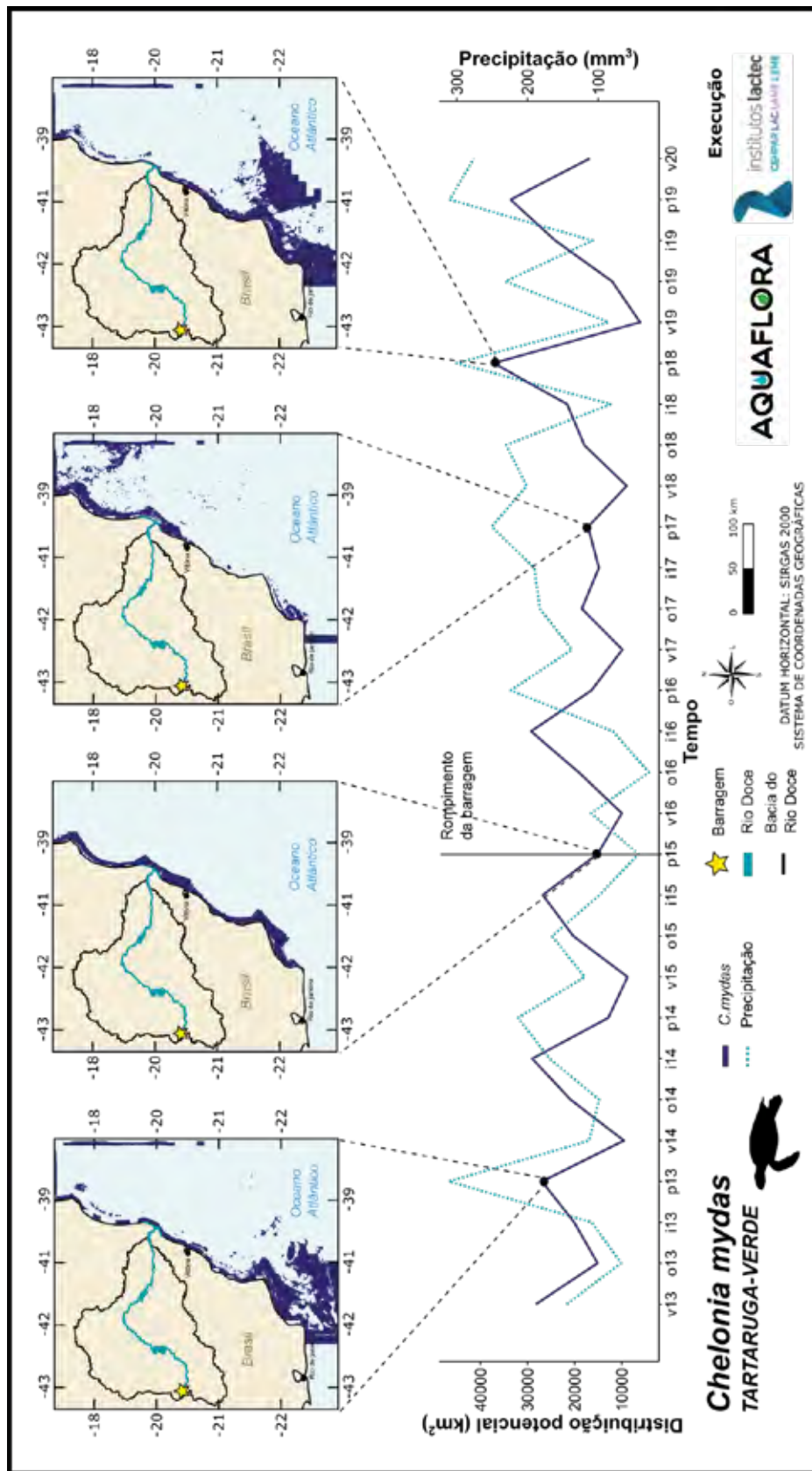
Esse resultado, em conjunto com a interpretação da dinâmica temporal das variáveis ambientais marinhas, demonstra que em ambos os cenários temporais, pré e pós-desastre, *C. mydas* parece ter uma maior área de distribuição potencial quando os valores de Clorofila α , Absorção Total, Sólidos Totais e Turbidez foram menores, e a transparência da água foi maior, no período de baixa precipitação. Esse padrão é contrário ao encontrado para *S. guianensis*. Com estas condições ambientais, foi observado, em ambos os cenários temporais (pré e pós desastre), o aumento da predição da área potencial de distribuição de *C. mydas* após os períodos de maior precipitação. Contudo, no cenário de elevada precipitação do pós-desastre, no ano de 2017, a área de distribuição potencial da espécie foi inferior às áreas preditas para o cenário de linha base (Figura 97). Essa diminuição da área de ocorrência ocorreu logo após o primeiro período de elevada precipitação após o desastre, quando se observou um aumento elevado de sedimentos e turbidez da água, ressaltando assim um possível dano negativo (diminuição da área de ocorrência) da espécie nas regiões marinhas circundantes à foz do Rio Doce.

C. mydas é um réptil marinho que habita águas mais quentes, características das zonas tropicais e subtropicais dos oceanos Atlântico e Pacífico. É uma espécie comumente encontrada nas costas, recifes, ilhas e baías, áreas geralmente com elevada produtividade primária, visto que esta espécie é preferencialmente herbívora quando adulta. O forrageio de algas ocorre principalmente por procura visual, o que geralmente faz com que esta espécie ocorra em água com menor turbidez (HIRTH, 1971). Na primavera de 2013, no cenário pré-desastre, observa-se a distribuição potencial da espécie próxima

à região de Cabo Frio, no Rio de Janeiro. Esta região é marcada pelo fenômeno da ressurgência, que consiste em um processo oceanográfico de afloramento de águas frias da Água Central do Atlântico (ACAS), controlado principalmente pela intensidade e direção dos ventos na região. Essas correntes de águas frias parecem também ser responsáveis pela grande concentração de nutrientes e pela maior produtividade marinha nessa faixa do litoral brasileiro, o que justificaria a maior distribuição potencial de *C. mydas* nesta área.

Na primavera de 2015, quando ocorreu o desastre do rompimento da Barragem do Fundão, verificou-se uma distribuição potencial ao longo de toda a costa da área em estudo, ressaltando que neste período, possivelmente em função do fenômeno do El Niño, ocorreram regimes de baixa precipitação pluviométrica, sendo um período com menor influência de sedimentos fluviais. Na primavera de 2017, a distribuição potencial de ocorrência da espécie ocorreu preferencial ao norte da foz do rio Doce, local onde os valores de turbidez da água foram menores, visto que os resultados das análises das variáveis ambientais apontaram para uma maior proporção de sedimentos na região sul da foz. Nos anos subsequentes, o aumento da distribuição potencial ocorreu de forma similar aos cenários temporais pré-desastre, com uma maior distribuição na região sul, próxima à zona de ressurgência em Cabo Frio-RJ, ressaltando que nesta região, neste período, foi observada uma menor turbidez da água (Figura 97).

Figura 97 – Área de distribuição potencial de *Chelonia mydas* (linha azul) e precipitação acumulada (linha verde) ao longo das estações do ano (verão – v; outono – o; inverno – i; primavera – p) no período de estudo. Nos mapas, acima do gráfico, destaca-se as áreas de distribuição potencial da espécie (azul escuro) nas primaveras de 2013, 2015, 2017 e 2018.



2.6.2 DANOS AOS QUELÔNIOS

O estudo dos quelônios consiste em uma abordagem capaz de subsidiar discussões referentes à avaliação dos efeitos sobre outros grupos biológicos (RUEDA-ALMONACID *et al.*, 2007; RHODIN *et al.*, 2008), tendo sido um dos grupos faunísticos indicadores selecionados para avaliação dos danos do desastre.

Neste documento apresenta-se a avaliação final do diagnóstico dos quelônios marinhos atingidos pelo desastre na bacia hidrográfica do rio Doce e de sua área de deságue no Oceano Atlântico. Alude aos resultados obtidos ao longo de quase dois anos de amostragem e abrangendo sete campanhas de coleta de dados em campo, entre junho de 2018 e fevereiro de 2020. O objetivo do estudo é avaliar o estado atual de conservação das espécies integrantes do grupo frente aos danos do rompimento da barragem de Fundão, de forma cumulativa e comparativa com os resultados apresentados anteriormente (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020e), bem como com resultados de outros estudos desenvolvidos na região pelo Programa de Monitoramento de Praias da Bacia de Campos e Espírito Santo - PMP-BC/ES, realizado pela PETROBRAS; pelo Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I - FEST/RRDM (2019, 2020) e pelo Projeto TAMAR (2020).

Em consonância com as interpretações apresentadas no diagnóstico, não foi possível identificar ou mensurar danos aos quelônios com base no desenho amostral proposto originalmente, a partir de amostragens de cunho ecológico/faunístico. Por outro lado, muito embora esse conjunto de métricas não tenha sido sensível, ao menos até o momento, à determinação de efeitos negativos sobre os quelônios, diversos outros indícios detectaram tais efeitos, notadamente relacionados à qualidade do ambiente marinho, e à contaminação por elementos potencialmente tóxicos, os quais puderam ser confirmados e classificados quanto à sua magnitude, tendência e reversibilidade.

Sendo assim, nesta seção apresentam-se os dados descritivos e analíticos da abordagem ecológica, com o intuito de documentar todos os resultados obtidos. A fim de proporcionar uma avaliação de forma integrada sobre o grupo, também são apresentados resumidamente os resultados referentes à contaminação, que consta em detalhes no capítulo de Ecotoxicologia (TOMO I – Contextualização do Acompanhamento de Danos).

2.6.2.1 Metodologia

O estudo foi desenvolvido por meio de sete campanhas amostrais de caráter trimestral, realizadas entre junho de 2018 e fevereiro de 2020 (Tabela 29). A oitava campanha era prevista para realização durante os meses de maio e junho de 2020, mas, em face às restrições impostas pela pandemia da Covid-19, tal campanha não pôde ser realizada.

Por sua vez, considerando que as sete campanhas desenvolvidas abrangeram ao menos dois ciclos reprodutivos dos quelônios na região de estudo, pode-se inferir que os resultados ora apresentados servem como indicadores que subsidiarão, futuramente, a continuidade do monitoramento dos danos do rompimento da barragem de Fundão sobre o grupo. Tais indicadores referem-se essencialmente à análise de EPTs como elementos capazes de gerar danos à qualidade do hábitat e dos animais em si.

Além da avaliação dos EPTs, acresce-se os resultados, referentes à avaliação das taxas de mortalidade observadas entre diferentes áreas amostrais, oriundos de outros programas de monitoramento com quelônios marinhos desenvolvidos na região litorânea, em especial, o Programa de Monitoramento de Praias da Bacia de Campos e Espírito Santo (PMP-BC/ES), realizado pela PETROBRAS e/ou em parceria com o Projeto TAMAR. Assim, no presente relatório, serão apresentados todos os resultados obtidos ao longo das sete campanhas amostrais realizadas em comparação com métricas apresentadas por outros estudos realizados desde o rompimento da barragem de Fundão.

Tabela 29 – Períodos de desenvolvimento das sete campanhas de monitoramento de quelônios na bacia do rio Doce e das regiões costeira e marinha do litoral do Espírito Santo.

Campanha	Início	Fim
1	18/06/2018	08/07/2018
2	29/09/2018	19/10/2018
3	11/02/2019	28/02/2019
4	23/04/2019	10/05/2019
5	27/07/2019	14/08/2019
6	31/10/2019	19/11/2019
7	21/01/2020	09/02/2020

2.6.2.1.1 Área de Estudo

Foram definidos cinco pontos de amostragem para estudo dos quelônios marinhos, conforme os apresentados em Brasil (MPF)/ Lactec (2020e), e visualizados na Figura 98.

Figura 98 – Imagem demonstrando as áreas amostrais para quelônios marinhos. Legenda: AM= área marinha; ES= estuário.



2.6.2.1.2 Procedimentos Amostrais

Em todas as campanhas, os procedimentos amostrais de quelônios marinhos seguiram o protocolo descrito previamente em Brasil (MPF)/ Lactec (2020e), ou seja, contemplando costões rochosos em dois dos pontos amostrais, buscando por indivíduos em praias e em pontos no estuário do rio Doce. Adicionalmente a avaliação dos indivíduos, nas campanhas 1, 3 e 6 foram efetuadas coletas de algas

com vistas à avaliação de Elementos Potencialmente Tóxicos (EPTs) que pudessem ser provenientes do derramamento de lama. Este conjunto de plantas constitui item alimentar de grande relevância a algumas espécies de quelônios marinhos, tornando-as importantes elementos na avaliação dos danos ao grupo.

2.6.2.2 Contaminação por EPTs e aumento da incidência de encalhes de quelônios

Ao longo das amostragens do presente estudo, sete indivíduos de *Chelonia mydas* foram encontrados mortos nas praias avaliadas. Os exemplares foram submetidos à necropsia com vistas a se avaliar as possíveis *causa mortis*. No caso dos efeitos do rompimento da barragem, o principal indicativo consiste em evidências de contaminação por EPTs, expressos pela presença de alterações em órgãos internos (especialmente fígado e intestinos). A contaminação é decorrente da ingestão de alimentos contaminados (especialmente algas) ou do contato com a água contaminada, principalmente no período após a chegada da pluma de rejeitos ao litoral. Paralelamente, a perda de qualidade do ambiente marinho – atestado por modelagens e pela própria pluma de sedimentos – é também um fator relevante de danos aos quelônios.

Dentre as carcaças encontradas apenas duas puderam ser submetidas à necropsia. As demais já se encontravam em estágio avançado de decomposição. Nos dois espécimes com possibilidade de realizar necropsia, foi constatada morte por afogamento, provavelmente por interação com redes de pesca. Não obstante, um dos indivíduos apresentou fibropapilomatose (caracterizada pela presença de tumores externos e que também podem afetar órgãos internos) que, embora seja uma doença causada por vírus, vem sendo associada à poluição dos oceanos. Entretanto, esta é uma doença comum na espécie em toda sua área de distribuição, não podendo, a princípio, ser correlacionada aos danos decorrentes do rompimento da barragem (BJORNDAL, 1995; ALMEIDA *et al.*, 2007).

Além dos espécimes encontrados em campo, outra base de dados relevante sobre encalhe e óbitos de tartarugas-marinhas da região é proveniente do Programa de Monitoramento de Praias da Bacia de Campos e Espírito Santo (PMP-BC/ES), realizado pela PETROBRAS em atendimento ao Processo Administrativo Nº 02022.001407/2010 CGPEG/DILIC/IBAMA, referente a licenciamentos ambientais da empresa nessas regiões. O referido monitoramento teve início em outubro de 2010, contemplando dez anos ininterruptos de estudos, sendo desenvolvido ao longo de 763 km de linha de praia entre o limite norte do município de Conceição da Barra, no Espírito Santo, até o limite sul do município de Saquarema, no Rio de Janeiro. Esta extensão territorial é subdividida em 14 áreas amostrais, das quais quatro localizam-se entre os municípios de Fundão, Aracruz, Linhares e São Mateus, área eleita no presente projeto para avaliação dos danos do rompimento da barragem de Fundão.

Em parte, o monitoramento dessas quatro áreas é compartilhado com o TAMAR, em especial no que tange à avaliação do sucesso reprodutivo e de encalhes de quelônios. Tais encalhes, por vezes, são seguidos de óbito dos animais, em especial em áreas de costões rochosos. As quatro áreas avaliadas são as seguintes (Figura 99):

- Área 1B – São Mateus, com 53,1 km de extensão;
- Área 2A – Linhares, a norte da foz do rio Doce, com 52,2km de extensão;

- Área 2B – Linhares e Aracruz, do sul da foz do rio Doce até a foz do rio Riacho-Comboios, com 33,4km de extensão;
- Área 3A – Aracruz e Fundão, ao sul da foz do rio Riacho, com 34,6 km de extensão.

Figura 99 – Áreas avaliadas pelo Programa de Monitoramento de Praias da Bacia de Campos e Espírito Santo (PMP-BC/ES) nas proximidades da foz do rio Doce.



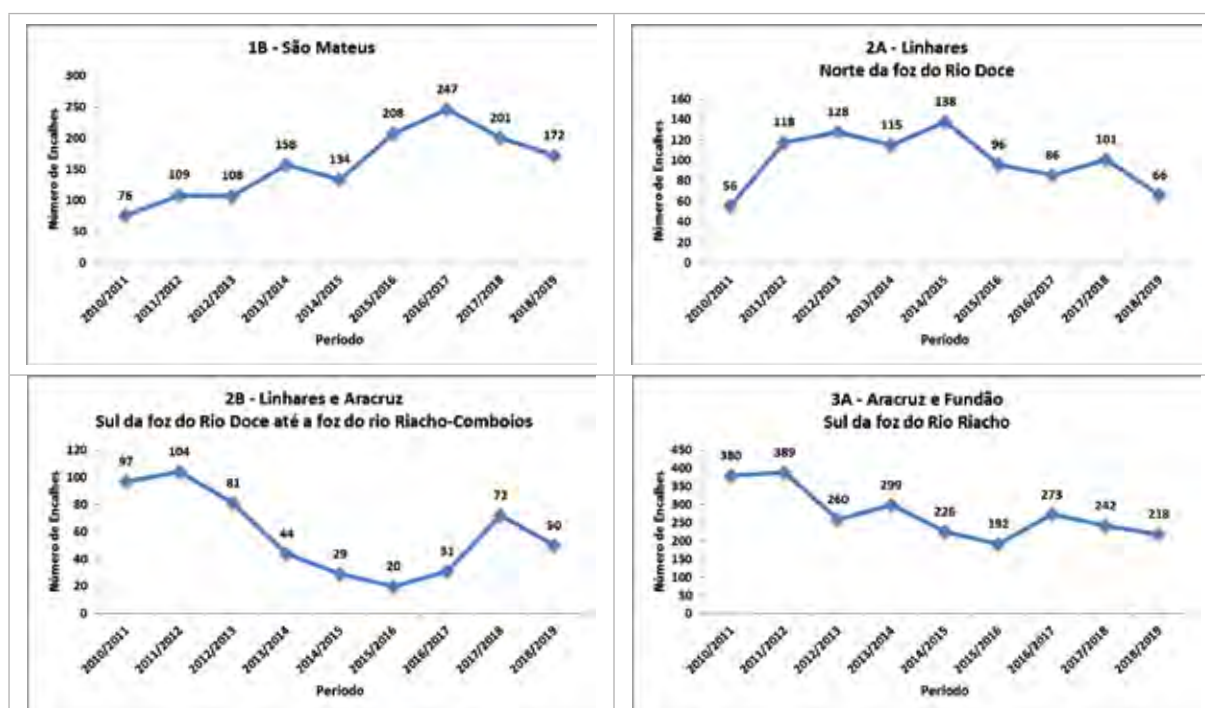
Os motivos para encalhes dos quelônios podem ser os mais diversos. Em parte, podem ser decorrentes de flutuações rápidas das marés ou de incidência de ondas altas que induzem os animais a áreas acidentadas. Outras condições, ainda, podem ser devidas a debilidades de saúde dos mesmos, decorrentes de idades avançadas, deficiências nutricionais ou inclusive de acidentes com embarcações e redes de pesca. Por fim, não se descarta a possibilidade de os sedimentos da lama terem prejudicado o sentido de orientação dos animais no ambiente, induzindo-os a locais rasos ou rochas. Desta forma, a avaliação de um possível aumento do número de encalhes após o desastre pode indicar a presença de danos sobre as espécies na região.

Portanto, os dados cedidos pelo PMP-BC/ES ao presente estudo, referentes às quatro áreas monitoradas nas proximidades da foz do rio Doce, foram aqui analisados para verificação do aumento da incidência de encalhes de tartarugas marinhas nessa região. Os dados encaminhados pelo PMP referem-se a nove anos de monitoramento realizados nessas regiões durante a estação reprodutiva (entre outubro e fevereiro), desde o período entre 2010/2011 até 2018/2019 (este último período com dados inéditos apresentados neste relatório). A Tabela 30 e os gráficos da Figura 100 apresentam a distribuição dos dados ao longo dos períodos em questão.

Tabela 30 – Áreas amostrais e número de encalhes de tartarugas marinhas ao longo dos nove Anos de monitoramento do PMP-BC/ES

Período	Áreas Amostrais e Número de Encalhes			
	1B	2A	2B	3A
2010/2011	76	56	97	380
2011/2012	109	118	104	389
2012/2013	108	128	81	260
2013/2014	158	115	44	299
2014/2015	134	138	29	226
2015/2016	208	96	20	192
2016/2017	247	86	31	273
2017/2018	201	101	72	242
2018/2019	172	66	50	218

Figura 100 – Representação gráfica do número de encalhes de tartarugas marinhas ao longo dos nove anos de monitoramento do PMP-BC/ES.



A análise dos dados acima indica que houve um incremento no número de encalhes nas áreas 1B, 2B e 3A no período de 2016/2017, porém, uma redução discreta na área 2A. O destaque, nesses casos, refere-se à área 1B, na qual o período em questão representa o pico de encalhes após o dano decorrente do rompimento da barragem. Embora não se possa correlacionar esses dados diretamente ao desastre, não se descarta a possibilidade dos animais presentes na área 2A terem sido afugentados para a 1B em função da presença dos rejeitos na região. Por outro lado, observa-se que, os trechos de monitoramento 2B e 3A, ambos localizados ao sul da foz do rio Doce, apresentaram picos nos números de encalhes anteriores ao desastre, seguido pelo aumento após o evento e, nova tendência de redução. Enquanto nos trechos situados ao norte da foz, 1B e 2A, observa-se uma tendência ascendente desde antes do desastre, com picos no ano do desastre (2A) ou após o desastre (1B), mas, seguido de tendência de redução nos anos subsequentes. Considerando essa possível diferença de padrão observada entre o litoral norte e sul da foz do rio Doce, sugere-se que esta condição deverá ser avaliada em estudos futuros na região, em especial após fortes pulsos hidrológicos que impliquem em novos aportes de sedimentos para o ambiente marinho. É importante frisar que o esforço amostral do monitoramento para os diferentes trechos deve ser mantido, considerando a quilometragem diferenciada entre os mesmos.

No período de 2017/2018, por sua vez, observou-se incremento no número de encalhes nas proximidades da foz do rio Doce (áreas 2A e 2B), com especial destaque ao período de 2018, cujo número de encalhes mais do que dobrou em relação ao período 2016/2017. Entretanto, em relação aos períodos entre 2010 e 2013, o número foi reduzido. Já para a área 2A, os números de encalhes acompanharam a tendência normal local.

O presente relatório, por sua vez, inclui agora os dados do período 2018/2019. Neste período, em especial, verificou-se redução no número de encalhes em todas as áreas amostrais. Embora não se possa, ainda, inferir que esta redução tem relação com a melhoria da qualidade ambiental na região, esta tendência deve servir de referência para estudos regionais futuros. Salienta-se, ainda, que o período em questão corresponde a alta taxa de encontros de indivíduos de *Chelonia mydas* nos fitais (início do ano de 2020). Recomenda-se, assim, que estes dados sejam correlacionados em monitoramentos futuros realizados na região pelo PMP e pelo Projeto TAMAR.

2.6.2.2.1 Elementos Potencialmente Tóxicos (EPTs) em Algas Marinhas

Com relação aos EPTs encontrados em algas marinhas (Figura 101), os resultados do primeiro ano de estudos demonstram maiores concentrações desses elementos em três gêneros de algas, a saber, *Centroceras*, *Sargassum* e *Caulerpa* (Tabela 31), espécies com estruturas capazes de reter nutrientes por mais tempo e, que são permanentes na região (BRITO, 2011; COSTA, 2015).

Figura 101 – Amostra de alga macrófita marinha da espécie *Sargassum vulgare* para análise de concentração de EPTs.



Foto: Lactec.

Tabela 31 – Resultados da análise de EPTs (arsênio e níquel, peso seco) em táxons de macroalgas marinhas coletadas durante três campanhas do diagnóstico.

Identificação	As (mg/kg)			Ni (mg/kg)		
	Campanha 1	Campanha 3	Campanha 6	Campanha 1	Campanha 3	Campanha 6
Área Amostral 1 (AM1)						
<i>Centroceras sp.</i>	156,0	NR	NR	85,85	NR	NR
<i>Sargassum sp.1</i>	53,8	40,7	NR	1,19	2,71	NR
<i>Sargassum sp.2</i>	19,7	NR	NR	1,05	NR	NR
<i>Caulerpa sp.2</i>	60,2	NR	NR	49,38	NR	NR
Área Amostral 2 (AM2)						
<i>Sargassum sp.2</i>	NR	72,8	NR	NR	4,77	NR
<i>Caulerpa sp.</i>	NR	96,4	NR	NR	52,14	NR
<i>Caulerpa sp.2</i>	52,4	NR	NR	37,56	NR	NR
<i>Caulerpa racemosa</i>	NR	NR	4,26	NR	NR	0,36

Não foram encontrados, na literatura, parâmetros referenciais de concentrações de EPTs em algas marinhas, tampouco quais concentrações são capazes de ocasionar contaminação em quelônios ou outros organismos dependentes dessas como fonte alimentar. Além disso, os resultados das análises dos dois EPTs, considerando as espécies individualmente, não permitiram avaliar se houve estabilização, aumento ou redução das concentrações ao longo das campanhas, especialmente porque nenhuma das espécies avaliadas esteve presente em todas as campanhas. Entretanto, ao se considerar os resultados apenas para o gênero *Caulerpa*, observa-se uma tendência de aumento de ambos os contaminantes, na área amostral AM2, entre a primeira e a terceira campanhas (primeiro ano), porém, seguido de redução significativa na sexta campanha (segundo ano).

De modo geral, as maiores concentrações de EPTs foram evidenciadas na primeira campanha. Este período foi marcado por picos de marés, condição que pode gerar perturbações significativas naturais nos fitais, levando-os à regeneração e, por conseguinte, à redução de elementos bioacumulados. Por sua vez, intensos pulsos fluviais (como os observados na sétima campanha) podem carrear novos contaminantes para o ambiente marinho, gerando nova bioacumulação. Como cada espécie apresenta fisiologia distinta e, portanto, diferente suscetibilidade à bioacumulação, apenas com novos e mais aprofundados estudos na região, efetuando amostragens mais abrangentes e numerosas, é que será possível esclarecer se ocorreram danos desta natureza. Ressalta-se, no entanto, a inexistência de dados de linha-base como referência a essas concentrações antes da ocorrência do desastre ambiental. Os presentes resultados formam, assim, uma primeira aproximação para comparações futuras.

Vindo ao encontro da presente informação, o relatório da FEST/RRDM (2020) ressalta que os fitais da região do município de Aracruz consistem em um importante sítio de alimentação de *Chelonia mydas*, sendo que o mesmo sofreu exposição à pluma principal de rejeitos de mineração e re-exposição ao longo dos anos. O relatório informa, ainda, que o hábito costeiro da espécie, juntamente com a sua alta fidelidade ao local, faz com que ela seja particularmente susceptível aos poluentes por períodos prolongados de sua vida. Nesses locais, as tartarugas-marinhas acumulariam facilmente os contaminantes ambientais por meio de uma variedade de mecanismos, como contato direto (com água ou sedimentos) ou ingestão de água e alimento. Esta informação corrobora a informação apresentada à reprodução de *Caretta caretta*, denotando a importância da realização de novos e contínuos estudos sobre as possibilidades de contaminação de quelônios pela ingestão de algas ou outros componentes da dieta das espécies.

2.6.2.2.2 Elementos potencialmente tóxicos em filhotes de *Caretta caretta*

Para diagnósticos dos danos causados pelo desastre neste grupo de fauna, amostras de sangue e músculo de filhotes da espécie *Caretta caretta*, conhecida como tartaruga-cabeçuda, foram obtidas na Reserva Biológica (REBIOS) Comboios, localizada no litoral do Espírito Santo, nos períodos reprodutivos entre os anos de 2015 a 2018. A temporada reprodutiva de 2015/2016 correspondeu, exatamente, ao período de chegada da lama ao litoral do Espírito Santo, enquanto as demais temporadas avaliadas corresponderam a períodos pós-desastre. Desse modo, os resultados obtidos foram agrupados e comparados de acordo com a temporada reprodutiva (2015/2016; 2016/2017 e 2017/2018).

2.6.2.2.2.1 Saúde

Os espécimes de filhotes de tartaruga-cabeçuda apresentaram claros danos à saúde caracterizados pelos maiores valores apresentados pelas enzimas dos sistemas antioxidante e de biotransformação, pela maior concentração de metalotioneína pela ocorrência de peroxidação lipídica (LPO). Esses danos agudos foram evidenciados em amostras obtidas principalmente no período reprodutivo de 2015/2016, o qual corresponde ao período de chegada do rejeito de mineração à REBIO Comboios. Adicionalmente, os filhotes capturados nos períodos subsequentes continuaram apresentando as mesmas alterações, as quais apresentaram tendência de redução apenas no período de 2017/2018. É importante mencionar que a cada período reprodutivo grupos distintos de tartarugas-marinhas desovam na região, assim as alterações evidenciadas nos filhotes de todos os períodos avaliados indicam relação entre presença de contaminantes no sedimento dos locais de desova e as alterações identificadas. Assim, sabendo que os efeitos tóxicos promovidos por EPTs são progressivos fica evidente o prejuízo à saúde dos filhotes nascidos nos períodos avaliados.

2.6.2.2.2.2 Bioacumulação

Para avaliação deste dano foram avaliadas três matrizes: hemolisado sanguíneo, tecido muscular e cascas de ovos. Do mesmo modo que os biomarcadores descritos, o dano de bioacumulação ficou evidente pela maior concentração dos diferentes EPTs apresentadas tanto em hemolisado sanguíneo, que tem uma relação direta com a condição de saúde dos animais (BURGER et al., 2010), quanto em músculo, que reflete acúmulo dos elementos após metabolização (CHOJNACKA; MIKULEWICZ, 2014). Adicionalmente, vários dos elementos presentes no rejeito de mineração puderam ser detectados

nas cascas dos filhotes avaliados, inclusive com aumento na frequência de ocorrência dos elementos ao longo dos períodos reprodutivos avaliados. Como as cascas dos ovos são estruturas porosas que favorecem a comunicação entre o ambiente externo e o embrião, especialmente durante os últimos estágios de desenvolvimento, os resultados de bioacumulação apresentados corroboram a influência do desastre sobre esses organismos.

O resumo das análises e resultados para as condições de saúde e bioacumulação pode ser observado na Figura 102.

Figura 102 – Resumo ilustrativo sobre as análises e resultados sobre a saúde e bioacumulação em filhotes da tartaruga-marinha *Caretta caretta*.



Devido às alterações observadas, aliadas ao fato destes animais pertencerem a uma espécie altamente ameaçada de extinção e que, naturalmente, apresentam uma taxa muito pequena de sobrevivência esse dano foi classificado como gravíssimo. Além disso, representa o efeito do desastre (e a permanência de EPTs) sobre uma área de desova de elevada importância para a espécie *Caretta caretta* no Brasil. Embora alguns dos danos à saúde possam ser considerados reversíveis, configuram disfunções metabólicas, que são alterações subletais relevantes aos organismos, as quais podem impossibilitar a sobrevivência dos mesmos. A ocorrência de danos lipídicos (LPO), por exemplo, que corresponde a uma das vias finais dos efeitos tóxicos dos EPTs nos organismos, é um efeito drástico para as populações avaliadas.

Assim, os danos foram considerados irreversíveis e com tendência de aumento considerando que grande parte dos elementos químicos permanecem acumulados no organismo e que os EPTs continuam disponíveis no ambiente, sendo que novos aportes podem ocorrer fazendo com que, a cada ano, novos indivíduos sejam afetados, mesmo que em magnitudes diferentes. Deste modo, como o dano não foi cessado, sugere-se o monitoramento contínuo não somente dos filhotes e do sedimento dos ninhos, mas também, de indivíduos adultos (especialmente fêmeas) para melhor acompanhamento quanto a tendência desses danos.

2.6.2.3 Demais variáveis avaliadas

Considerando as sete campanhas realizadas para o diagnóstico de danos sobre quelônios marinhos foram obtidos um total de 174 registros, de três das cinco espécies ocorrentes no litoral do Espírito Santo, a saber, *Caretta caretta* (Figura 103), *Chelonia mydas* (Figura 104) e *Eretmochelys imbricata* (Figura 105). A Tabela 32 apresenta o número de registros por espécie (total e por campanha).

Figura 103 – Filhote neonato de tartaruga-cabeçuda (*Caretta caretta*), logo após deixar o ninho na praia de Comboios.



Foto: Lactec.

Figura 104 – Espécime de tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) encontrado morto na foz do rio Piraqueçu, REVIS Santa Cruz.



Foto: Lactec.

Figura 105 – Tartaruga-de-pente (*Eretmochelis imbricata*).



Foto: Lactec.

Tabela 32 – Espécies registradas e número de registros por espécie ao longo das sete campanhas de monitoramento de quelônios das regiões costeira e marinha do litoral do Espírito Santo.

Espécie	Campanhas							Total
	1	2	3	4	5	6	7	
<i>Caretta caretta</i>			50					50
<i>Chelonia mydas</i>	5		13	19	15	18	53	123
<i>Eretmochelys imbricata</i>		1						1

Os totais acima relacionados provêm de diferentes formas de registro. No caso de *Caretta caretta*, todos os registros (n = 50) são provenientes da observação da eclosão de um ninho durante a terceira campanha. Os filhotes foram acompanhados desde a saída do ninho até sua chegada ao mar, sem que tenha havido intervenções por parte da equipe do projeto. Por sua vez, o único exemplar de *Eretmochelys imbricata* registrado decorreu da captura acidental em uma rede de arrasto utilizada por pescadores na região de estudo. O exemplar capturado foi solto em seguida. Em função do baixo número de observações realizadas, os registros de *C. caretta* e *E. imbricata* são pouco informativos para o diagnóstico, não obstante a ocorrência de ambas as espécies na região de estudo seja importante, em especial em função da incidência do processo reprodutivo.

A tartaruga-verde (*C. mydas*), em virtude do maior número de registros obtidos ao longo do estudo, mostrou ser a espécie mais adequada como indicadora deste conjunto de animais, tendo sido sujeita a estudos de censo populacional pelo fato de os jovens serem residentes na região de estudo, onde se alimentam de algas marinhas macrófitas fixadas ao substrato rochoso e coralíneo.

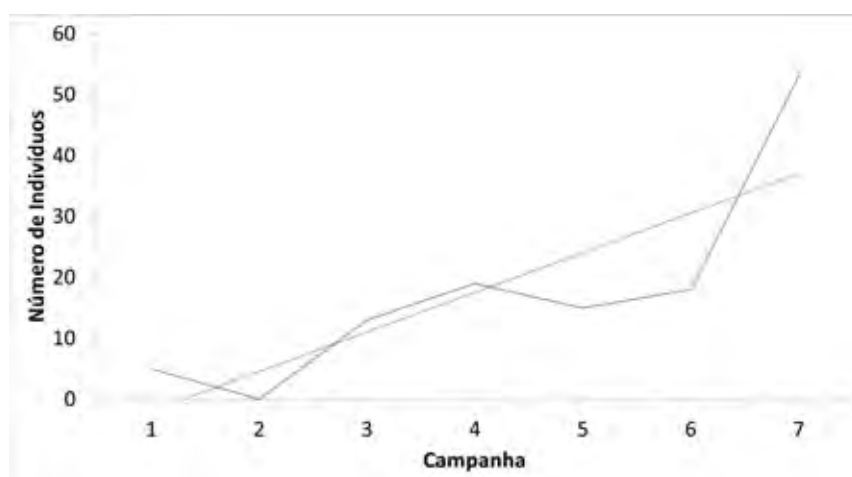
Do total dos registros da espécie, 116 (94,31%) referiram-se a indivíduos avistados em forrageamento nas áreas dos fitais dos dois pontos avaliados (Figura 106), ao passo em que os sete indivíduos restantes consistiram em exemplares encontrados mortos nas praias. Dos indivíduos avistados em forrageamento, 98 (84,48%) foram encontrados no ponto AM1, enquanto os demais (15,52%) foram registrados em AM2. Estes valores indicam a relevância de AM1 como área de concentração da espécie em períodos de alimentação. Avaliando-se a evolução dos dados em relação às sete campanhas, observa-se uma nítida tendência de aumento do número de indivíduos de *Chelonia mydas* registrados ao longo do tempo (Figura 107). Esta tendência apresenta dois extremos: de um lado estão as campanhas 1 e 2, que apresentaram os menores valores de abundância dentre todas as campanhas realizadas (5 e 0 indivíduos, respectivamente) e, de outro, a campanha 7, com um total de 53 indivíduos (valor 2,79 vezes superior da segunda campanha com maior número de registros; campanha 4, com N=19). As campanhas 3 a 6, por sua vez, apresentaram valores intermediários e próximos entre si, variando entre 13 e 19 indivíduos.

Figura 106 – Indivíduo subadulto de tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) registrado na área amostral AM 1 (APA Costa das Algas), em Aracruz, Espírito Santo, durante a sétima campanha de campo.



Foto: Lactec.

Figura 107 – Números de indivíduos de *Chelonia mydas* observados em forrageamento ao longo das sete campanhas nos pontos AM1 e AM2. A linha azul apresenta os números de indivíduos por campanha, enquanto a linha preta apresenta a tendência geral.



As diferenças observadas ao longo das campanhas podem sugerir um aumento gradual da disponibilidade de recursos alimentares para a espécie ao longo do tempo, que pode ser interpretado como melhora das condições ambientais locais. Entretanto, outros fenômenos podem ser evocados como explicação para essas observações, em especial entre as duas primeiras e a última campanha. A ausência de registros da espécie na segunda campanha, por exemplo, pode ter sido em função das fortes marés que ocorreram nos dias de observação de campo, decorrentes de fenômenos atmosféricos intensos que ocorreram na região litorânea no período. As mudanças abruptas das condições hidrológicas marinhas são fenômenos que sabidamente geram mudanças comportamentais nas espécies (e.g., BARRETO, 2017). Além disso, as marés ocasionaram elevada turbidez das águas nos pontos de observação, condição que pode ter gerado um afugentamento momentâneo dos animais da área de estudo. Deve-se salientar, nesse sentido, que *Chelonia mydas* realiza a busca de alimentos de maneira visual (e.g., SANTOS, 2014), a qual é dificultada em condições de turbidez muito elevada. Além disso, aumentos da densidade de material particulado na água pode culminar em riscos de comprometimento dos olhos dos animais, levando os mesmos a procurarem águas mais calmas ou a evitarem emergir, dificultando assim seu registro em campo.

Além das condições supracitadas, outros aspectos inerentes à metodologia de estudo podem explicar as diferenças observadas. As primeiras campanhas do estudo ocorreram ao tempo em que os protocolos de amostragem estavam em aferição e adaptação, condição na qual é normal a ocorrência de erros amostrais (corriqueiro em amostragens piloto, por exemplo). De maneira oposta, por sua vez, na sétima campanha os procedimentos de campo já estavam maduros e aprimorados às condições específicas deste diagnóstico, condição que pode ter afetado o maior sucesso na obtenção de registros. Segundo Mackenzie *et al.* (2004), este viés metodológico é comum em estudos populacionais, em especial com espécies de hábitos variáveis ou sujeitas a flutuações sazonais, como é o caso dos quelônios marinhos. Essa variação ainda pode estar relacionada ao ciclo reprodutivo das tartarugas marinhas, que são irregulares, e com o consequente aporte de juvenis na região de estudo. Portanto, apenas um estudo de duração ampliada pode responder à questão, muito embora os presentes resultados indiquem que o número de registros aumentou ao longo das campanhas.

Em relação, especificamente, à sétima campanha, esta transcorreu no ápice do período chuvoso (verão). Nesse período (entre janeiro e fevereiro de 2020), as intensas chuvas que ocorreram ao longo da bacia do rio Doce foram responsáveis pela formação de grandes enchentes na região, condição que, por sua vez, implicou no aumento da turbidez das águas no ambiente marinho, conforme observado pelos pesquisadores em campo e corroborado pelos dados referentes à pesca. Assim, seria esperado, à semelhança do observado na campanha 2, uma redução no número de registros da espécie na região de estudo. Entretanto, nessa campanha não houve elevação significativa da maré, que parece ter sido um dos fatores limitantes ao encontro dos animais na segunda campanha. Por sua vez, é possível, inclusive, que o aporte de material orgânico ou sedimentos do rio Doce para a região tenha, na sétima campanha, aumentado a disponibilidade de nutrientes para as algas, gerando expansão dos bancos locais e, por conseguinte, maior atração de quelônios. Essa condição é hipotética e seria sujeita a acompanhamento na campanha seguinte, muito embora o cronograma do estudo tenha forçado o encerramento das atividades de campo. Assim, considerando o contraste dos resultados em duas situações similares detectadas ao longo do diagnóstico, recomenda-se que estudos futuros efetuem avaliações das influências da dinâmica do rio Doce sobre a população de quelônios marinhos no âmbito local. No pequeno escopo temporal abrangido pelo presente diagnóstico, interpretações robustas acerca desses efeitos não foram possíveis.

2.6.2.3.1 *Comparações entre os dois anos de estudos*

A comparação entre os números de registros obtidos para a espécie entre as campanhas 1 a 4 (primeiro ano) e 5 a 7 (segundo ano) permite identificar que, no segundo ano, o número de indivíduos (N=86) é superior ao dobro daqueles verificados no primeiro ano (N=37), mesmo em face a um número menor de campanhas realizadas (3 no segundo ano *versus* 4 no primeiro). Esta condição pressupõe que tenha havido melhorias na qualidade do habitat para a espécie na região. Além disso, ao se comparar os números de registros entre campanhas ocorridas na mesma estação (*p.ex.*, campanhas 1 e 5 – inverno; 2 e 6 – primavera; 3 e 7 – verão), verifica-se que, no segundo ano, todas as campanhas tiveram números superiores de registros (Figura 108). Assim, de forma similar ao inferido para o conjunto de campanhas de cada ano, as campanhas por estação permitiram inferir as melhorias em questão.

Figura 108 – Comparação entre números de registros de exemplares de *Chelonia mydas* entre estações similares ao longo de dois anos de estudos.



Outro aspecto que merece destaque no segundo ano de estudo, que passou a ser observado desde a quinta campanha, é o de que a maioria dos indivíduos de *Chelonia mydas* avistados apresentaram comprimentos curvilíneos da carapaça igual ou inferior a 40 cm. Desta forma, segundo critérios de Barreto (2017), tais animais devem ter idades entre 2 e 6 anos, condição que foi, também, evidenciada pelo estudo do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I (FEST/RRDM, 2020), o qual identificou que 47% dos indivíduos dessa espécie, avistados na região próxima à foz do rio Doce, correspondiam a filhotes e juvenis. Esses resultados indicam que o recrutamento da espécie e o desenvolvimento dos indivíduos foram mantidos mesmo após o aporte da lama de rejeitos na região. Entretanto, não há informações na literatura sobre a concentração de indivíduos dessa espécie em áreas de fitais antes da ocorrência do rompimento da barragem, de forma que não é possível inferir se o número atual de indivíduos encontrados é superior ou inferior ao que ocorria normalmente na região. Além disso, considerando que os dois anos de estudo ocorreram após o rompimento da barragem, e com base nas métricas aqui acompanhadas, há dificuldade em se detectar o efeito dos danos e qual a dimensão dos mesmos.

De qualquer forma, o número de registros na região, acrescidos ainda da observação do nascimento de indivíduos de *Caretta caretta*, fortalece a importância da região como área de alimentação (em especial no ponto AM1) e reprodução, denotando a necessidade de que este ponto seja alvo de estratégias de conservação, assim como já havia sido sugerido pelo Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I (FEST/RRDM, 2020).

Dentre as estratégias sugeridas, as principais consistem na proteção dos fitais contra ações predatórias (tais como pesca intensiva ou riscos de derramamentos de óleos e graxas de embarcações, além de monitoramentos futuros), aliada à intensificação dos processos de monitoramento e proteção das praias com concentração de nidificação.

2.6.2.3.2 Aspectos Reprodutivos

O litoral do Espírito Santo abrange uma das principais regiões de concentração reprodutiva de duas espécies de quelônios marinhos, a tartaruga-de-couro (*Dermochelys coriacea*) e a tartaruga-cabeçuda (*Caretta caretta*), contando ainda com ninhos esparsos de outras duas espécies: *Lepidochelys olivacea* e *Eretmochelys imbricata* (THOMÉ *et al.*, 2007; COLMAN *et al.*, 2019). O monitoramento dos processos reprodutivos de todas essas espécies na região compete ao Projeto TAMAR, vinculado ao Ministério do Meio Ambiente.

Durante o período de vigência das campanhas do diagnóstico ocorreram duas estações reprodutivas de quelônios na região de estudo, sendo uma referente ao período de outubro de 2018 a fevereiro de 2019 (primeiro ano de estudos) e outra de outubro de 2019 a fevereiro de 2020 (segundo ano). Entretanto, dados que compreendam os períodos das duas campanhas, bem como o período entre 2017 e 2018, ainda não foram disponibilizados pelo TAMAR.

Apesar disso, o Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I (FEST/RRDM, 2020) apresentou análises do estado de saúde de *Caretta caretta* realizadas durante a estação reprodutiva de 2019/2020 na região próxima ao estuário do rio Doce. Segundo o relatório do Projeto TAMAR (ICMBIO/TAMAR, 2020), alterações geomorfológicas ocorrentes nas praias adjacentes à foz do rio Doce têm sido observadas nos últimos anos, elevando o número de perda de ninhos de tartarugas marinhas por maré. Essas alterações morfodinâmicas ao longo, minimamente, dos últimos cinco anos também foram relatadas por moradores locais. Ainda assim, durante a temporada 2018/2019, a maior concentração de ninhos se deu entre Comboios e Povoação (Kms 30 a 44), no entorno da foz do rio Doce (ICMBIO/TAMAR, 2020). Por sua vez, o relatório da FEST/RRDM (2020) informa que, na região afetada pela pluma de rejeitos, observaram-se diversas alterações nos indivíduos adultos, como, fibropapilomatoses (raras em *Caretta caretta*), lesões oculares e menores contagens de linfócitos no sangue, evidenciando imunossupressão. Ainda, segundo o relatório, “esses achados denotam a necessidade de observação a longo prazo para excluir a hipótese de interferência das condições ambientais resultantes da presença de rejeitos de mineração na saúde das tartarugas marinhas”.

Em relação às concentrações de metais pesados e sua influência sobre os processos reprodutivos, o relatório da FEST/RRDM (2020) informa que os indivíduos de *Caretta caretta* da região de Povoação apresentaram níveis mais elevados de arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), ferro (Fe), chumbo (Pb) e zinco (Zn) do que outras populações avaliadas (p.ex., de Praia do Forte, na Bahia), ao passo que estas apresentam maiores níveis de cobre (Cu) e manganês (Mn). Indivíduos das duas populações se agregam em áreas de alimentação localizadas ao longo do Espírito Santo e Bahia, separando-se durante o período reprodutivo. Considerando-se que as tartarugas não se alimentam durante a reprodução, e tendo-se detectado diferenças nos níveis de diferentes EPTs entre as populações, é provável que os níveis de metais avaliados estejam relacionados a diferenças de exposição recente, através do consumo ou contato com a água, ou ainda pela mobilização desses contaminantes com os lipídeos.

Especificamente em relação aos ninhos, o relatório da FEST/RRDM (2020) informa que os ovos colocados durante a estação reprodutiva 2019/2020 apresentaram concentrações detectáveis de metais, demonstrando que houve transferência desses elementos aos ovos. As correlações observadas entre os metais no sangue e no ovo podem estar relacionadas à presença de proteínas como albumina

e vitelogenina, ao passo que a falta de correlação observada para alguns metais pode ser devido à capacidade de eliminação destes contaminantes.

O relatório da FEST/RRDM (2020) informa, ainda, que os ovos não eclodidos na região da foz do rio Doce (localidade de Povoação) apresentaram incrementos nas concentrações de Cd, Cr, Fe, Mn, Pb e Zn após o período de incubação (aproximadamente 60 dias). Uma vez que os ovos permaneceram em contato com o sedimento da praia ao longo de todo o período de incubação e, isso indicaria importante influência das concentrações de metais presentes no sedimento e a transferência dos mesmos para o ovo. O estudo informa que foram encontradas correlações negativas entre os metais essenciais (Fe, Mn e Zn) e o tempo de incubação dos ovos, de modo que, quanto maior o nível desses metais, menor o tempo de incubação dos ovos, o que indica que os metais essenciais são pré-requisito para o metabolismo, crescimento e desenvolvimento embrionário. Já os metais não essenciais (As, Cd, Hg, Pb) apresentaram uma correlação positiva com o tempo de incubação, sugerindo que eles podem ser tóxicos para esse período chave do desenvolvimento e, podem atrasar e/ou prejudicar o desenvolvimento dos embriões. O relatório conclui que, embora fatores físicos como temperatura do ninho, tamanho dos grãos de areia e inundação das marés, juntamente com a saúde materna e genótipo das progenitoras, contribuem para o sucesso reduzido da eclosão das tartarugas marinhas e aumento da mortalidade no ninho, a possibilidade de efeitos nocivos dos contaminantes na reprodução não pode ser descartada. As várias correlações encontradas entre metais pesados e dados reprodutivos sugerem que os contaminantes podem ter uma influência maior do que outros fatores na determinação do sucesso reprodutivo de *C. caretta* na região.

Além de *C. caretta*, o estudo da FEST/RRDM (2020) conduziu análises também sobre ninhadas de *Dermochelys coriacea*. Entretanto, o baixo número de indivíduos avaliados impossibilitou a análise estatística dos dados. Como informações, o estudo indicou, apenas, que as concentrações de EPTs como arsênio, mercúrio e chumbo foram menores do que o verificado em populações da África do Sul, por exemplo, ao passo que a concentração de cádmio foi superior ao relatado para as populações da Guiana Francesa, sul da África e Panamá.

Os estudos ecotoxicológicos realizados pela equipe do Lactec corroboram as possibilidades acima aventadas. Análises ecotoxicológicas de amostras de ovos e neonatos de tartarugas marinhas, coletadas na praia de Comboios, onde foram registradas altas concentrações de EPTs, elenca duas possibilidades para a origem dessa contaminação: a primeira hipótese é a de que os elementos podem ter sido transmitidos diretamente da mãe aos ovos e filhotes, uma vez que as matrizes podem permanecer por muitos dias na região de desova antes de alcançarem a praia para a construção do ninho e deposição dos ovos; a segunda possibilidade sugere que essa contaminação possa ser consequência do contato dos ovos com a areia dos ninhos, que continha rejeitos provenientes da barragem de Fundão. Entretanto, essa deposição de rejeitos deve ter ocorrido durante eventos de grandes marés ou ressacas, pois, de modo geral, as tartarugas marinhas costumam alocar os ninhos acima da linha de preamar. Mas, segundo o ICMBIO/TAMAR (2020), a presença da lama enriquecida de metais identificada na antepraia e a possibilidade desta fração alcançar a praia emersa sob condições mais energéticas de onda é uma preocupação para o ecossistema praiar, uma vez que pode desencadear desequilíbrios biológicos por afetar ninhadas de tartarugas marinhas, contaminando indivíduos recrutados e/ou inviabilizando ovos, além de comprometer ninhadas em temporadas reprodutivas futuras.

2.6.2.4 Síntese dos danos aos quelônios

A hipótese inicial para a realização do presente monitoramento de quelônios marinhos, inquerida também pela literatura técnica e científica, seria a de que o principal dano que poderia ter ocorrido sobre esse grupo faunístico fosse a perda de adequabilidade do hábitat. De fato, os relatórios produzidos pelo Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I (FEST/RRDM, 2020) e pelo ICMBIO/TAMAR (2020), além da literatura científica (e.g., COLMAN *et al.*, 2019), indicam que o derramamento de lama no ambiente marinho pode ter comprometido a qualidade e a disponibilidade de recursos alimentares, bem como gerado alterações das praias capazes de afetar as taxas de reprodução de algumas espécies (em especial de *Caretta caretta* e *Dermochelys coriacea*) e, conseqüentemente, comprometer a própria qualidade das águas, cujas alterações implicariam em afugentamentos das espécies da região ou em intensificação de danos físicos aos animais, em especial fibropapilomatoses.

No presente estudo, este dano também foi identificado a partir de modelagem de nicho detalhada no item 2.6.1. Hipoteticamente, foi idealizado que a redução da qualidade do hábitat dessa espécie e dos demais quelônios marinhos pudesse ter sido mais severa na região do estuário e nas praias adjacentes à foz do rio Doce, principalmente, no período logo após a chegada da lama (apesar da ausência de dados à época), diminuindo à medida em que ocorre o distanciamento dessas áreas, bem como ao longo do tempo. Esta condição foi também sugerida pelo relatório da FEST/RRDM (2020), embora ainda sem dados que corroborem a informação.

Não obstante, os resultados obtidos ao longo das sete campanhas de monitoramento indicaram a permanência da espécie na área afetada pela pluma de rejeitos durante todo o período de estudos, condição esta evidenciada também por outros trabalhos desenvolvidos na região, a exemplo do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I (FEST/RRDM, 2019 e 2020), que registrou a ocorrência de quelônios nas proximidades da foz do rio Doce. Deve-se ressaltar que, dentre os parâmetros elencados para determinar a adequabilidade do hábitat para *Chelonia mydas*, não foi considerada a existência de afloramentos rochosos e corais próximos à costa, os quais constituem substratos para as macroalgas marinhas e podem funcionar como barreiras físicas ao deslocamento da pluma de rejeitos. Essas formações são bastante frequentes nas praias e estuários ao sul da foz do rio Doce e favorecem a presença da tartaruga-verde nesta região. Por outro lado, os dados de encalhes em praias indicam um evidente pico de mortalidade na região de São Mateus, coincidente com o fenômeno observado para o boto-cinza (cetáceo), e potencialmente relacionado aos efeitos do desastre. Este indicador, de modo independente, não permite assumir que o desastre tenha causado este pico de mortes em particular, mas em conjunto com outras evidências destaca-se que a degradação da qualidade ambiental marinha pode ter levado ao aumento pontual de mortes naquela região, ou ao afugentamento de indivíduos em direção ao norte.

Além de *C. mydas*, o estudo do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I (FEST/RRDM, 2020) destacou registros de outros organismos aquáticos da megafauna (cetáceos e aves) na área afetada pela pluma de rejeitos. Entretanto, o estudo salienta a possibilidade de redução do tamanho das populações de algumas espécies na região (a exemplo do boto-cinza, *Sotalia guianensis*), bem como lesões oculares em quelônios marinhos (em especial em *Caretta caretta*) e

menores valores de linfócitos em relação aos padrões conhecidos para as espécies, condições que podem ser atribuídas à perda da qualidade do habitat local. Pela ausência de dados pretéritos regionais, recomenda-se, novamente, a continuidade de monitoramentos na região, inclusive com vistas a avaliação de melhoria gradual das condições ambientais pela redução dos danos ocasionados.

A avaliação da perda da adequabilidade reprodutiva, realizada a partir de dados secundários provenientes do Projeto TAMAR e, considerando parâmetros reprodutivos das espécies que desovam na área de estudo, ou seja, a tartaruga-cabeçuda (*Caretta caretta*) e a tartaruga-de-couro (*Dermochelys coriacea*). Mesmo considerando a série histórica regional (ICMBIO/TAMAR, 2020) não foram observadas anomalias nesses parâmetros que possam ser atribuídas ao desastre. Da mesma forma, o estudo de COLMAN *et al.* (2019) indica que, apesar dos danos decorrentes da pluma de rejeitos nas praias, não houve comprometimento do processo de reprodução da tartaruga-de-couro (*Dermochelys coriacea*) nas proximidades da foz do rio Doce. Em contrapartida, o estudo conduzido pela FEST/RRDM (2020) indica que a contaminação por EPTs (especialmente As, Cd, Cr, Fe, Pb e Zn) pode estar interferindo nas taxas de recrutamento de *Caretta caretta*, visto que o acúmulo desses elementos em ovos parece estar diretamente relacionado com a persistência dos ovos no substrato, sugerindo que a contaminação foi um fator determinante do fenômeno. Tais dados estão de acordo aos apresentados resumidamente no item 2.6.2.2, e detalhados no capítulo de Ecotoxicologia do TOMO I do Acompanhamento de Danos – Contextualização, para filhotes de *Caretta caretta*. Entretanto, por falta de informação pretérita, não se pode descartar a possibilidade de transferência desses contaminantes a partir da mãe.

Assim, os dados acima apresentados indicam que as populações de quelônios marinhos da área de estudo, embora se mantenham na região, estão sujeitas a impactos de natureza antrópica. A princípio, não se pode afirmar que os danos sobre tais populações sejam decorrentes unicamente do rompimento da barragem. Entretanto, é importante ressaltar que a presença de EPTs prejudica a adequabilidade do habitat das espécies (em especial para os sítios de alimentação de *C. mydas* e sítios reprodutivos de *C. caretta*), uma vez que podem acarretar danos cumulativos a médio e longo prazo tanto para esses organismos quanto aos outros que ocupam o mesmo nicho ecológico. Nesse sentido, a continuidade de estudos que incluam a avaliação da concentração de EPTs na região é essencial. A título de recomendação, tais estudos devem ser realizados comparando-se as concentrações de EPTs presentes no ambiente marinho e praias com aquelas existentes na lama ainda acumulada no rio Doce, devendo ainda ser desenvolvidas em caráter sazonal (especialmente após grandes pulsos hidrológicos do rio Doce) de forma a se avaliar a sua contribuição com os aumentos de concentrações nos ambientes marinhos.

2.6.3 DANOS AOS CETÁCEOS

O rompimento da barragem de Fundão despejou uma grande quantidade de rejeitos de mineração na região marinha adjacente à foz do rio Doce, afetando a comunidade de cetáceos e suas presas, em especial os cetáceos residentes de regiões costeiras e estuarinas. O boto-cinza (*Sotalia guianensis*) e a toninha (*Pontoporia blainvillei*) têm como habitat crítico a região costeira adjacente à foz do rio Doce, e as evidências sugerem que o boto-cinza continuou usando esta área mesmo no período crítico logo após a chegada da lama ao mar, tendo sido expostos à pluma de rejeitos. Os botos-cinza e toninhas se alimentam de uma grande diversidade de peixes na região, muitas vezes interagindo diretamente

com o substrato marinho para captura de presas que ficam no fundo ou próximas do fundo. Além da degradação dos habitats marinhos, houve diversos danos à comunidade de peixes que resultaram em diminuição da oferta e qualidade das presas destes cetáceos ameaçados de extinção.

No diagnóstico desenvolvido pelo Lactec (Brasil (MPF)/ Lactec (2020e) foram avaliadas diversas variáveis que poderiam sofrer alterações decorrentes do desastre e da perda de qualidade dos habitats, como número de encalhes, dosagem de EPTs em tecidos, prevalência de lesões, prevalência de animais com sinais de inanição, frequência numérica e biomassa de presas de cetáceos, adequabilidade do habitat (área de habitat disponível), taxa bruta de natalidade e abundância de populações. Foram utilizados principalmente dados secundários coletados no período anterior e posterior ao rompimento da barragem (até 2018) provenientes de diferentes projetos e instituições, além de coletas próprias em campanhas embarcadas realizadas pelo Lactec entre 2017 e 2019. Uma das dificuldades encontradas foi a escassez ou ausência de informações de linha-base que pudessem servir para comparação com o período pós-desastre, dificultando a confirmação de alguns danos.

O presente relatório traz resultados sobre novas dosagens de EPTs realizadas em uma amostra maior de tecidos de cetáceos, permitindo uma melhor inferência sobre tendência e fatores que determinam a concentração de EPTs nestes organismos. Também são trazidas informações sobre mortalidade, com incremento da série temporal anteriormente analisada, usando dados secundários de um extenso monitoramento de animais encalhados nas praias da região pela Petrobras. Deste monitoramento também foram obtidas importantes informações a respeito das causas de morte destes cetáceos. Estas múltiplas evidências foram utilizadas complementarmente para descrever um novo dano relacionado ao aumento da mortalidade e degradação da saúde do boto-cinza por conta do aumento da concentração de EPTs.

2.6.3.1 Metodologia

A dosagem da concentração dos elementos potencialmente tóxicos (EPTs) em cetáceos foi realizada em diferentes tecidos (músculo, gordura, rim e fígado) de animais encalhados na região do Banco dos Abrolhos, na porção sul do banco, no litoral norte do Estado do Espírito Santo. A região com maior número de amostras cobre uma porção de cerca de 170 km de costa entre os municípios de Conceição da Barra e Linhares, abrangendo a foz do rio Doce (em Linhares) e principalmente as regiões ao norte da mesma.

As amostras de tecidos foram obtidas do Instituto Baleia Jubarte, uma organização não-governamental que atua há quase três décadas com a coleta de animais encalhados mortos na região do Banco dos Abrolhos para estudos sobre a biologia e conservação de cetáceos. A espécie com maior número de amostras de tecidos disponíveis para mensuração da concentração dos 19 EPTs foi o boto-cinza, com 56 indivíduos analisados (Tabela 33; Figura 109). Foram obtidas, também, amostras de 18 indivíduos da baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*) e 3 amostras da toninha (*Pontoporia blainvillei*). Em relação ao diagnóstico, aqui houve um incremento de 26 para 56 amostras analisadas do boto-cinza, além da inclusão nas análises de amostras da baleia-jubarte e da toninha, que não haviam sido avaliadas anteriormente.

As dosagens de EPTs foram realizadas por um laboratório designado pelo Lactec. Os métodos laboratoriais utilizados para dosar os 19 EPTs avaliados em cetáceos encontram-se descritos detalhadamente no capítulo sobre Ecotoxicologia do TOMO I – Contextualização do Acompanhamento de danos, bem como a comparação entre os tecidos e as três espécies de cetáceos em maior detalhe.

No presente item, centrou-se numa investigação multivariada e espaço-temporal das concentrações de EPTs apenas para o boto-cinza, que apresentou a melhor cobertura amostral. Duas abordagens foram usadas para investigar o aumento de EPTs em tecidos do boto-cinza: (1) avaliação espacial, considerando a concentração dos elementos em uma ampla região costeira do Banco dos Abrolhos, com amostras em regiões mais distantes da foz do rio Doce que funcionam como controle espacial; e (2) avaliação temporal, considerando tendências de aumento ou declínio nos níveis de contaminação ao longo dos anos, que funcionam como controle temporal. É importante ressaltar que apesar das amostras cobrirem um período significativo, de 2011 a 2018, o período pré-desastre é representado somente pelos anos de 2011 e 2015, com uma lacuna de dados para 2012 a 2014, e poucas amostras do período pré-desastre ($n = 6$). Entretanto, o período de 2016 a 2018 está bem representado pelas amostras e, dada a expectativa de vida longa dos botos-cinza (chegado a mais de 30 anos), assumimos que uma tendência de aumento de EPTs pode ser revelada ao longo dos anos no período pós-desastre.

Tabela 33 – Espécies de cetáceos, números de espécimes e amostras por tecidos de cetáceos na região do Banco dos Abrolhos usadas para dosagem de contaminantes.

Espécie	Espécimes	Tipo de tecidos			
		Músculo	Gordura	Fígado	Rim
Boto-cinza	56	50	44	36	33
Baleia-jubarte	18	15	18	0	2
Toninha	3	2	3	1	1
TOTAL	77	67	65	37	36

Figura 109 – Boto-cinza encalhado na costa do Banco dos Abrolhos pronto para início da necropsia.



Fonte: acervo Instituto Baleia Jubarte.

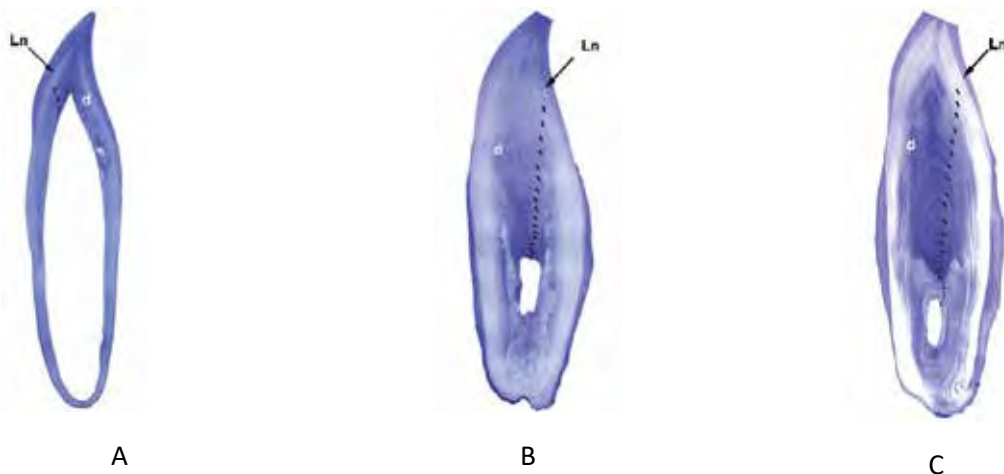
Uma análise multivariada de componentes principais (PCA) (VALENTIN, 2000) foi realizada a fim de explorar os padrões de correlação entre os 19 EPTs dosados em tecidos dos botos-cinza. A PCA consiste na conversão de múltiplas variáveis potencialmente correlacionadas (neste caso as dosagens dos EPTs) num conjunto de componentes principais (PC) não correlacionados linearmente. O número

de componentes principais corresponde ao número de variáveis, mas por meio desta técnica a dimensionalidade dos dados é reduzida, com os primeiros componentes captando a maior variabilidade dos dados. Antes do PCA, os dados foram padronizados centrando a média em zero e a variância em 1. A PCA foi realizada usando o pacote 'stats' do programa R (R CORE TEAM, 2018) e o gráfico *biplot* foi realizado usando o pacote 'ggbiplot' (VU, 2011).

As concentrações de EPTs foram plotadas espacialmente na região do Banco dos Abrolhos nos períodos de antes e depois do desastre para visualizar possíveis padrões de contaminação. Foram gerados mapas para o boto-cinza (fígado e músculo), nos quais o tamanho dos pontos onde cada indivíduo enalhou foi proporcional à concentração do elemento dosado para o indivíduo.

Para a modelagem estatística da concentração de EPTs em diferentes tecidos dos botos-cinza, foram utilizados modelos generalizados lineares (GLM) com distribuição Gaussiana (MCCULLAGH; NELDER, 1989). A variável resposta dos modelos lineares foi a concentração do contaminante e as variáveis explanatórias foram as seguintes: tendência linear anual de crescimento ou declínio (ANO), variação entre os anos sem direção definida (ANOF), Comprimento Total (CT), período antes e depois do desastre (DESASTRE) e distância da foz do rio Doce (DIST). O comprimento total foi usado como *proxy* da idade dos botos, que foi estimada para uma parte das amostras através da contagem de camadas de dentina nos dentes, que crescem anualmente (Figura 110; ROSAS et al., 2003). A correlação entre idade e comprimento total foi evidente (Coeficiente de Correlação de Pearson = 0,63; $t = 3,5$; GL = 19; $p < 0,01$).

Figura 110 – Corte histológico de dentes de botos-cinza para a contagem do número de camadas de dentina e estimativa da idade: (A) dente de um animal jovem com idade estimada em 3 anos; (B) animal com 16 anos; e (C) animal com 27 anos. Traços pretos indicam a separação de cada camada de dentina. Ln = linha neonatal.



Fonte: Lactec.

Foram construídos diferentes modelos, começando pelo modelo mais simples (modelo nulo), e adicionando cada variável explanatória separadamente. Eventualmente uma segunda variável foi incluída no modelo de forma aditiva. Entretanto, a manutenção de duas variáveis no modelo teve como condição a adequada estimativa dos parâmetros do modelo (convergência na estimativa), que nem sempre foi possível devido ao baixo "n" amostral. O melhor modelo foi selecionado por meio do Critério de Informação de Akaike (AIC), que mede o grau de ajuste do modelo aos dados e é penalizado

pelo número de parâmetros do modelo (BURNHAM; ANDERSON, 2002). Quanto menor é o valor de AIC, melhor é o modelo, buscando-se o melhor balanço entre o bom ajuste do modelo aos dados e o menor número de parâmetros.

Um dos diagnósticos para validação dos modelos foi a procura por valores extremos (*outliers*) e observações influentes nos GLMs por meio da Distância de Cook (FOX; WEISBERG, 2011). Este parâmetro mede o quanto uma observação individual influencia nos resultados dos modelos e interfere nos valores estimados dos coeficientes de regressão.

Os dados de encalhes foram obtidos pelo Projeto de Monitoramento de Praias (PMP) da Petrobras executado por diferentes instituições como condicionante ambiental de atividades de exploração e produção de óleo e gás na Bacia do Espírito Santo. A triagem e compilação destes dados, com informações sobre provável causa da morte, foi realizada pelo Instituto Baleia Jubarte em parceria com o Instituto Orca, que atuam há décadas na região do Banco dos Abrolhos e adjacências.

Para testar quais fatores explicam a variação na causa de morte do boto-cinza foram ajustados aos dados sobre provável causa morte do boto-cinza modelos log-lineares com distribuição multinomial de erros e estimação dos parâmetros usando redes neurais (VENABLES; RIPLEY, 2002). Este modelo permite três ou mais variáveis respostas categóricas, que foram as prováveis causas de morte dos animais, agrupadas em três categorias: (a) emalramento acidental; (b) processos infecciosos; e (c) indeterminada/outras. O modelo irá estimar a probabilidade de ocorrência destas causas de morte em função de uma ou mais variáveis explanatórias. As variáveis explanatórias consideradas foram as seguintes: tendência linear anual de crescimento ou declínio (ANO); época de chuva ou seca (ÉPOCA); fase do desastre (pretérita – antes de novembro de 2015; pós aguda – até três anos após o desastre; e pós crônica – após três anos do desastre) (FASE DO DESASTRE); período em relação ao desastre (pré ou pós) (DESASTRE); e código de decomposição da carcaça (COD). Foram construídos diversos modelos com diferentes variáveis explanatórias usando o pacote ‘nnet’ do programa R (VENABLES; RIPLEY, 2002). O melhor modelo foi escolhido com base no menor valor do Critério de Informação de Akaike – AIC (BURNHAM; ANDERSON, 2002).

2.6.3.2 Mortalidade e degradação da saúde de cetáceos pelo aumento da concentração de EPTs

Pelo menos seis espécies de cetáceos ocorrem em águas costeiras e da plataforma continental do estado do Espírito Santo, incluindo a região adjacente à foz do rio Doce, que foi a mais afetada pela pluma de rejeitos. As duas baleias (baleia-jubarte – *Megaptera novaeangliae* – e a baleia-franca-austral – *Eubalaena australis*) são migratórias e sazonais, além de não se alimentarem (ou se alimentarem somente ocasionalmente) nas áreas tropicais de reprodução. Ao tratar dos danos da contaminação pelos rejeitos do desastre da barragem de Fundão, os pequenos cetáceos que se alimentam na região afetada são os mais importantes, pois a via principal de contaminação destes organismos é a ingestão de presas contaminadas (DAS et al., 2003).

Assim, os grupos de maior interesse são quatro espécies de odontocetos (golfinhos com dentes): o boto-cinza (*Sotalia guianensis*) (Figura 111), golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*), golfinho-de-dentes-rugosos (*Steno bredanensis*) e a toninha (*Pontoporia blainvillei*). Ainda, se pode destacar as

duas espécies de ocorrência mais costeira e em águas rasas, incluindo frequentemente ambientes estuarinos, que são o boto-cinza e a toninha (ROSSI-SANTOS; WEDEKIN; SOUSA-LIMA, 2006; DANILEWICZ et al., 2012). Estas espécies são residentes e fiéis ao uso da região da foz do rio Doce, além de as duas serem classificadas com algum grau de ameaça de extinção pelo Ministério do Meio Ambiente do Brasil. O boto-cinza é classificado como “Vulnerável” e a toninha é classificada como “Criticamente em perigo” (MMA, 2014). Entretanto, a menor abundância e escassez de dados para a toninha, torna viável somente uma investigação mais detalhada para o boto-cinza.

Figura 111 – Boto-cinza na região da foz do rio Doce.



Fonte: Lactec.

No diagnóstico apresentado pelo Lactec foram avaliados dados sobre dosagens de EPTs e mortalidade de cetáceos na região costeira do Espírito Santo. No diagnóstico havia evidência de um dano relacionado à mortalidade de cetáceos, mas este dano não foi confirmado pela escassez de informações que pudessem estabelecer um nexo causal com o desastre. Com o aporte de novas amostras para dosagem de EPTs, uma série maior de dados sobre mortalidade e novas informações sobre a saúde dos cetáceos encalhados na região da foz do rio Doce, foi possível descrever aqui o aumento da mortalidade e degradação da saúde em função do aumento de concentração de EPTs nesta espécie. Este dano está descrito e evidenciado por três fontes de informação sobre o boto-cinza, que são complementares entre si:

(a) dosagem de EPTs em carcaças encalhadas na costa do Banco dos Abrolhos e região da foz do rio Doce: os tecidos em carcaças foram coletados pelo Instituto Baleia Jubarte e analisadas por laboratório contratado pelo Lactec.

(b) dados sobre mortalidade de cetáceos a partir de um monitoramento sistemático das praias do estado do Espírito Santo: dados provenientes do Projeto de Monitoramento de Praias (PMP) da Petrobras, executado por diversas instituições e informações compiladas pelo Instituto Baleia Jubarte.

(c) prováveis causas de morte de cetáceos encalhados nas praias do Espírito Santo: dados do PMP da Petrobras, executado por diversas instituições e informações compiladas pelo Instituto Baleia Jubarte (em conjunto com o Instituto Orca).

Primeiramente, foram apresentados os resultados obtidos destas três fontes de informação e, ao final deste item, apresentou-se uma discussão integrando todos os resultados e suas implicações.

2.6.3.2.1 Concentração de EPTs em cetáceos com ênfase nos botos-cinza

Alguns elementos tiveram concentrações muito próximas de zero (elemento não detectado na amostra ou concentração menor que 0,01 mg/kg), entre os quais: bário (Ba), cério (Ce), cobalto (Co), lantânio (La), níquel (Ni), chumbo (Pb), antimônio (Sb) e estanho (Sn). Poucos indivíduos apresentaram concentrações detectáveis destes EPTs (Figura 112 e Figura 113). Desses elementos encontrados em baixas concentrações nos tecidos dos botos-cinza, cinco estavam presentes no rejeito de Fundão e têm potencialidade tóxica: bário, cobalto, níquel, chumbo e antimônio.

Apesar de não haver dados de linha base sobre contaminantes em cetáceos do Espírito Santo, oito EPTs se destacaram por concentrações mais elevadas nos tecidos avaliados dos botos-cinza, sendo eles: alumínio (Al), cromo (Cr), manganês (Mn), ferro (Fe), cobre (Cu), arsênio (As), cádmio (Cd) e mercúrio (Hg). Para a maioria dos EPTs, o fígado apresentou concentrações maiores em relação aos outros tecidos avaliados. Este padrão é esperado devido ao alto metabolismo deste órgão e sua função de detoxificação do organismo. As exceções foram os elementos arsênio, que se concentrou mais na gordura, e o cádmio, com maior concentração no rim.

Figura 112 – Concentração de EPTs (mg/kg) em tecidos de botos-cinza (*Sotalia guianensis*) encalhados na região do Banco dos Abrolhos e foz do rio Doce entre 2011 e 2018.

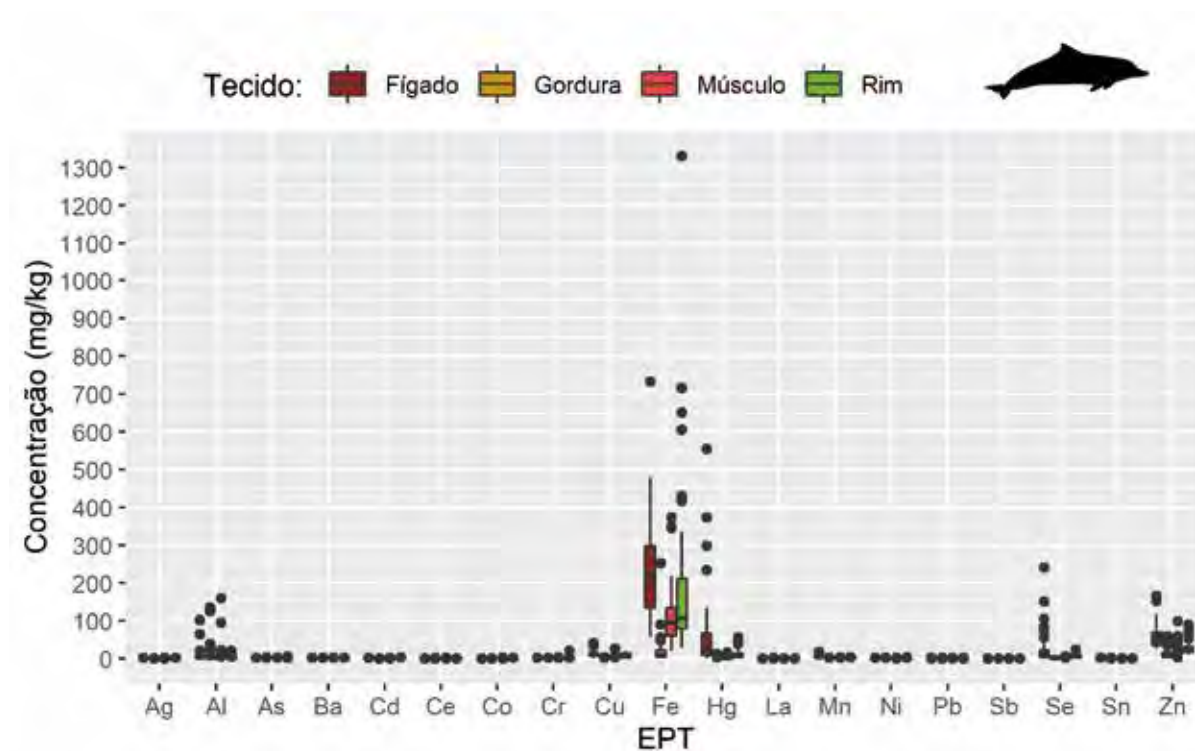
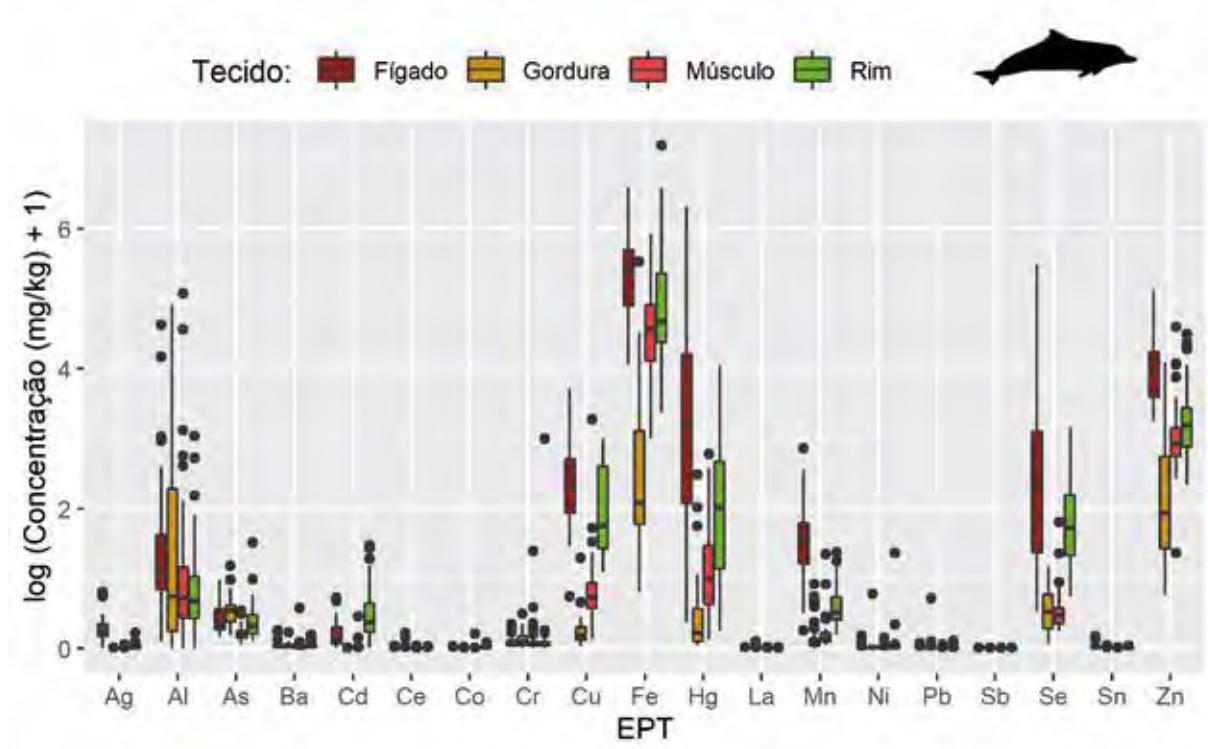


Figura 113 – Concentração de EPTs (na escala logarítmica) em tecidos de botos-cinza (*Sotalia guianensis*) encalhados na região do Banco dos Abrolhos e foz do rio Doce entre 2011 e 2018.



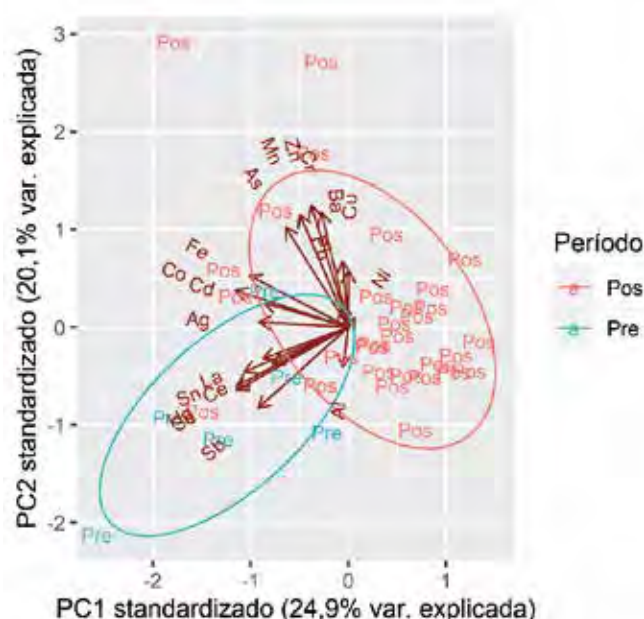
Uma análise multivariada de componentes principais (PCA) das amostras de fígado dos botos-cinza mostra a relação entre a concentração de diversos contaminantes e possíveis padrões temporais relacionados ao desastre. Os cinco primeiros componentes principais explicaram 73% da variância dos dados (Tabela 34), o que indica que a técnica foi efetiva em reduzir a dimensionalidade das múltiplas variáveis avaliadas. Isso significa que a totalidade da variação observada nas dosagens de 19 EPTs podem ser bem resumidas pelos cinco primeiros componentes principais.

Apesar do baixo “n” amostral de botos-cinza no período pré-desastre, os dois primeiros eixos contribuem para diferenciar o padrão de concentração de contaminantes antes e depois do desastre (Figura 114). A variação retratada pelo eixo PC1 mostra que as amostras pré-desastre tiveram maiores concentrações dos seguintes elementos: mercúrio (Hg), selênio (Se), ferro (Fe), cobalto (Co) e estanho (Sn). Já o eixo PC2 evidencia que as amostras do período pós-desastre tiveram maior concentração dos elementos arsênio (As), cromo (Cr), manganês (Mn) e zinco (Zn). O PC3 representa a correlação negativa entre o cobre e outros quatro elementos (alumínio, bário, cério e lantânio).

Tabela 34 – Autovetores e autovalores da análise de componentes principais (PCA) com as dosagens de contaminantes no fígado de botos-cinza encalhados na região do rio Doce e Banco dos Abrolhos. Os elementos com maior contribuição para a variação no eixo estão marcados em vermelho claro.

EPTs	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
Ag	-0,28	0,02	-0,08	0,01	-0,21
Al	-0,02	-0,14	-0,35	0,27	0,12
As	-0,19	0,35	0,04	0,04	-0,25
Ba	-0,02	0,23	-0,34	0,12	0,43
Cd	-0,26	0,08	-0,09	-0,09	-0,43
Ce	-0,24	-0,13	-0,41	0,24	0,06
Co	-0,35	0,13	0,09	0,00	-0,19
Cr	-0,08	0,40	-0,21	-0,07	0,24
Cu	0,00	0,20	0,33	-0,04	0,33
Fe	-0,31	0,18	-0,05	0,09	-0,20
Hg	-0,35	-0,20	0,14	-0,12	0,28
La	-0,27	-0,11	-0,33	0,21	0,08
Mn	-0,15	0,39	0,16	0,03	0,07
Ni	0,02	0,03	-0,29	-0,61	-0,02
Pb	-0,02	0,07	-0,29	-0,60	0,07
Sb	-0,28	-0,28	0,10	-0,14	-0,07
Se	-0,35	-0,22	0,15	-0,13	0,26
Sn	-0,32	-0,15	0,22	-0,05	0,26
Zn	-0,11	0,42	0,10	0,06	0,15
Desvio padrão	2,18	1,95	1,48	1,38	1,14
Proporção da variância	0,25	0,20	0,12	0,10	0,07
Proporção cumulativa	0,25	0,45	0,56	0,66	0,73

Figura 114 – Biplot com os dois primeiros eixos fatoriais da Análise de Componentes Principais (PCA) das dosagens de EPTs em botos-cinza da região do rio Doce e Banco dos Abrolhos. Elipses normais para cada grupo com 95% de probabilidade.



A Tabela 35 mostra os resultados da modelagem estatística realizada para os oito EPTs encontrados em concentrações elevadas nos tecidos avaliados do boto-cinza e a tendência anual linear na dosagem dos contaminantes. A maioria dos fatores e variáveis incluídas nos melhores modelos não apresentaram significância estatística.

Cinco EPTs apresentaram tendência de crescimento na concentração ao longo dos anos avaliados (2011 a 2018) em pelo menos um tecido avaliado: alumínio (Al), arsênio (As), cobre (Cu), cromo (Cr) e manganês (Mn). Destes cinco, destacam-se três que apresentaram tendência de aumento em dois tecidos (arsênio e cobre) e em todos os tecidos avaliados (cromo).

Tabela 35 – Elementos Potencialmente Tóxicos (EPTs) encontrados em concentrações elevadas no boto-cinza na região da foz do rio Doce, variável explanatória que melhor explica a variação da concentração nos dados de acordo com o GLM e tendência anual linear de concentração do elemento em cada tecido avaliado. * e *itálico* indicam que a tendência linear ou dada pela variável do melhor modelo é significativa estatisticamente.

EPT / Órgão	Fígado		Rim		Músculo	
	Melhor Modelo	Tendência anual linear	Melhor Modelo	Tendência anual linear	Melhor Modelo	Tendência anual linear
Alumínio	Desastre	Diminuição	Ano (cat)	Diminuição	Nulo	Aumento
Arsênio	Nulo	Aumento	Distância	Aumento	Ano (cat)	Diminuição
Cádmio	CT	Diminuição	CT*	Diminuição	Nulo	Estável
Cobre	CT*	Aumento	Distância*	Diminuição	Nulo	Aumento
Cromo	Nulo	Aumento	Nulo	Aumento	Distância*	Aumento
Ferro	CT*	Diminuição	CT*	Diminuição	CT*	Diminuição
Manganês	Nulo	Diminuição	Distância	Diminuição	Nulo	Aumento
Mercúrio	Ano (cat)*	Diminuição*	Desastre*	Diminuição*	Ano	Diminuição

O alumínio apresentou uma tendência anual de aumento no músculo de botos-cinza entre 2011 e 2018, apesar do melhor modelo ter sido o modelo nulo. A plotagem das dosagens mostrou menores concentrações no período pós-desastre e os indivíduos com maiores dosagens deste elemento na região costeira ao norte da foz do rio Doce, nos municípios de São Mateus e Conceição da Barra (Figura 115). Apesar da concentração de alumínio no rim apresentar uma tendência de declínio ao longo dos anos, o melhor modelo teve o ano como variável categórica e sugere um pico na concentração de alumínio nos rins no ano após o desastre (2016) (Figura 116).

Figura 115 – Concentração de alumínio (mg/kg) em músculo de botos-cinza da região do rio Doce e Banco dos Abrolhos antes e depois do desastre.

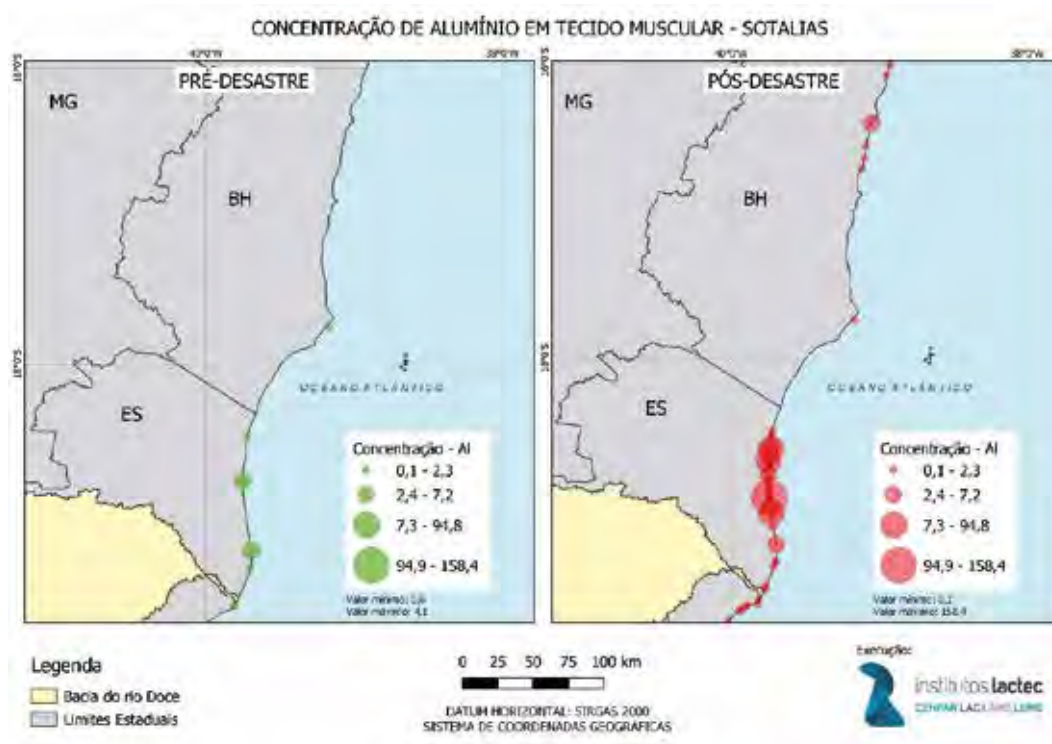
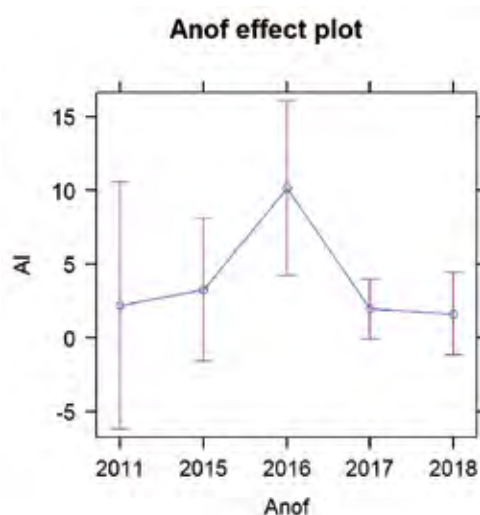


Figura 116 - Concentração de alumínio (mg/kg) no rim de botos-cinza predita pelo melhor GLM na região do Banco dos Abrolhos entre 2011 e 2018.



A concentração de arsênio nos três tecidos analisados sugeriu uma influência do desastre sobre o aumento deste elemento no boto-cinza. Houve tendência anual de aumento das concentrações de arsênio no fígado e rim dos animais. Os indivíduos com maior concentração hepática desse elemento estavam localizados na região da foz do rio Doce e ao norte, em São Mateus e Conceição da Barra, no período pós-desastre (Figura 117). O melhor modelo para arsênio em rim considerou a distância da foz do rio Doce como uma variável importante, com diminuição da concentração deste elemento conforme aumenta a distância (Figura 118).

Figura 117 – Concentração de arsênio (mg/kg) em fígado de botos-cinza da região do rio Doce e Banco dos Abrolhos antes e depois do desastre.

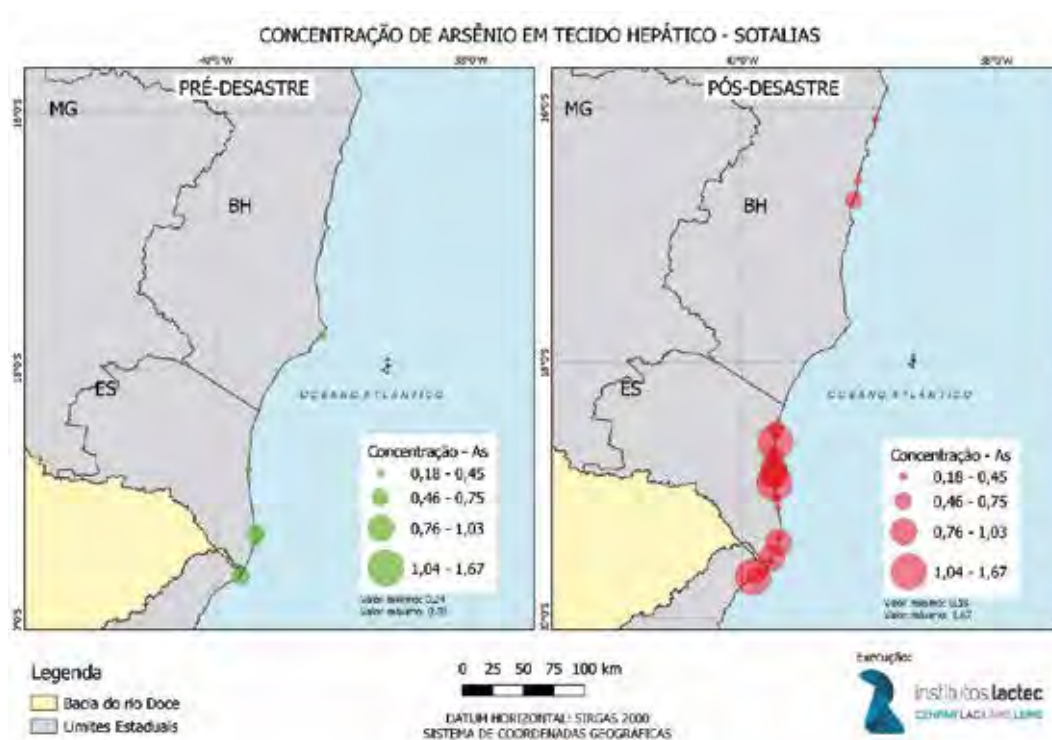
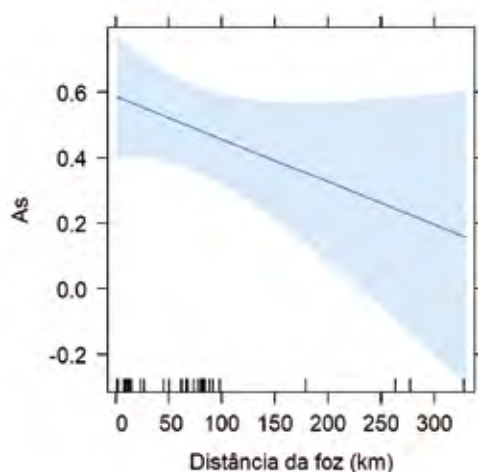


Figura 118 – Concentração de arsênio (mg/kg) no rim de botos-cinza predita pelo melhor GLM na região do Banco dos Abrolhos em função da distância da foz do rio Doce.



O cobre apresentou tendência de aumento de concentração em fígado e músculo de botos-cinza ao longo de 2011 e 2018. As maiores concentrações desse elemento em tecido hepático ocorreram no período pós-desastre e na região da foz do rio Doce e ao norte, em São Mateus e Conceição da Barra (Figura 119). Apesar de uma tendência linear de diminuição da concentração de cobre no rim ao longo dos anos, a modelagem estatística sugere que os botos das regiões mais próximas da foz do rio Doce tendem a apresentar maiores concentrações deste elemento (Figura 120).

Figura 119 – Concentração de cobre (mg/kg) em fígado de botos-cinza da região do rio Doce e Banco dos Abrolhos antes e depois do desastre.

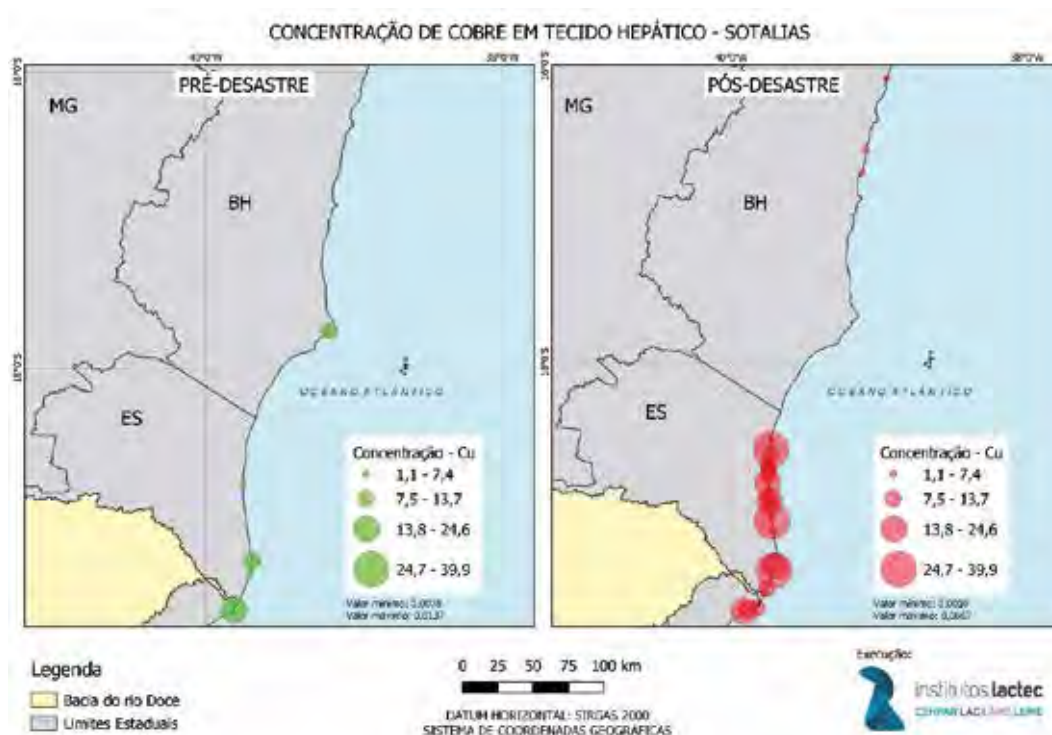
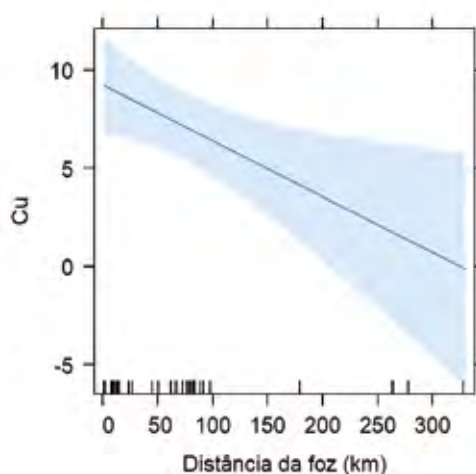
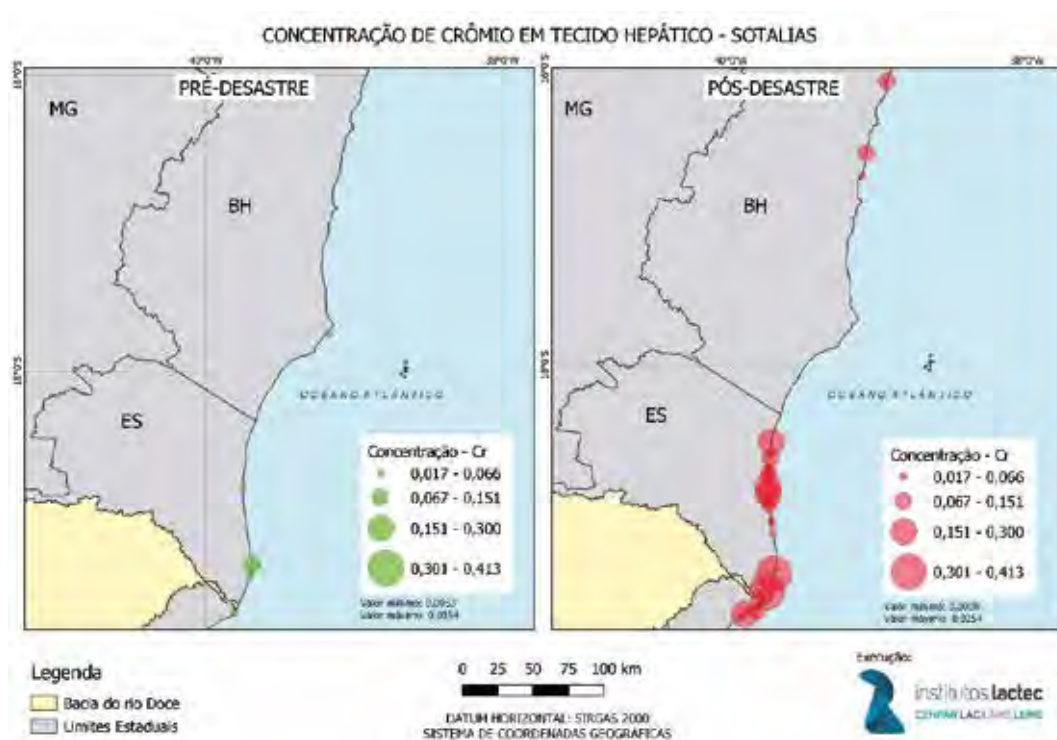


Figura 120 – Concentração de cobre (mg/kg) no rim de botos-cinza predita pelo melhor GLM na região do Banco dos Abrolhos em função da distância da foz do rio Doce.



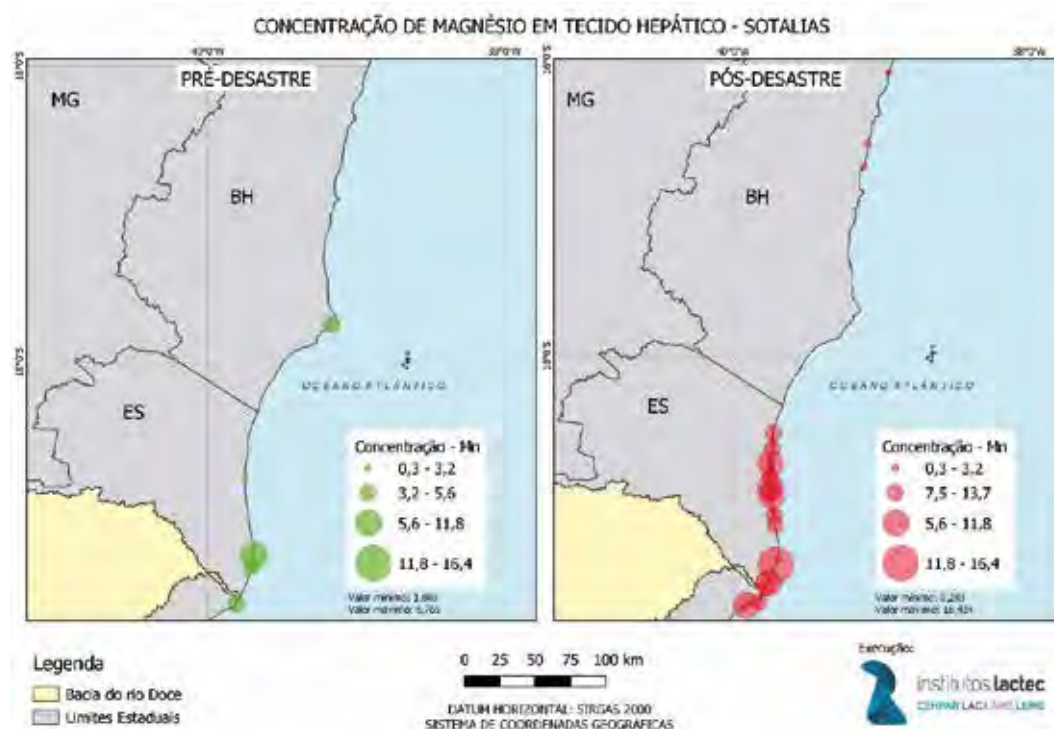
O cromo foi o único elemento que aumentou ao longo dos anos em todos os tecidos do boto-cinza avaliados. Os indivíduos com maiores concentrações desse elemento para o tecido hepático (Figura 121) e muscular ocorreram na região da foz do rio Doce e nos municípios de São Mateus e Conceição da Barra.

Figura 121 – Concentração de cromo (mg/kg) em fígado de botos-cinza da região do rio Doce e Banco dos Abrolhos antes e depois do desastre.



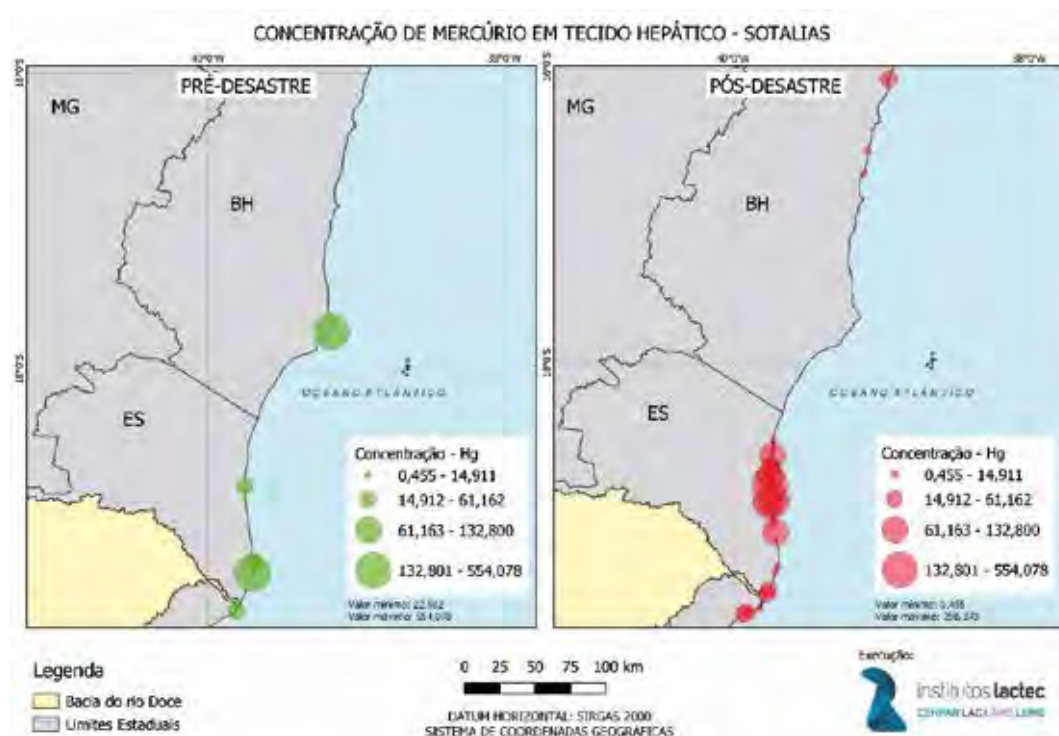
O manganês apresentou tendência linear de aumento em tecido muscular de botos-cinza entre 2011 e 2018. Os indivíduos com maiores concentrações deste elemento em tecido hepático e muscular foram encontrados na foz do rio Doce e ao norte, nos municípios de São Mateus e Conceição da Barra (Figura 122).

Figura 122 – Concentração de manganês (mg/kg) em fígado de botos-cinza da região do rio Doce e Banco dos Abrolhos antes e depois do desastre.



O mercúrio mereceu atenção especial pelo seu potencial tóxico e por ter apresentado tendência estatisticamente significativa de diminuição em fígado e rim do boto-cinza. Apesar de diversos animais terem apresentado altas concentrações de mercúrio no período pós-desastre, os dois indivíduos com maiores concentração desse EPT foram observados no período pré-desastre, no município de Caravelas (BA) e de Linhares (ES) (Figura 123). Entretanto, ressalta-se que diversos indivíduos do período posterior ao desastre apresentaram alta concentração de mercúrio. Os dois botos com altas concentrações de mercúrio do período pós-desastre influenciaram nos parâmetros do modelo que considerou a tendência anual, que retratou uma diminuição na concentração. Portanto, a tendência de declínio evidenciada pela modelagem estatística para o mercúrio em sua forma inorgânica deve ser interpretada com cautela.

Figura 123 – Concentração de mercúrio (mg/kg) em fígado de botos-cinza da região do rio Doce e Banco dos Abrolhos antes e depois do desastre.

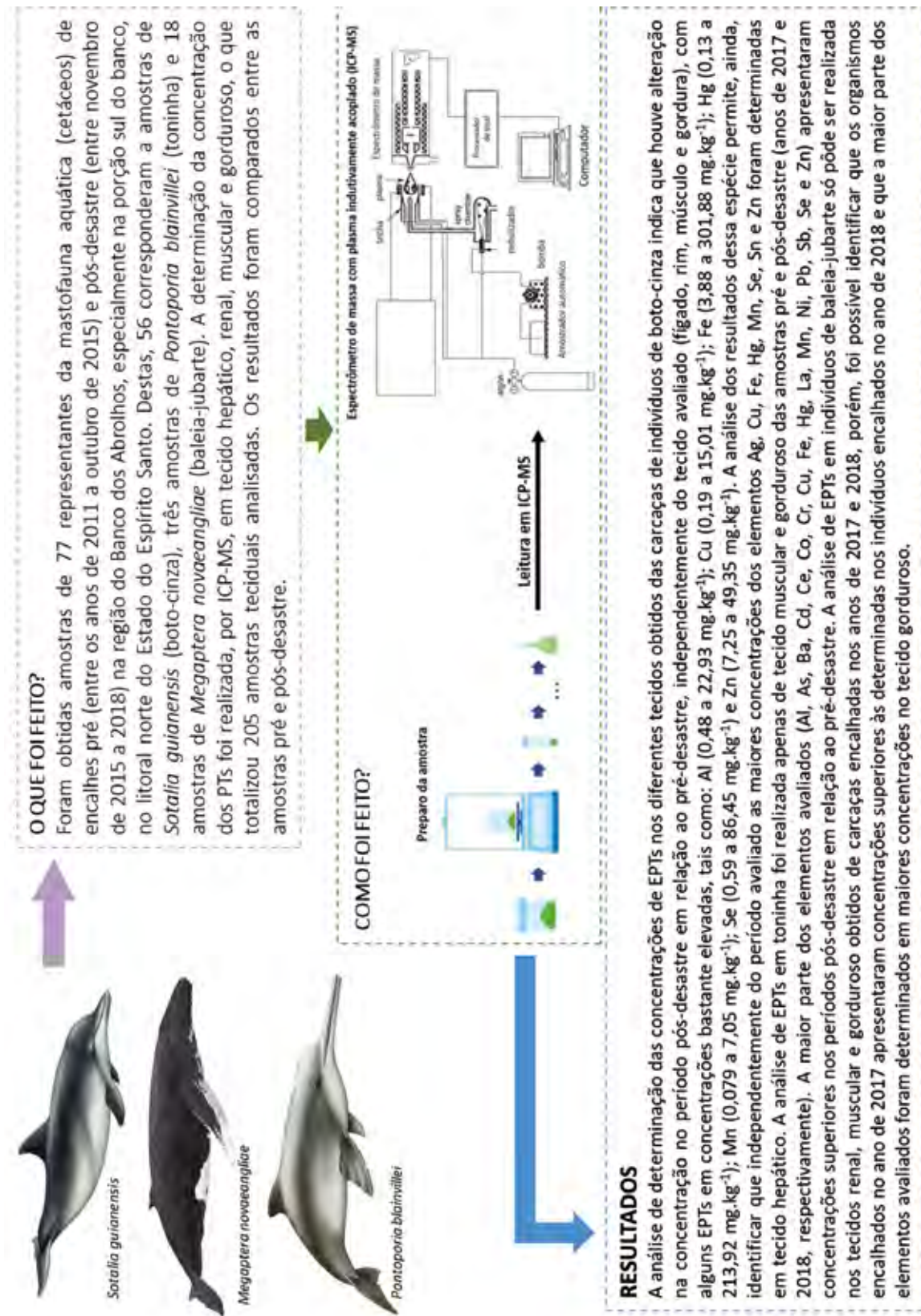


A análise de determinação das concentrações de EPTs nos diferentes tecidos obtidos das carcaças de indivíduos de boto-cinza indica que houve alteração na concentração de alguns dos elementos entre os 19 avaliados no período pós-desastre em relação ao pré-desastre, independentemente do tecido avaliado (fígado, rim, músculo e gordura), assim, como essa espécie é residente, esses resultados demonstram que os mesmos estão em contato com estes contaminantes, os quais podem ter influenciado o aumento no número de encalhes identificado ao longo do período avaliado, especialmente, após a ocorrência do desastre. Corroborando esses resultados, o monitoramento realizado pela RRDM (2019e) identificou nestes organismos aumento na incidência de processos infecciosos, elevadas concentrações teciduais dos elementos Hg, Fe e Mn, crescimento incomum dos ossos e redução da diversidade genética mitocondrial na área avaliada.

Do mesmo modo que nos botos, todos os EPTs avaliados foram encontrados nos tecidos muscular e gorduroso das carcaças de toninhas avaliadas no presente estudo, muitos deles em concentrações superiores às que haviam sido determinadas em exemplares encalhados no período pré-desastre. Essa espécie, assim como os botos, é residente, totalmente dependente e fiel a área de habitação e forrageamento, o que corrobora a possibilidade de haver relação entre o desastre e o aumento nas concentrações destes elementos nesses organismos.

Diferentemente das espécies supracitadas, a baleia-jubarte não é uma espécie residente na foz do rio Doce e, embora seja uma espécie de topo de cadeia trófica, não se alimenta (ou se alimenta ocasionalmente) no Brasil. Esta espécie utiliza a costa brasileira primariamente como habitat para reprodução e, o banco dos Abrolhos caracteriza-se como a principal área de reprodução desta no Oceano Atlântico Sul Ocidental. No entanto, apesar da espécie ocorrer e se deslocar por todo o banco dos Abrolhos, sua ocorrência nas regiões próximas da foz do rio Doce são pouco frequentes, provavelmente devido a alta turbidez existente na região, a qual é evitada pela espécie. Além disso, o período em que ocorreu a chegada dos rejeitos provenientes do desastre no litoral do Espírito Santo (novembro/2015) é compatível ao momento em que as jubartes estavam retornando para as suas áreas de alimentação. Assim, embora estes animais tenham apresentado elevadas concentrações de EPTs nos tecidos renal, muscular e gorduroso das carcaças encalhadas pós-desastre, nos anos de 2017 e/ou 2018 e, também tenha sido uma espécie cujo número de encalhes aumentou entre os anos de 2010-2016, estes encalhes parecem não ter relação direta com a contaminação. No entanto, apesar dos resultados obtidos para os anos de 2017-2018 não terem sido comparados aos resultados pré-desastre (inexistentes para esta espécie) é fato que estes cetáceos estão se contaminando e, que a relação entre os encalhes e a contaminação ambiental na localidade estudada não pode ser totalmente descartada. O resumo das análises e resultados pode ser observado na Figura 124.

Figura 124 – Resumo das análises de bioacumulação e biomagnificação em cetáceos.



Diante do exposto, os danos de bioacumulação e biomagnificação (exceto para jubarte que não se alimenta ou raramente se alimenta no Brasil) foram considerados **gravíssimos** devido aos riscos que estes contaminantes podem trazer para as três espécies que ocorrem em águas costeiras e da plataforma continental do estado do Espírito Santo, dentre as quais duas apresentam algum grau de ameaça de extinção. Essa gravidade foi considerada ainda maior para a espécie *P. blainvillei*, classificada como a mais ameaçada da América do Sul e cuja bioacumulação aumentou em relação ao período pré-desastre. A classificação destes danos é ainda justificada pelo fato destes organismos apresentarem baixa taxa reprodutiva (reprodução ocorre geralmente entre 2-3 anos com a geração de apenas um filhote) e estarem naturalmente expostos a elevado risco de sobrevivência, devido a outras ameaças existentes, especialmente, a pesca, atividade comum e de grande importância na área de estudo. Não obstante, como cetáceos costeiros são expostos aos efeitos sinérgicos e cumulativos de EPTs, bem como estes são transferidos da mãe para o filhote, a contaminação pode afetar o desenvolvimento destes organismos, reduzindo o número populacional e, conseqüentemente, ampliar o grau de vulnerabilidade e o risco de efeitos em nível populacional destas espécies ou, ainda, extinção local (especialmente para toninhas). Esses danos são **irreversíveis e com tendência a aumentar** (exceto para as jubartes que não se alimentam no Brasil), uma vez que os contaminantes continuam disponíveis no ambiente e que novos aportes de rejeito na calha do rio Doce e, conseqüentemente, no ambiente costeiro, continuam a ocorrer. Deste modo, mesmo que as concentrações destes elementos sejam menores e, que a biodisponibilidade varie ao longo do tempo, estes organismos continuarão expostos a estes contaminantes e aos efeitos que estes, sozinhos, ou em associação com outros fatores, possam causar. Portanto, uma vez que é que certos que os danos ainda não foram cessados, sugere-se o monitoramento contínuo da qualidade da água e sedimento, dos aspectos ecológicos destas espécies, bem como das concentrações de EPTs em carcaças que venham a ser encontradas na área estudada para melhor acompanhamento dos danos.

2.6.3.2.2 Mortalidade de botos-cinza

O boto-cinza foi a espécie de cetáceo residente de águas rasas e costeiras que mais encalhou no estado do Espírito Santo entre 2012 e 2019, com 464 ocorrências. A taxa de botos-cinza encalhados variou entre os anos e municípios (Figura 125). Picos com mortalidade acima da média móvel foram observados em municípios ao sul (Serra e Fundão) e ao norte (São Mateus) da foz do rio Doce em determinados anos após o desastre.

Dentre os municípios do estado do Espírito Santo, a costa de São Mateus apresentou o maior número de ocorrências de encalhes da espécie tanto ao longo de todo período ($n = 122$), quanto em um mesmo ano ($n = 36$ em 2016). O número de encalhes em São Mateus apresentou um pico no ano de 2016, após o desastre da barragem de Fundão, passando de 20 encalhes em 2015 a 36 ocorrências em 2016 (Figura 126). Após este incremento de mais de 50% no número de encalhes de 2015 para 2016, o número de encalhes voltou a cair em 2017 até um patamar acima da média, voltando para um valor abaixo da média anual somente em 2019. Esta tendência sugere fortemente um evento de maior mortalidade de botos com pico no ano seguinte ao desastre e diminuindo gradativamente.

Figura 125 – Taxas de encalhes do boto-cinza por km nos municípios da costa do estado do Espírito Santo entre 2012 e 2019 (dados do Projeto de Monitoramento de Praias – PMP- da Petrobras). Linha azul representa a linha de tendência não linear (método LOESS). Linha tracejada vermelha representa o período em que ocorreu o desastre.

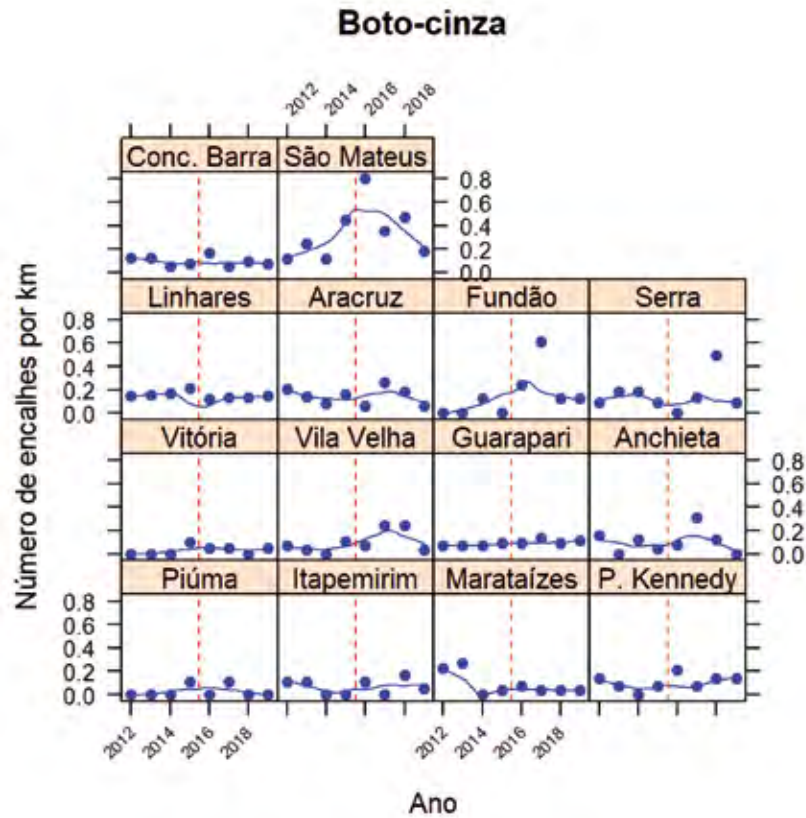
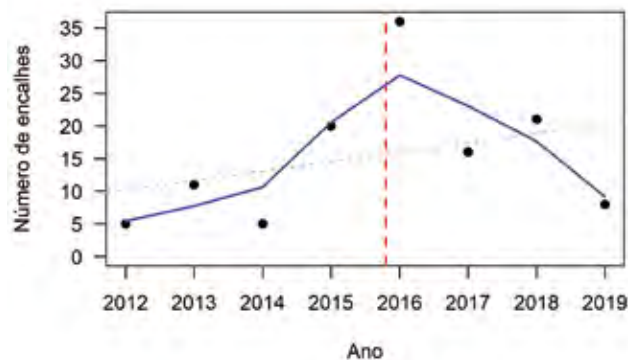


Figura 126 – Número de encalhes do boto-cinza no município de São Mateus entre 2012 e 2019.



2.6.3.2.3 Degradação da saúde de botos-cinza

Neste trabalho, avaliamos somente os casos letais que encalharam na costa do Espírito Santo, que foram detectados no monitoramento de praias realizado pela Petrobras e compilados pelo Instituto Baleia Jubarte. Foram utilizados para esta análise indivíduos de boto-cinza encalhados entre 2012 e 2020 que passaram por exames pós-morte, tais como necropsia por médicos veterinários qualificados e outros exames laboratoriais, os quais permitiram a determinação da provável causa de morte.

As causas de morte identificadas nos botos-cinza encalhados no Espírito Santo incluem: emalhamento acidental em redes de pesca ($n = 152$), que é a causa mais comum; processo infeccioso ($n = 44$); trauma ($n = 4$); obstrução alimentar ($n = 3$); e predação ($n = 1$). Quase 30% dos botos-cinza encalhados não tiveram sua provável causa de morte determinada, principalmente por conta do estado avançado de decomposição das carcaças.

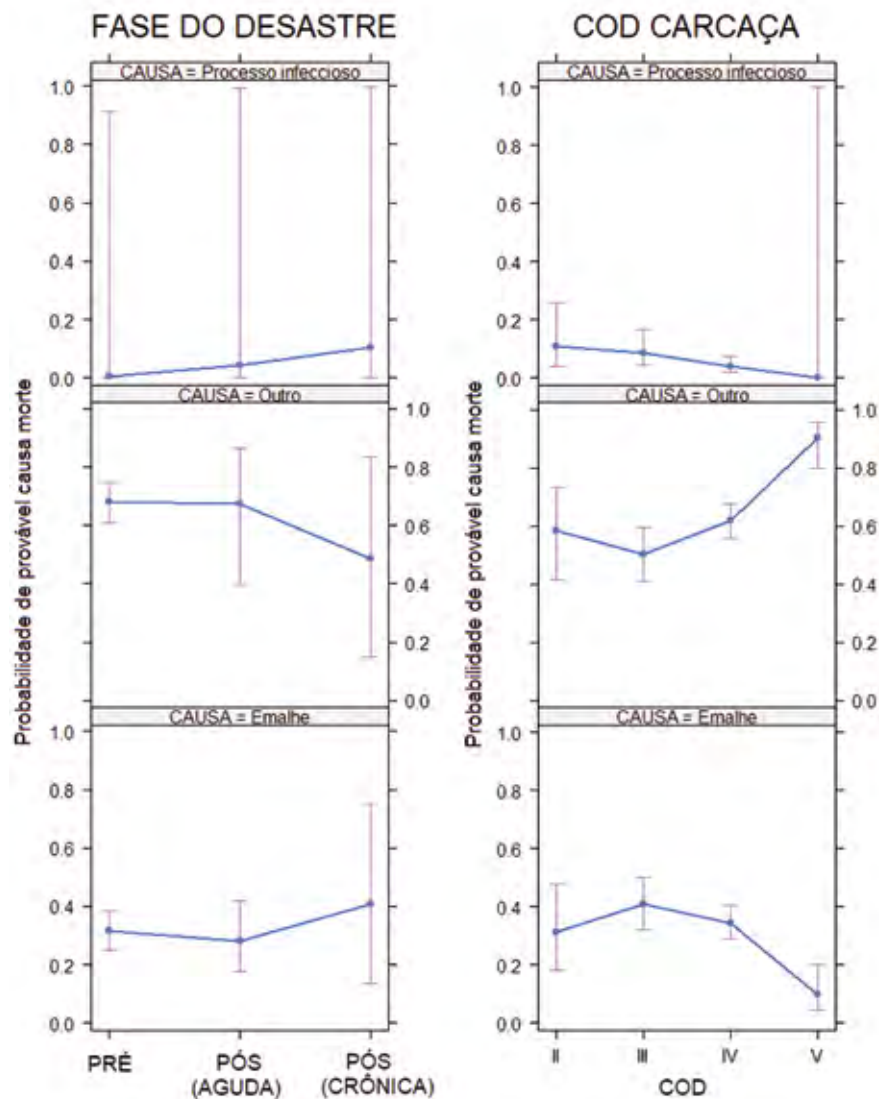
Foram construídos 11 modelos multinomiais que descrevem a probabilidade das categorias de causa de morte para o boto-cinza em função de uma ou mais variáveis (Tabela 36). O melhor modelo para o boto-cinza foi o que considerou a fase de estudo e o estado de decomposição da carcaça (COD). Esse modelo sugere um aumento gradual da mortalidade por processos infecciosos após o desastre (Figura 127). Mantida a outra variável do modelo constante, a morte por processo infeccioso foi 2,73 vezes mais provável na fase aguda do desastre, até três anos após a chegada da pluma ao ambiente marinho ($p < 0,01$), e 3,21 vezes mais provável na fase pós crônica, após três anos do desastre ($p < 0,01$) em relação à fase pretérita. Este padrão é coerente com um processo de bioacumulação de EPTs resultando em uma diminuição da saúde dos botos, culminando em maior mortalidade por processos infecciosos.

O modelo também sugere uma redução das mortes por emalhamento em artefatos de pesca na fase pós aguda, que pode ser explicado pelas restrições às atividades de pesca impostas em parte da área de estudo após o desastre. Entretanto, houve um aumento das mortes por emalhamento na fase pós crônica. Ainda de acordo com este modelo, conforme é esperado, carcaças em estado de decomposição mais avançados são mais difíceis de estabelecer uma provável causa de morte.

Tabela 36 – Conjunto de modelos multinomiais para a provável causa de morte do boto-cinza no litoral do Espírito Santo. Melhor modelo é dado pelo menor valor de AIC (Critério de Informação de Akaike). Delta AIC é a diferença do AIC do modelo em relação ao melhor modelo (Delta AIC = 0). Notação: # par = número de parâmetros do modelo.

Descrição do modelo	# par	AIC	Delta AIC
FASE DE ESTUDO + COD	12	803.8	0.00
ANO + COD	10	810.7	6.87
FASE DO DESASTRE + COD	10	811.4	7.61
ANO + ÉPOCA	6	832.1	28.24
FASE DE ESTUDO + ÉPOCA	8	835.1	31.25
FASE DE ESTUDO	6	836.5	32.66
FASE DO DESASTRE + COD	4	840.6	36.74
ANO	4	845.4	41.54
COD	8	845.8	41.97
ÉPOCA	4	866.9	63.11
NULO	2	870.3	66.44

Figura 127 – Previsões do melhor modelo para provável causa de morte do boto-cinza no litoral do Espírito Santo.

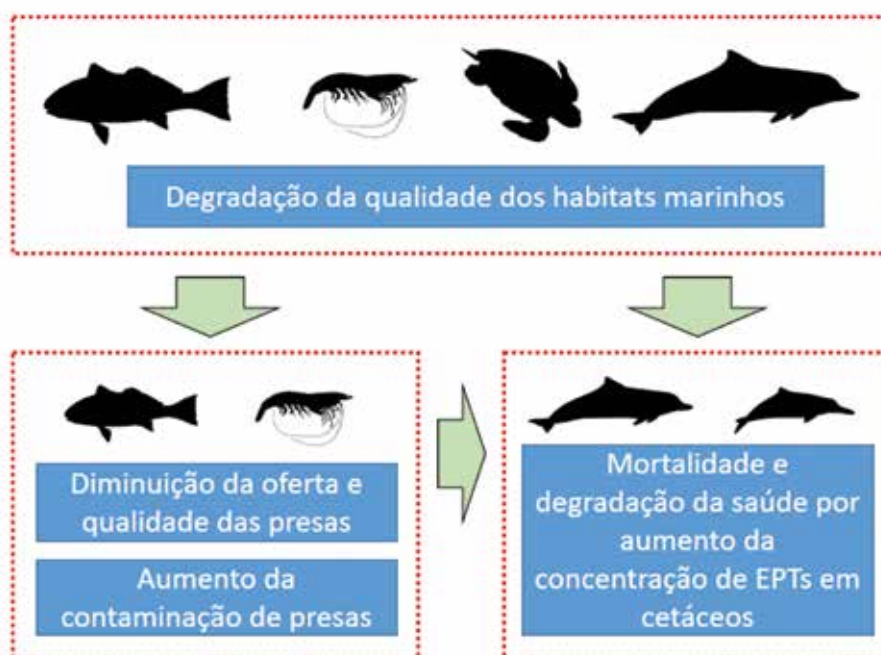


2.6.3.2.4 Discussão sobre a mortalidade e degradação da saúde de cetáceos pelo aumento da concentração de EPTs

As informações apresentadas aqui englobam três linhas de evidência complementares que sugerem um dano relacionado ao acúmulo de EPTs em cetáceos, com consequências notáveis nos níveis de saúde e aspectos populacionais da espécie na região afetada pelo desastre. Este dano está intimamente relacionado a outros três descritos anteriormente no diagnóstico de danos e neste relatório de acompanhamento, com efeitos da pluma de rejeitos sobre o ecossistema marinho ocasionando degradação de habitat para diferentes espécies, e danos na quantidade e qualidade das presas disponíveis para o boto-cinza (Figura 128).

Baseando-se nestas evidências, infere-se que o mecanismo deste dano segue os seguintes passos principais: ingestão de presas contaminadas pelos botos, acumulação de EPTs nos tecidos, efeitos imunotóxicos destes EPTs (ver DAS et al., 2003), degradação da saúde com potencial aumento de mortalidade por processos infecciosos.

Figura 128 – Relação entre danos do rompimento da barragem de Fundão sobre os cetáceos e suas presas.



Fonte: Lactec.

Os dados sugerem uma contaminação prévia dos botos, constatada pelos altos níveis de mercúrio total observados em indivíduos no período pré-desastre. Ao longo dos anos foi observada uma tendência de diminuição da concentração de mercúrio, mas esta tendência foi influenciada por dois indivíduos com altas concentrações deste EPT no período pré-desastre. A presença deste elemento na pluma e diversos indivíduos com altas concentrações de mercúrio ao norte da foz do rio Doce sugerem que este declínio deve ser interpretado com cautela.

Outros EPTs presentes na pluma de rejeitos, como o arsênio, cobre e cromo, tenderam a aumentar. O cobre mostrou evidências de bioacumulação em fígado do boto-cinza com o aumento da idade dos botos. As evidências de acumulação de EPTs em botos-cinza é compatível com a cronologia do desastre e com a biologia dos cetáceos, com uma tendência de aumento de EPTs presentes na pluma nos três anos posteriores ao desastre avaliados.

Algumas questões amostrais e biológicas merecem mais investigação. Dessa forma, apesar de evidências robustas da existência do dano descrito aqui, ainda não foi possível mensurar a magnitude da mortalidade e degradação da saúde de cetáceos pelo aumento da concentração de EPTs. De fato, associar alterações na saúde e na mortalidade de cetáceos com a contaminação ambiental tem sido um desafio em nível mundial (DAS et al., 2003).

Uma das dificuldades encontradas neste estudo é a grande variabilidade individual nas dosagens de EPTs em botos-cinza. Diversos indivíduos com baixa concentração de contaminantes foram encontrados próximos da foz do rio Doce. Esta variabilidade na dosagem de EPTs reflete a variabilidade individual na dieta dos botos-cinza (ver RODRIGUES et al., 2020), que podem explorar uma grande variedade de presas com hábitos distintos, como peixes demersais ou que usam a coluna d'água.

Outra questão é a escassez amostral do período pré-desastre. O resultado desta limitação é que a maioria dos modelos não teve significância estatística para as variáveis e tendências temporais identificadas nos dados. Isso se deve também à grande variabilidade individual nos graus de contaminação, que constituem ruídos para os modelos. Outro problema é que muitas tendências temporais, como as tendências crônicas e graduais de contaminação, necessitam de grandes séries temporais para se obter um poder estatístico aceitável para identificar uma tendência.

Buscou-se uma alternativa para aumentar o “n” amostral do período pré-desastre e de medir a contaminação dos indivíduos ao longo do tempo usando as camadas periódicas de deposição de dentina nos dentes dos botos-cinza. Dentes de 173 botos-cinza foram preparados para análise de ablação a laser e espectrometria de massa (LA-ICP-MS). Um lote de 30 dentes já foi analisado quimicamente e os resultados estão sendo processados. Com esta análise espera-se ampliar a amostra e confirmar alguns padrões e tendências observados nas amostras de tecidos moles apresentadas aqui, aprofundando o diagnóstico deste dano.

Enfim, chama-se atenção para o fato de que os botos-cinza são animais de vida longa e o processo de bioacumulação de EPTs pode se manifestar em longo prazo. A idade estimada para botos-cinza encaixados na região do Banco dos Abrolhos chegou a 31 anos (média = 12 anos de idade). Este fato reforça a importância de um monitoramento focado nesta espécie, e potencialmente na toninha, por um longo prazo, compatível com a biologia desta espécie e com o processo gradual de bioacumulação de EPTs nestes organismos.

2.6.4 CENÁRIO DE DANOS

Embora exista uma tendência de reversão do dano de degradação dos habitats de quelônios e cetáceos, pela diminuição ao longo do tempo da descarga de rejeitos contaminados da barragem, a expectativa é que os danos aos animais persistam em longo prazo (período maior que 10 anos), podendo inclusive se intensificar ao longo dos anos.

Os motivos que levam à esta conclusão para os cetáceos são os seguintes:

- Associação dos cetáceos costeiros a ambientes estuarinos produtivos e com alta turbidez, como a foz do rio Doce, sendo estes habitats críticos para as espécies ameaçadas como o boto-cinza e a toninha;
- Residência e fidelidade dos cetáceos costeiros a estas regiões estuarinas, onde consomem grande quantidade de peixes e outros recursos (como camarões e lulas);
- Descarga periódica de sedimentos contaminados provenientes da barragem da Samarco que se depositaram ao longo do leito do rio ou no substrato marinho adjacente à sua foz após o desastre, intensificados pela maior pluviosidade em certas épocas do ano ou remobilização por outros fenômenos meteoceanográficos, como entrada de frentes frias;
- Característica acumulativa de determinados EPTs em cetáceos devido à sua vida longa e biomagnificação pela posição elevada dos cetáceos na cadeia trófica.

Já os quelônios marinhos tendem a evitar áreas com maior turbidez, suscitando a previsão de que com a diminuição deste dano ao longo do tempo, espera-se maior intensidade no uso dos habitats

pelas tartarugas. Ao mesmo tempo, os contaminantes disponíveis naquele ambiente ainda estarão presentes, acumulando-se em outros organismos utilizados como alimentos pelos répteis, principalmente bancos de algas.

Nesse sentido, esta associação sugere que as populações de quelônios que ocupam a região da foz do rio Doce e arredores estejam sujeitas ao contato e contaminação crônica com EPTs originados pelo desastre, presumivelmente em longo prazo. Os efeitos deste fenômeno podem ser sutis, ou apenas refletidos após vários anos, como por meio do aumento da mortalidade, perdas associadas à reprodução, ou degradação da saúde dos indivíduos que utilizam essa região para alimentação. Considerando-se que todas as espécies de quelônios marinhos com ocorrência conhecida naquele setor geográfico são táxons ameaçados de extinção, é fundamental que sejam desenvolvidos estudos de longo prazo para monitoramento de diversas métricas associadas à saúde dos indivíduos e das populações.

Por isso, preconiza-se que as populações das duas espécies de cetáceos residentes da foz do rio Doce – o boto-cinza e a toninha – e as espécies de quelônios com ocorrência na região, espécies ameaçadas de extinção, sejam monitoradas em longo prazo. Idealmente, devem ser monitorados os seguintes parâmetros: concentração de EPTs nos indivíduos em diferentes fases do desenvolvimento incluindo, para tartarugas, os ovos e neonatos; estado de saúde e fisiológicos; níveis e causas de mortalidade; abundância da população e uso dos habitats na região em longo prazo. Este monitoramento visa identificar tendências de declínio ou aumento das populações, aumento nas concentrações de EPTs, condições patológicas que podem estar associadas à contaminação ambiental (como surtos de doenças ou alterações em tecidos), entre outras alterações.

2.6.5 CONCLUSÕES

i) *Qual a dinâmica temporal das condições ambientais marinhas, ao longo de 07 anos (2013-2020), em cenários pré e pós-desastre?*

Foi possível analisar e comparar a dinâmica temporal das condições ambientais marinhas em diferentes períodos em cenários temporais pré e pós-desastre. Nesta análise foi observado que os valores das variáveis Absorção Total, Clorofila α , Sólidos Suspensos Totais, Turbidez e Profundidade por Disco de Secchi se diferenciaram nos cenários pré e pós-desastre. Foram detectados maiores valores das quatro primeiras variáveis e menores valores da Profundidades por Disco de Secchi (o que representa menor transparência da água) no período pós-desastre, provavelmente em função da ressuspensão do rejeito presente na área continental do Rio Doce, principalmente em períodos de elevada precipitação pluviométrica. Tal fato representa que, mesmo em cenários temporais pós-desastre distantes do momento do rompimento da barragem do Fundão (após 2015), a variação dos valores destas variáveis pode ainda servir como indicadores de ressuspensão do rejeito no leito do Rio Doce, com posterior direcionamento ao mar, elevando suas concentrações nos períodos com alta precipitação.

Quanto à dinâmica espacial das variáveis, no período pré-desastre foram observados os maiores valores das variáveis Absorção Total, Clorofila α , Sólidos Suspensos Totais e Turbidez; e os menores valores da Profundidade por Disco de Secchi na região ao norte da foz do Rio Doce, período com precipitação pluviométrica média similar à média histórica e sem influência de fenômenos

atmosférico-oceânicos (<http://enos.cptec.inpe.br/>). Nos anos de 2015 e 2016 houve o fenômeno atmosférico-oceânico El Niño, considerado de forte intensidade (INPE, 2020), e um longo período com baixa precipitação pluviométrica. No cenário pós-desastre, nos anos de 2017 e 2018, foi observado o fenômeno La Niña, de intensidade moderada (INPE, 2020), havendo o retorno de períodos com elevada precipitação pluviométrica, o que promoveu maiores valores das variáveis Absorção total, Clorofila, Sólidos Suspensos Totais e Turbidez, concentrados principalmente e geograficamente ao sul da foz do Rio Doce. De acordo com Marta-Almeida et al. (2016), o movimento da água doce com os rejeitos oriundos do rompimento da Barragem do Fundão em contato com a região marinha foi essencialmente para a direção sul, como resposta ao regime de vento sazonal. A manutenção desta trajetória foi confirmada também por Oliveira et al. (2019), que avaliou imagens de satélite de dezembro de 2015 a janeiro de 2017 e indicou a persistência do direcionamento da pluma de rejeito ao sul. Na primavera de 2018, com o retorno de regimes de precipitação equivalentes aos cenários pré-desastre, e em um período final do fenômeno La Niña, observou-se o aumento dos valores das variáveis Absorção Total, Clorofila a, Sólidos Suspensos Totais e Turbidez novamente na região ao norte da foz do Rio Doce.

ii) Qual a magnitude do efeito do dano decorrente do rompimento da barragem sobre a área de distribuição potencial das espécies *Sotalia guianensis* e *Chelonia mydas*?

Sobre esta questão direcionadora foi possível estabelecer relações entre as condições ambientais físico-químicas (variáveis preditoras) sobre a distribuição das espécies (variáveis resposta) como forma de inferir a dinâmica temporal da distribuição geográfica das espécies em regiões adjacentes à foz do Rio Doce.

A área potencial de distribuição de *S. guianensis* parece ter sofrido mudança na sua dinâmica natural. Após o desastre, em períodos de elevada precipitação, houve o aumento de Absorção Total, da Clorofila a, dos Sólidos Totais e da Turbidez, bem como a redução da transparência da água. Sob tais condições ambientais foi observado o aumento da predição da área de distribuição potencial de *S. guianensis*, em especial para a região mais ao sul da foz do Rio Doce. Isso parece indicar que em períodos de maior precipitação pluviométrica, após o desastre, a ressuspensão do rejeito depositado no Rio Doce aumentou a turbidez nas regiões próximas a sua foz. Há relatos na literatura científica que mencionam que águas mais turvas influenciam na aproximação de botos em relação à linha da praia quando estão em comportamento de pesca. Logo, em condições artificiais de aumento da turbidez da água é possível que a espécie esteja em maior exposição ao rejeito ressuspensionado na área continental e, portanto, mais propensa à contaminação por elementos potencialmente tóxicos (EPT's).

A área de distribuição potencial de *Chelonia mydas* parece ter sofrido efeito da precipitação, porém sem diferença entre os períodos pré e pós-desastre. Esse resultado, em conjunto com a interpretação da dinâmica temporal das variáveis ambientais marinhas, demonstra que em ambos os cenários temporais, pré e pós-desastre, *C. mydas* parece ter uma maior área de distribuição potencial quando os valores de Absorção total, Clorofila α , Sólidos Totais e Turbidez forem menores e a transparência da água for maior, o que geralmente ocorre em períodos com baixa precipitação. Contudo, um possível aumento das concentrações das variáveis ambientais (Absorção Total, Clorofila, Sólidos Totais e Turbidez) como consequência da ressuspensão do rejeito no Rio Doce, pode promover a diminuição da transparência da água e resultar na diminuição da adequabilidade ambiental para a espécie.

Sendo assim, é evidente a alteração das variáveis ambientais em função dos períodos de ressuspensão do rejeito no Rio Doce, em especial em períodos de maior precipitação pluviométrica no período pós-desastre. Logo, verificaram-se diferenças de adequabilidade ambiental nas regiões em estudo, o que afetou diretamente a área de distribuição potencial das espécies *Sotalia guianensis* e *Chelonia mydas*. Diante do exposto, torna-se então necessária a realização do monitoramento contínuo para avaliação do tamanho populacional da espécie na região, bem como exames periódicos para estimar a higidez dos indivíduos da espécie.

iii) Quelônios

Os resultados obtidos ao longo do estudo, somados àqueles disponíveis nos trabalhos do PMP-BC/ES, do ICMBIO/TAMAR (2020) e da FEST/RRDM (2020), permitiram inferir que, caso tenham ocorrido danos ecológicos sobre as espécies, os mesmos parecem estar atualmente atenuados e ou ainda não houve tempo suficiente de resposta. Por ocasião do rompimento da barragem, alguns efeitos mais severos podem ter sido sentidos pelas espécies, a exemplo de problemas relacionados à elevação da turbidez das águas (condição que pode interferir nos processos de deslocamento e de alimentação, além de poder ocasionar danos à integridade física dos animais, especialmente filhotes) e à perda ou contaminação de componentes alimentares, a exemplo de algas. As evidências de um aumento do número de indivíduos encontrados mortos nas praias, assim como demonstrado pelo PMP em alguns dos pontos amostrais a partir do ano de 2015, pode ser um indicador desta condição. Entretanto, não é possível dimensionar, com precisão, o dano haja vista o tempo transcorrido desde o desastreaté o momento. Deste modo, embora tais danos possam ter ocorrido e, inclusive, possam ter apresentado uma severidade grande à época, no momento atual parece haver uma recuperação dos padrões típicos das espécies. O aumento gradual do número de indivíduos de *Chelonia mydas*, atrelado à reprodução de *Caretta caretta*, são alguns dos indicativos desse processo. Colman *et al.* (2019) indicam que, trabalhando há 30 anos com a avaliação da reprodução da tartaruga-de-couro (*Dermochelys coriacea*) no litoral do Espírito Santo, não foi possível registrar interferências do rompimento da barragem sobre a dinâmica reprodutiva da espécie. Entretanto, é impossível não considerar que a contaminação, o comprometimento da saúde e do processo reprodutivo de *C. caretta*, assim como as lesões oftalmológicas observadas, durante as temporadas reprodutivas de 2017/2018 e 2018/2019 na praia de Povoação, não tenham relação com a exposição a EPTs, embora alguns dos resultados não tenham confirmado o nexo causal (FEST/RRDM, 2019, 2020), o que irá demandar, portanto, a continuidade nase investigações. Ressalta-se, ainda, que um outro provável dano, o de redução da diversidade genética dessa espécie (FEST/RRDM, 2020), também carece de análises mais aprofundadas para ser conclusiva.

Um outro aspecto que denota especial atenção refere-se aos resultados obtidos durante a sétima campanha de monitoramento, quando foi observada a maior densidade de indivíduos de tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) forrageando nos bancos de algas dos pontos AM1 e AM2. Essa elevação de densidade de animais pode ser decorrente da agregação de indivíduos provenientes de outras regiões em torno dos fitais em função do aumento de nutrientes oriundos dos pulsos hidrológicos intensos ocorridos no rio Doce na ocasião (condição que favoreceria o afloramento de algas). No entanto, é importante mencionar que, juntamente com os nutrientes, novos aportes de EPTs do rio Doce foram

carreados para os fitais, denotando a importância do acompanhamento de bioacumulação e seus efeitos. Desta forma, recomenda-se também que novos estudos abordem a dinâmica das espécies marinhas nessa região, em especial de *Chelonia mydas*, conduzindo robustas análises dos EPTs nas áreas de alimentação, bem como nos animais encontrados mortos nas praias e, inclusive, em ovos e filhotes recém-nascidos, nesse caso com vistas à avaliação de bioacumulação dos EPTs ao longo das gerações. Nesse sentido, e especialmente pela ausência de parâmetros na literatura referente à possibilidade de contaminação por EPTs nas espécies, sugere-se que os resultados ora apresentados, referentes às concentrações desses elementos em fitais, possam servir de base para o início de estudos sobre essa temática.

Em síntese, embora ainda não se possa apresentar uma avaliação conclusiva, é possível afirmar que o rompimento da barragem de Fundão ocasionou danos às populações de quelônios do litoral do Espírito Santo. Estas afirmações decorrem de análises que se deram de maneira diferenciada segundo as áreas de ocorrência de cada espécie e seus modos de vida. Conquanto a deposição de lama pareça não ter gerado interferências na densidade de ninhos das espécies na região em si (haja vista que os ninhos são estabelecidos em áreas distantes da faixa de batimento das ondas, aonde houve a deposição da lama), é possível que os filhotes recém-nascidos tenham experimentado dificuldades em se deslocar para mar aberto em função da presença dos rejeitos na região. Além disso, a evidência da presença de EPTs nos ovos e neonatos de *Caretta caretta* sugere que algum nível de interferência esteja ocorrendo sobre o recrutamento da espécie, sendo esta uma condição ainda passível de avaliação detalhada. Por sua vez, a evidência de alguns EPTs nos fitais, embora não possam ser associados exclusivamente ao rompimento da barragem, indica que o desastre seguramente aumentou a disponibilidade desses elementos na região costeira (com especial destaque ao níquel). Desta forma, sugere-se a continuação de estudos sobre a deposição de EPTs em virtude dos pulsos hidrológicos no rio Doce, de modo a evidenciar os efeitos do carreamento de rejeito para a região costeira.

Por fim, a ausência de registros atuais de quelônios marinhos no estuário do rio Doce pode ser associada aos danos sofridos por esta região a partir do derramamento da lama no mesmo. É recomendável que novos estudos contemplem amostragens também nesse local, inclusive contemplando novas entrevistas com os moradores locais.

iv) Cetáceos

Os cetáceos costeiros são espécies indicadoras da saúde dos ecossistemas onde vivem, por fatores como a sua grande longevidade, por serem residentes em ambientes costeiros, estarem em níveis tróficos maiores e por acumularem contaminantes de diversas naturezas em seus tecidos, podendo afetar a sua saúde e viabilidade populacional (WELLS et al., 2004). Por estes e outros motivos, como o fato de a espécie utilizar as águas costeiras e cronicamente turvas da região da foz do rio Doce, o boto-cinza se mostrou como um bom indicador da saúde do ecossistema marinho no contexto do desastre do rompimento da barragem de Fundão.

Os danos sobre os cetáceos costeiros ameaçados de extinção, como a toninha e o boto-cinza, incluem a degradação de seus habitats críticos, a diminuição da oferta e qualidade das presas e, enfim, a mortalidade e degradação da saúde destes cetáceos pelo aumento da concentração de EPTs em diferentes tecidos. A degradação de habitats foi um dano evidente, mas com tendência de reversão. O novo dano descrito neste documento chama a atenção porque interfere diretamente nas populações, com aumento de mortalidade e degradação da saúde dos animais, potencialmente afetando a viabilidade de populações residentes e ameaçadas de extinção, como a toninha e o boto-cinza. Preocupa o fato de que a bioacumulação de EPTs pode se acentuar ao longo dos anos, dado que os cetáceos se alimentam de presas costeiras e estuarinas, têm vida longa e vivem em regiões cronicamente turvas que recebem os pulsos sazonais de pluma com rejeitos. Recomenda-se estudos adicionais pra aprofundar o diagnóstico e um monitoramento contínuo e de longo prazo focado nos danos aos cetáceos costeiros residentes da região.

2.7 DANOS ÀS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO E A OUTRAS ÁREAS NATURAIS PROTEGIDAS

Conforme a dispersão da lama na área costeira e marinha, a pluma de rejeitos afetou 16 áreas destinadas para a conservação ambiental, seja UCs ou outras ANPs, ocasionando alterações que resultaram na degradação de sua qualidade ambiental.

Diante da vasta área afetada pela dispersão da pluma, região compreendida entre o litoral norte do Rio de Janeiro, Espírito Santo e sul da Bahia, junto às análises realizadas em diferentes pontos desta região, de modo a identificar os danos nas mais variadas áreas temáticas dos meios físico e biológico, não foi realizado levantamento específico para os danos em cada UC. Sendo assim, os dados apresentados neste relatório são resultado da integração dos danos atualizados do diagnóstico, monitoramento e pesquisas realizadas com coletas obtidas na UC ou próxima dela, como na sua zona de amortecimento.

As UCs abordadas neste relatório são: Parque Nacional Marinho dos Abrolhos, Área de Proteção Ambiental Costa das Algas e Refúgio de Vida Silvestre de Santa Cruz, Reserva de Desenvolvimento Sustentável Municipal (RDSM) Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim, Reserva Extrativista (RESEX) Cassurubá e Área de Proteção Ambiental da Costa da Baleia. Como exemplo das análises integratórias apresentadas aqui neste relatório, podem-se destacar os monitoramentos realizados para as áreas temáticas de sedimentos, qualidade de água, zooplâncton, fitoplâncton, comunidade bentônica de fundos inconsolidados, ecotoxicologia e cetáceos.

O Parque Nacional Marinho dos Abrolhos - PARNAM Abrolhos é o primeiro parque nacional marinho brasileiro e foi criado pelo Decreto Federal nº 88.218 de 06 de abril de 1983. Esta unidade tem como finalidade resguardar atributos excepcionais da natureza, conciliando a proteção integral da flora, da fauna e das belezas naturais com a utilização para objetivos educacionais, recreativos e científicos. A região é reconhecida como o maior e mais complexo ambiente coralíneo do Atlântico Sul, abrigando vasta biodiversidade marinha e principal berçário das baleias jubarte, além de abrigar importantes áreas de reprodução e alimentação de aves e tartarugas marinhas.

2.7.1 ACOMPANHAMENTO DOS DANOS À ABROLHOS

2.7.1.1 Introdução

Para o diagnóstico dos possíveis danos à Abrolhos foram avaliados dados primários e secundários, em períodos antes e após o desastre da Samarco, até 2018, sendo que a metodologia e resultados detalhados podem ser verificados em Brasil (MPF)/ Lactec (2020e). A seguir estão descritos os principais resultados apresentados no diagnóstico de danos, e são apresentados resultados a partir de 2018 ou que foram publicados posteriormente a esse ano.

Os dados primários contemplaram a análise de amostras de músculo de peixes provenientes do banco de Abrolhos, na região adjacente à cidade de Caravelas – BA, provenientes de uma parceria com o Instituto Meros do Brasil. Foram obtidas amostras de março e abril de 2013 (pré-desastre) e maio de 2018 (pós-desastre), nas quais foram avaliadas as concentrações de Elementos Potencialmente Tóxicos (EPTs) para quatro espécies: no pré-desastre avaliaram-se as espécies *Lutjanus jocu*; *Haemulon plumier*, *Ocyurus chrysurus* e *Scarus trispinosus*; no pós-desastre avaliaram-se as espécies *Lutjanus synagris*, *Ocyurus chrysurus* e *Scarus trispinosus*. Os resultados indicaram o incremento na concentração de diversos EPTs nos animais capturados no período pós-desastre, o que pode ser um indicativo da influência do aporte de sedimentos provenientes do rompimento da barragem de Fundão nessa região, no entanto, sabe-se que esta localidade está sob influência de outras possíveis fontes de contaminação, as quais também podem estar associadas ao aumento observado nas concentrações destes EPTs. Além disso, deve-se destacar as concentrações de arsênio observadas, as quais se encontraram elevadas, superando os limites estabelecidos como seguros para o consumo do pescado (ANVISA, 2013).

Os dados secundários contemplaram a análise de concentração de EPTs e de biomarcadores de dano biológico no zooplâncton e em hidrocorais, bem como em corais do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos e na microbiota associada aos recifes. De acordo com Magris et al. (2019) a região dos Abrolhos, incluindo o Parque Nacional Marinho dos Abrolhos, sofreu danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão e os ecossistemas da região, especialmente aqueles mais sensíveis como os recifes de corais, as algas marinhas e bancos de rodólitos podem apresentar níveis altos de danos no futuro, mesmo expostos a concentrações muito baixas de sedimentos. Esses ecossistemas são sensíveis às pressões antrópicas e alterações no ambiente, e o aumento da sedimentação é um dos principais efeitos dessa natureza sobre os recifes de coral brasileiros, incluindo os de Abrolhos, especialmente devido ao desmatamento e as descargas de efluentes industriais e urbanos (LEÃO et al., 2016).

Considerando os dados descritos, correlacionar os danos observados à Abrolhos ao desastre da Samarco, envolveu algumas complexidades: a primeira delas é que a linha-base para Abrolhos é limitada, ou seja, as informações existentes após o desastre retratam a condição ambiental atual da região, com todas as alterações descritas nesse relatório, porém, para muitos parâmetros, não permitem uma análise comparativa com alterações já existentes anteriormente ao desastre; outra questão relevante a ser discutida é que a região dos Abrolhos, incluindo o Parque Nacional Marinho dos Abrolhos, sofre influência do aporte sedimentar de vários rios próximos, e seus efeitos interagem e se somam aos do desastre de diversas formas. Destacam-se os rios Jucuruçu, Itanhém e Peruípe (bacia do rio Caravelas) e Mucuri (

BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020e). Além desses, o aporte sedimentar do rio Jequitinhonha, rio de maiores proporções localizado mais ao norte, na Bahia, poderia exercer influência sobre os recifes (SILVA, 2011).

Dessa forma, foi possível concluir que os danos da chegada de rejeitos provenientes do rompimento da barragem de Fundão ao Banco dos Abrolhos foram evidentes, especialmente àqueles ecossistemas mais próximos da foz do rio Doce e mais sensíveis aos efeitos da sedimentação. Além disso, é importante considerar que são áreas de extrema importância para conservação, e que os efeitos do desastre são sinérgicos a outras pressões antrópicas, o que torna o ambiente mais sensível a efeitos deletérios, e pode aumentar ainda mais a importância e gravidade dos danos. Porém, mensurar esses danos ainda não havia sido possível, demandando análises mais específicas e aprofundadas. Considerando especificamente o PARNA Marinheiros de Abrolhos, foi possível afirmar que os resultados indicaram estresse ambiental associado à presença de EPTs, porém considerou-se prematuro afirmar sobre a ligação com o desastre da Samarco, sendo necessário o levantamento de mais informações para que houvesse segurança no diagnóstico dos danos do desastre do rompimento da barragem de Fundão a esses ecossistemas (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020e).

A seguir são apresentados os principais resultados de estudos realizados a partir de 2018, e discute-se a ocorrência de alguma novidade com relação à detecção de danos à Abrolhos, especialmente ao PARNA Marinho de Abrolhos, local considerado, no diagnóstico dos danos, sem dados suficientes para afirmar danos relacionados ao desastre.

2.7.1.2 Monitoramento do ambiente marinho de Abrolhos

O monitoramento marinho é um dos subprojetos do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I – Porção Capixaba do Rio Doce e Região Marinha e Costeira Adjacente, realizado pela Rede Rio Doce Mar (RRDM) e Fundação Espírito-santense de Tecnologia (FEST). Dentro desse monitoramento está o PARNA Abrolhos. O objetivo do monitoramento é a avaliação das comunidades biológicas, e análise das concentrações de EPTs na água, no sedimento e na biota (fitoplâncton, zooplâncton e recursos pesqueiros (peixes e crustáceos), além da análise de biomarcadores de exposição, microbiota e efeito de metais nesses organismos.

Os dados apresentados a seguir são referentes aos resultados gerados a partir de 2018 pela RRDM, ou seja, de uma campanha realizada em 2019. Foi verificado se houve alguma mudança de comportamento nos parâmetros citados acima com relação ao período anteriormente avaliado.

2.7.1.2.1 Análises isotópicas

Os estudos complementares realizados pela RRDM, com o intuito de chegada da pluma ao parque de Abrolhos e consequentemente os danos ambientais decorrentes da presença de sedimentos e rejeitos associados ao rompimento da Barragem de Fundão, envolveram análises sedimentológicas geoquímicas e sensoriamento remoto (RRDM, 2019i).

Foram utilizadas técnicas de isótopos radiogênicos, para identificação de proveniência sedimentar através de padrões de mistura entre o material sedimentar amostrado em Abrolhos e os sedimentos derivados dos rejeitos de minério da Samarco, coletados tanto na foz do rio Doce, como no entorno da área impactada pelo rompimento.

Essencialmente foram utilizados os isótopos radiogênicos $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ e $^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}$ já que as assinaturas destes elementos apresentam valores típicos para domínios geológicos específicos (LEE et al., 2010), por exemplo, a composição dos isótopos radiogênicos de Sr e Nd da litosfera são significativamente diferentes do manto, o que permite a distinção entre as suas origens litológicas das zonas vulcânicas jovens e dos velhos escudos continentais (GROUSET; BISCAYE, 2005).

Para estes estudos a RRDM realizou o monitoramento de material particulado em suspensão e sedimentos aprisionados em armadilhas. Foram avaliados também dados dos principais rios que aportam no entorno do Parque Marinho e aqueles provenientes da bacia hidrográfica do rio Doce, com intuito de se estabelecer modelos para diferentes graus de mistura entre os termos-fonte postulados acima (RRDM, 2019i).

Embora os sedimentos capturados nas armadilhas instaladas no parque marinho de Abrolhos indicaram certa correlação (mistura) com os materiais provenientes da foz do rio Doce, as curvas de mistura calculadas indicam que a lama da barragem amostrada em Santarém, não representam as mesmas características mineralógicas e químicas e, portanto, não é possível estabelecer de forma conclusiva que estes rejeitos tenham chegado à região de Abrolhos (RRDM, 2019i).

De acordo com os referidos estudos (RRDM, 2019i), as dispersões ao longo da curva podem ser causadas por variações no teor de Nd e Sr das componentes, no entanto, conforme mencionado, estão dentro do range esperado para a variação das composições medidas nos sedimentos da foz do rio Doce. No que se refere ao material particulado em suspensão, coletados na região das ilhas de Abrolhos e Coroa Vermelha em fevereiro de 2019, também puderam ser descritos a partir desse modelo de mistura na ordem de 40% a 50% de componente juvenil de Abrolhos em relação ao componente continental. O modelo de mistura aplicado aos rios Mucuri e Jequitinhonha mostrou que estes também contribuíram para o aporte sedimentar em Abrolhos, porém com menor grau de mistura.

2.7.1.2.2 *Monitoramento de sedimentos*

No que se refere especificamente aos estudos relativos ao monitoramento de sedimentos realizado nas proximidades do PARNA, os estudos realizados pela RRDM indicam que no denominado setor Abrolhos, cujos estudos basearam-se em cinco campanhas amostrais, com período de exposição das armadilhas entre abril e março; março e junho; junho e julho; julho e agosto e por fim entre agosto e setembro de 2019.

Com base nestas coletas e análises foi verificado que para as estações, localizadas em Recife de Fora, em Sebastião Gomes e Polpa Verde respectivamente, houve maior variedade e quantidade de fases terrígenas, ou seja, associações mineralógicas de muscovita, caulinita, gibbsita e quartzo. Estes sedimentos então posicionados mais próximos ao continente onde se localizam os estuários dos rios Caravelas (no caso de Ab02 e Ab03) e Bunharém (Ab01).

As amostras de sedimentos coletadas próximos às ilhas de Abrolhos, apresentaram uma associação somente de caulinita e quartzo, como no caso do ponto Ab04, localizado no Chapeirão do Pierre e em Chapeirão das Manchas. Já a amostra em Chapeirão de Sueste, apresentou gibbsita associada a caulinita e quartzo (RRDM, 2019i).

Notadamente há um domínio da fração arenosa e presença de cascalhos acima de 10%. Apenas uma estação apresentou maior concentração de finos (argila e silte), na ordem de 20%. Não houve variação significativa entre as campanhas.

Neste setor as estações localizadas nos estuários do rio Bunharém e Caravelas, apresentaram padrão similar tanto para o material particulado em suspensão (MPS) quanto para o teor de matéria orgânica (MO). Os estudos verificaram que houve um aumento gradual da concentração do MPS ao longo da coluna d'água com maiores valores próximo ao fundo (≈ 10 mg/L) e maiores teores de MO em superfície (56 e 100%, respectivamente), com mínimo no fundo ($\approx 40\%$). Foi possível observar ainda um aumento do tamanho das partículas junto ao fundo em ABR 01, onde valores da concentração por volume em suspensão (CVS) foram maiores (50 $\mu\text{L/L}$) para este perfil. Vale ressaltar que apesar da ABR 02 ter apresentado metade da concentração de MPS em superfície do que ABR 01 (2 e 5 mg/L, respectivamente), seu teor de MO foi o dobro (100 e 56%, respectivamente), coincidente com os maiores valores de CVS (≈ 100 $\mu\text{L/L}$) de partículas maiores (250 a 500 μm).

As outras estações apresentaram padrões únicos, apesar de uma tendência de aumento no teor de MO do MPS de fundo da estação ABR 03 para ABR 05 ter sido observada. A estação ABR 03 foi a única do Setor a apresentar máximo de MPS em superfície (6 mg/L) e mínimo no fundo (3 mg/L). As CVS também apresentaram maiores valores em superfície (≈ 100 $\mu\text{L/L}$) com uma tendência de redução tanto da concentração quando do tamanho de partículas em direção ao fundo; partículas mais abundantes estão entre 129 e 500 μm . O máximo de MO foi encontrado no fundo (67%) e mínimo no meio (47 %).

Já a estação ABR 04 apresentou uma coluna d'água homogênea (≈ 4 mg/L), com teores de MO ao longo da coluna d'água próximos (superfície = 66%; meio = 82%) e uma tendência de redução da CVS sem grandes variações aliada a uma redução do tamanho das partículas.

A estação ABR 05 apresentou um pequeno máximo em meia água (5 mg/L) com maior teor de MO no fundo e menores teores à superfície, apesar das CVS ter apresentado maiores valores em superfície (≈ 100 $\mu\text{L/L}$). A ABR 05 foi a única estação do setor que apresentou $\approx 95\%$ do tamanho das partículas na faixa entre 250 e 500 μm ao longo de toda a coluna d'água.

No que se refere a mineralogia, as amostras relacionadas às coletas após o rompimento da barragem, nos anos de 2016 e 2017, mostram similaridades mineralógicas com as antigas, em fase anterior ao rompimento, no entanto, evidenciam aumento significativo nos volumes totais de hematita, goethita e magnetita, variando de 24% a 41%. Embora o aumento destes elementos possa sugerir eventual contribuição oriunda da pluma de rejeito, a presença de outras fontes geológicas com mineralogia similares, cujo materiais são transportados e depositados ao longo da costa através de uma série de drenagens importantes, conforme mencionado acima, não se pode concluir até o momento que estas alterações tenham vínculo direto com o desastre. Importante destacar também que os estudos isotópicos não permitem uma análise comparativa com alterações já existentes anteriormente ao rompimento da barragem de Fundão, assim pode-se afirmar que os dados são inconclusivos até o momento e carecem de estudos mais aprofundados e monitoramentos de longo prazo.

2.7.1.2.3 Monitoramento da biodiversidade

O monitoramento da biota aquática foi realizado pela Rede Rio Doce Mar (RRDM). Segundo relatórios de RRDM (2019a, b), foram observadas alterações na comunidade fitoplanctônica quando comparados os resultados das duas campanhas, porém os autores consideraram que o efeito do desastre parece ter sido menor e mais tardio do que em áreas mais ao sul. Devido à realização de apenas duas coletas, os resultados ainda são inconclusivos.

Para o monitoramento do zooplâncton, ictioplâncton, organismos bentônicos de fundos consolidados e dos fundos recifais, foram observadas algumas variações nas comunidades ao longo do tempo, como alterações nos índices de diversidade, abundância, composição de espécies, taxas de crescimento e saúde dos organismos (RRDM, 2019a, c, d). Os relatórios trazem importantes informações com relação às condições ambientais identificadas, inclusive a presença de espécies indicadoras de ambientes com distúrbios e de ambientes com altas concentrações de metais. Entretanto, segundo autores, não foi possível relacionar as alterações ao desastre da Samarco.

Para a ictiofauna e carcinofauna, não foram detectadas alterações nas assembleias, no assentamento e recrutamento de espécies recifais. Está em andamento um estudo com telemetria para a espécie *Mycteroperca bonaci* (badejo-quadrado), no qual foram identificadas variações no seu comportamento, porém sem possibilidade de correlação com o rompimento da barragem de Fundão até o momento, sendo necessária a continuidade do estudo (RRDM, 2019a, g).

Com relação às aves, duas espécies do arquipélago de Abrolhos foram avaliadas: *Sula leucogaster*, *Phaethon aethereus* como bioindicadoras. Foram analisados os seguintes parâmetros: diversidade genética; saúde; contaminantes; ecologia trófica; uso de habitat; demografia e reprodução. Dessas, aqueles que apresentaram alterações em comparação com dados prévios ao desastre estão citados a seguir.

Os autores indicaram que há um alto potencial de danos às espécies que se reproduzem na região, uma vez que foi possível inferir (a partir de rastreamento remoto) que não houve uma alteração nas áreas de alimentação desses animais, que continuam utilizando áreas que foram atingidas pelo rejeito. Além disso, foram identificados indícios de comprometimento da saúde e reprodução de *Phaethon aethereus*, bem como redução da diversidade genética de *Sula leucogaster* e *Phaethon aethereus*, porém sem possibilidade de correlação com o desastre até o momento, sendo essencial o continuamento dos estudos com esses animais (RRDM, 2019a, b, f).

Nas considerações finais apresentadas pela RRDM com relação à biota em Abrolhos, é ressaltado o fato de vários dos organismos presentes apresentarem expectativa de vida longa, e dessa forma é possível que danos sejam observados ou detectados apenas em médio e longo prazo. Dito isso, é imprescindível um monitoramento de longo prazo em uma região de alto valor ecológico como Abrolhos.

2.7.1.2.4 Monitoramento ecotoxicológico

O monitoramento ecotoxicológico realizado pela RRDM englobou análise de toxicidade da água e do sedimento, bioacumulação de metais e biomarcadores em diferentes organismos. Foram analisadas duas campanhas: setembro/outubro de 2018; janeiro/fevereiro de 2019 (RRDM, 2019e).

Na água, foram detectados níveis de Fe acima do permitido (água marinha - CONAMA 357/2005) nas duas campanhas. Com relação à contaminação dos recifes, quando comparados a uma área controle ao norte da Bahia, foram identificados níveis de Cd e Cr aumentados nas estações amostrais de Abrolhos. Os autores sugerem que a área está sob estresse por exposição a metais (RRDM, 2019e).

Com base nas análises de bioacumulação dos metais e de biomarcadores foram calculados índices da resposta biológica a essa contaminação, utilizado o índice de Respostas Integradas de Biomarcadores (IBR) (RRDM, 2019h). Especificamente para Abrolhos foi calculado o IBR para corais apenas. Como resultados, os autores citam que foi observado um aumento no valor do IBR em corais na campanha 2 (jan-fev/2019), porém relacionados provavelmente ao estresse térmico e não relacionados ao rejeito (RRDM, 2019a).

2.7.1.2.5 Monitoramento da composição da microbiota em amostras de água, sedimento e coral

O monitoramento da composição da microbiota em amostras de água, sedimento e coral é um dos subprojetos do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental – Porção Capixaba do Rio Doce e Região Marinha e Costeira Adjacente, realizado pela Rede Rio Doce Mar (RRDM) e Fundação Espírito-Santense de Tecnologia (FEST).

Esse monitoramento teve por objetivo “a avaliação de alterações e possíveis impactos na comunidade microbiana e a identificação de possíveis bioindicadores do impacto relacionado ao rompimento da barragem de Fundão nos ambientes avaliados” (FEST, 2019b). Além de coletas de amostras de água e sedimento, nas estações amostrais de Abrolhos foram coletados fragmentos das espécies de coral *Mussismilia harttii* e do hidrocoral *Millepora alcicornis*, por meio de mergulho autônomo. A análise da microbiota para as três matrizes se deu através da extração e sequenciamento do DNA.

No diagnóstico apresentado em Brasil (MPF)/ Lactec (2020e), os dados da RRDM de setembro/outubro de 2018 indicaram a ocorrência de grupos bacterianos bioindicadores de estresse ambiental nos corais, especialmente para *Mussismilia harttii*. Também foi indicada a ocorrência do gênero *Candidatus Scalindua* como possível bioindicador do desastre, considerando que o mesmo foi encontrado no sedimento de todas as estações de coleta do rio Doce, e em abundância relativamente alta na água, além de ser um gênero indicador da presença de metal pesado em rios (FEST, 2019).

No relatório anual de 2019 da RRDM, em que se avaliou também a campanha de janeiro/fevereiro de 2019, os resultados das análises de água não indicaram grupos dominantes que pudessem servir de bioindicadores. Entretanto, bactérias pertencentes à família Pirellulaceae foram encontradas em abundância no sedimento da região do rio Doce com maiores concentrações de metais, e foram encontradas da foz do rio Doce até a região de Abrolhos. Já bactérias da família Anaerolineaceae também são conhecidas como indicadoras da presença de metais pesados, e foram encontradas em abundância no sedimento ao longo do rio, diminuindo no sentido da foz. Por essa razão, bactérias desses grupos foram propostas, no trabalho da RRDM, como “possíveis indicadoras dos efeitos do sedimento do Rio Doce na região marinha, bem como do efeito deste sedimento nos corais da região de Abrolhos” (RRDM, 2019a, e).

2.7.1.3 Considerações Gerais

Os estudos desenvolvidos e apresentados no diagnóstico de danos, baseados principalmente em dados secundários (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020e), sugeriram que a região dos Abrolhos, incluindo o Parque Nacional Marinho dos Abrolhos, sofreu danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão. As considerações finais do diagnóstico, com dados avaliados até 2018, consideram complexidades em se correlacionar os danos observados à Abrolhos ao desastre da Samarco: linha-base limitada, não permitindo uma análise comparativa com alterações já existentes anteriormente ao desastre; influência do aporte sedimentar de vários rios próximos, e seus efeitos interagem e se somam aos do desastre de diversas formas. Destacam-se os rios Jucuruçu, Itanhém e Peruípe (bacia do rio Caravelas) e Mucuri. Além desses, o aporte sedimentar do rio Jequitinhonha, rio de maiores proporções localizado mais ao norte, na Bahia, poderia exercer influência sobre os recifes (SILVA, 2011). Dessa forma, é possível concluir que os danos da chegada de rejeitos provenientes do rompimento da barragem de Fundão ao Banco dos Abrolhos são evidentes, especialmente a aqueles ecossistemas mais próximos da foz do rio Doce e mais sensíveis aos efeitos da sedimentação. Além disso, é importante considerar que são áreas de extrema importância para conservação, e que os efeitos do desastre são sinérgicos a outras pressões antrópicas, o que torna o ambiente mais sensível à efeitos deletérios, e pode aumentar ainda mais a importância e gravidade dos danos. Porém, mensurar esses danos ainda não é possível, demandando análises mais específicas e aprofundadas, através de monitoramento contínuo. Considerando especificamente o PARNA Marinhos de Abrolhos, é possível afirmar que os resultados indicam para estresse ambiental associado à presença de EPTs, porém considera-se prematuro afirmar sobre a ligação com o desastre da Samarco, sendo necessário o levantamento de mais informações para que haja segurança no diagnóstico dos danos do desastre do rompimento da barragem de Fundão a esses ecossistemas (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020e).

Com a avaliação dos novos dados, gerados pela Rede Rio Doce Mar (RRDM) em 2019, as considerações relacionadas aos danos em Abrolhos continuam os mesmos. É possível identificar uma série de alterações ambientais, vulnerabilidades da biota e contaminação por EPTs, conforme relatado ao longo desse relatório, porém não é possível correlacionar as variações ao rompimento da barragem de Fundão.

Ainda assim, ressalta-se o que foi apresentado no diagnóstico, que especialmente aqueles ecossistemas mais sensíveis (como os recifes de corais, as algas marinhas e bancos de rodólitos) apresentam potencial de apresentar níveis altos de dano no futuro, mesmo expostos a concentrações muito baixas de sedimentos. Esses ecossistemas são sensíveis às pressões antrópicas e alterações no ambiente, e o aumento da sedimentação é um dos principais efeitos dessa natureza sobre os recifes de coral brasileiros, incluindo os de Abrolhos, especialmente devido ao desmatamento e as descargas de efluentes industriais e urbanos (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020e). Fica evidente o conflito entre os objetivos de conservação da unidade e a presença de EPTs trazidos através do sedimento para a unidade de conservação.

2.7.2 ACOMPANHAMENTO DOS DANOS A APA COSTA DAS ALGAS E REVIS SANTA CRUZ

2.7.2.1 Introdução

As Unidades de Conservação Área de Proteção Ambiental Costa das Algas e Refúgio de Vida Silvestre Santa Cruz ficam localizadas na região costeira dos Municípios de Aracruz, Fundão e Serra e em águas jurisdicionais da região marinha confrontante. Ambas as UCs têm como objetivo proteger a diversidade biológica e os ambientes naturais, principalmente os fundos colonizados por algas, invertebrados e a fauna bentônica associada, as espécies residentes e migratórias que utilizam a área para alimentação, reprodução e abrigo, os manguezais e vegetação costeira e as formações sedimentares bioclásticas e litoclásticas, importantes para a estabilidade da orla marítima.

Além deste objetivo comum, como objetivos específicos a APA Costa das Algas tem a garantia da conservação da biodiversidade, o uso sustentável dos recursos naturais, a valorização das atividades pesqueiras e extrativistas de subsistência e de pequena escala praticadas pelas comunidades costeiras da região através do ordenamento do uso dos recursos naturais pesqueiros e demais organismos marinhos; a proteção e promoção da recuperação das formações vegetacionais da área costeira e proteger e valorizar as paisagens naturais e belezas cênicas através do ordenamento do processo de ocupação e uso do solo da orla marítima.

Como objetivos específicos da REVIS Santa Cruz temos a valorização do uso turístico, recreacional e educativo da orla marítima através de ordenamento do seu uso e ocupação para assegurar a compatibilidade entre a utilização da terra e os recursos naturais; a contribuição para a recuperação dos recursos biológicos, para a sustentabilidade das atividades pesqueiras e extrativistas de subsistência e de pequena escala praticadas pelas comunidades costeiras da região no entorno da Unidade de Conservação.

2.7.2.2 Monitoramento dos Sedimentos

A partir dos dados modelados pelo Lactec e apresentados na seção da modelagem da deposição de material na área marinha, é possível verificar que ocorreu a deposição de material oriundo do rejeito dentro dos limites dessas UCs, indicando que as características granulométricas do sedimento superficial foram afetadas pelo desastre.

O material oriundo do desastre foi transportado até a costa, e se depositou ao longo dela, de acordo com o tamanho e densidade dos grãos do sedimento e das condições meteoceanográficas. Nesse contexto, foram verificados os seguintes danos em decorrência dessa deposição: alteração das características granulométricas do sedimento superficial e aumento da concentração de elementos potencialmente tóxicos (EPTs) no sedimento.

Devido à ausência de dados brutos de sedimentologia do período pré-desastre e a falta destes dados no período logo após o desastre, não foi possível quantificar quanto cada classe granulométrica se alterou e em que magnitude foi o possível afinamento da granulometria na APA Costa das Algas e REVIS Santa Cruz, não sendo possível quantificar o dano relacionado a estas alterações.

Quanto ao dano em relação ao aumento das concentrações de EPTs no sedimento, na região da APA Costa das Algas e da REVIS Santa Cruz não foram verificadas alterações tão significativas como na região mais próxima a foz do rio Doce. De acordo com a metodologia proposta, o dano nestas UCs foi considerado como pouco grave. Foram registrados aumentos nas concentrações de EPTs no sedimento superficial do leito marinho destas UCs que ultrapassaram os máximos históricos pré-desastre e os limites do padrão 1 da Resolução CONAMA nº 454/2012, bem como concentrações limites para efeitos a biota aquática estabelecidos em publicação da NOAA (BUCHMAN, 2008).

As concentrações de cádmio chegaram a superar os limites da Resolução CONAMA nº 454/2012 e os máximos históricos em até 2 vezes, atingindo concentrações de 2,4 mg/L acima da isóbata de 20 metros. As concentrações de cromo no sedimento atingiram 209 mg/L e as de mercúrio atingiram 10,80 mg/L superando os máximos históricos em 2 e 17 vezes.

A maior parte destes indicadores que apresentaram alterações momentâneas estão dentre os EPTs associados ao rejeito com maior potencial de efeito negativo a biota aquática, bem como apresentam a possibilidade de acumulação nos organismos e magnificação ao longo da cadeia trófica. Desta forma, mesmo que as alterações na qualidade dos sedimentos tenham sido por pouco tempo, os possíveis danos a biota aquática em relação a estes elementos podem ser significativos.

2.7.2.3 Monitoramento da Qualidade de água

No ambiente costeiro e marinho, o qual corresponde ao compartimento 5, foram realizadas coletas em Áreas Naturais Protegidas. Neste momento, destacamos as análises realizadas para a temática de qualidade de água nas regiões mais próximas (20 m de profundidade) e mais distantes da costa no REVIS Santa Cruz e na APA Costa das Algas. Em ambas UCs foi constatado como dano o aumento das concentrações de sólidos na água, redução das concentrações de oxigênio dissolvido na água e o aumento das concentrações de elementos potencialmente tóxicos (EPTs) na água.

De forma geral, ao comparar os danos no ambiente marinho com os danos no ambiente estuarino e principalmente no ambiente fluvial, é possível verificar que as concentrações dos indicadores utilizados foram mais reduzidas no ambiente marinho e os danos apresentaram classificações mais brandas de acordo com a metodologia empregada, ou seja, as alterações na qualidade das águas no ambiente marinho não foram tão intensas quanto no ambiente fluvial e estuarino que foram afetados pela onda de lama.

Quanto ao dano vinculado ao aumento das concentrações de sólidos na água, apesar de ser considerado pouco grave, visto que as alterações mais significativas não permaneceram por muito tempo nestas UCs, foram registrados níveis de turbidez na parte mais distante da costa e mais próxima a foz do rio Doce de até 6 vezes acima dos máximos registrados na linha base (601 UNT - Unidades Nefelométricas de Turbidez) e na região próximas a costa foram registrados níveis de turbidez de 64,8 UNT, evidenciando claramente que houve danos em relação ao aumento da concentração de sólidos nestas UCs. O aumento dos níveis de turbidez é capaz de influenciar a fotossíntese e de alterar a estrutura trófica devido à restrição da luminosidade.

Foi verificada também uma redução nas concentrações de oxigênio dissolvido nas águas costeiras, este dano foi considerado grave na região que abrange as duas UCs avaliadas. Foram registradas concentrações de oxigênio dissolvido abaixo dos mínimos pré-desastre que atingiram 2,37 mg/L na região mais próxima da costa das UCs e 1,43 mg/L na região mais distante. De qualquer forma, o dano para este indicador foi interpretado considerando o banco de dados recebido. Ao longo do tempo observou-se que as concentrações de oxigênio dissolvido retornaram para uma faixa de variação similar aos dados de linha-base, e majoritariamente de acordo com a classe 1 da Resolução CONAMA nº 357/2005.

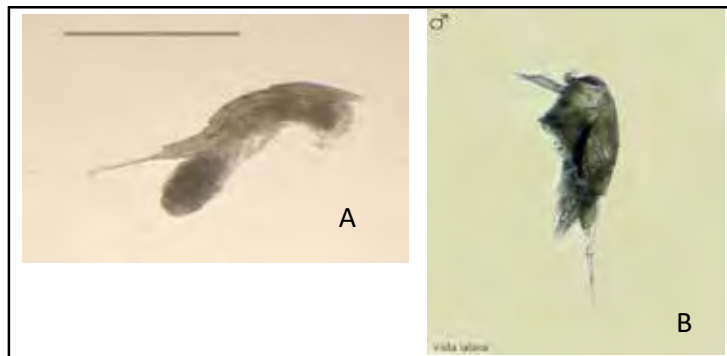
Com relação ao aumento da concentração de EPTs na região da APA Costa das Algas e REVIS Santa Cruz, nenhum indicador apresentou concentrações predominantemente acima do limite legislativo e do máximo histórico da linha-base. Entretanto, foram registradas concentrações de alguns EPTs significativamente acima dos máximos históricos, por exemplo, as concentrações de chumbo atingiram até 0,053 mg/L (4 vezes acima dos máximos históricos) e as concentrações de ferro dissolvido atingiram até 1,4 mg/L (também 4 vezes acima dos máximos históricos) dentro dos limites das UCs. Desta forma, mesmo que as alterações na qualidade da água tenham ocorrido em um intervalo de tempo mais curto, espera-se a ocorrência de danos à biota aquática devido ao aumento de concentração de EPTs na água.

2.7.2.4 Monitoramento do Zooplâncton

Diversos fatores podem descrever a comunidade zooplanctônica de uma região, sendo que os mais utilizados são a densidade zooplanctônica (org.m^{-3}), a abundância relativa (%), a frequência de ocorrência das espécies (%) bem como os índices de diversidade (riqueza, diversidade, equitabilidade, dominância). Como em ambientes conservados são esperados os maiores índices de diversidade (ODUM, 1988; MARGALEF, 1983), estes associados aos demais fatores, foram importantes na avaliação de tal comunidade, especialmente as registradas na área marinha das Unidades de Conservação APA Costa das Algas e REVIS Santa Cruz. Além disto, pesquisas realizadas por ICMBio (2016), FAURG (2016) e a Rede Rio Doce Mar (RRDM/FEST/UFES, 2019) também verificaram a concentração de Elementos Potencialmente Tóxicos (EPTs) tanto na água quanto no zooplâncton desta região.

Com a avaliação dos fatores utilizados para descrição da comunidade zooplanctônica, foi possível observar danos quanto à alteração na composição específica do zooplâncton e à alteração na densidade dos organismos zooplanctônicos. Foram elencadas espécies representativas (muito frequente e/ou abundante) de Copepoda as quais tiveram sua ocorrência comparada entre os períodos pré-desastre e pós-desastre. Especificamente no ponto amostral localizado no interior das UCs próximo à foz do rio Piraquê Açu, espécies representativas (muito frequente e/ou abundante) de Copepoda durante o pré-desastre foram observadas, como *Euterpina acutifrons*, *Oithona hebes*, *Onychocorycaeus giesbrechti* entre outras (Figura 129).

Figura 129 – Espécies representativas de Copepoda: A) *Euterpina acutifrons*; B) *Onychocorycaeus giesbrechti*.



Fonte: (A) Worms – World Register of Marine Species (2019);
(B) Instituto de biologia da UFRJ (2019).

As espécies *E. acutifrons*, *O. hebes* e *O. corycaeus* tiveram suas maiores densidades durante o período seco (julho de 2018) e por outro lado, as menores densidades durante o período chuvoso (fevereiro de 2019), quando comparadas com as densidades dos demais pontos amostrais, independente do compartimento a qual pertencem.

Avaliando a associação entre os pontos amostrais na região costeira (agrupamento de Cluster) foi possível observar que o ponto localizado dentro da REVIS Santa Cruz (C12) ficou associado aos pontos próximos à foz do rio Doce (<4 quilômetros da foz do rio Doce), localizados até a isóbota de 20 metros. Isto sugere que a ocorrência de espécies representativas e a comunidade zooplânctônica destas UCs é influenciada pelos aportes de água e sedimentos continentais, no caso o rio Doce e o rio Piraquê-açu.

Considerando o aumento na concentração de EPTs na comunidade zooplânctônica (RRDM/FEST/UFES, 2019), a região destas UCs teve maiores concentrações de metais no pós-desastre (e.g. Fe, As e Cd) quando comparadas com as do pré-desastre, assim como a região da foz do rio Doce. O zooplâncton da APA Costa das Algas e do REVIS Santa Cruz apresentou os maiores níveis de estresse oxidativo quando comparado com o de outras áreas avaliadas pela Rede Rio Doce Mar (RRDM/FEST/UFES, 2019), representando então local crítico para este risco ambiental.

2.7.2.5 Monitoramento da comunidade bentônica de fundos inconsolidados

Duas estações de coletas de Bentos de Fundos Inconsolidados estão localizadas na área da APA Costa das Algas e REVIS Santa Cruz. A primeira localiza-se na região marinha e foi denominada de C12 e a segunda trata de um ambiente de praia localizada na Praia da Balsa no Balneário de Santa Cruz (Estação BS2).

Na estação C12 a fauna bêntica foi caracterizada basicamente por moluscos, poliquetas, nemertíneos e crustáceos. O fundo de algas calcárias dessa região abriga inúmeras espécies de invertebrados marinhos por ser um ambiente altamente produtivo. Tanto o número de taxa como a abundância durante o período chuvoso foram um dos mais altos dentre as estações amostradas no presente estudo. Contudo, quando comparadas com os estudos realizados anteriormente ao desastre apresentaram valores muito inferiores demonstrando influência do desastre na comunidade bêntica local.

Nenhum estudo anterior ao desastre havia sido realizado na Praia da Balsa (ES). Os resultados mostraram baixo número de taxa nesta localidade quando comparado com outras praias da região sul do litoral do Espírito Santo (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2019e). Além disso, Bianchini et al. (2019) verificaram contaminação de organismos bênticos de praias e indicaram que os metais associados ao desastre do rompimento da barragem de Fundão ainda se encontram disponíveis para assimilação pelos organismos como poliquetas, anfípodos, isópodos e decápodos. Os autores observaram danos fisiológicos nos organismos e contaminação por EPTs.

Unidades de Conservação de uso sustentável como APA tem como princípio realizar o ordenamento do uso do solo, e desta forma, regular atividades com grande potencial de degradação. São estabelecidas em áreas estratégicas para conservação da biodiversidade e muitas vezes constituem-se por áreas particulares onde, seguindo as exigências legais, compatibilizam os objetivos da unidade com a utilização da terra e dos recursos naturais do local pelos proprietários. Estas áreas protegem a flora e a fauna do fundo marítimo, a vegetação costeira e os manguezais. Nestes ambientes naturais a pesca artesanal, o turismo e a pesquisa são atividades valorizadas.

Os resultados apresentados demonstraram que os sedimentos e a água possuem níveis significativos de EPTs disponíveis para assimilação, o que foi verificado pelo estresse oxidativo observado nas espécies do zooplâncton. O fitoplâncton e o zooplâncton são recursos alimentares para inúmeras espécies do ambiente costeiro. Desta forma, o desastre também afetou o objetivo de criação destas UCs, especialmente pela presença de EPTs que contaminam os organismos e diminuem a qualidade dos recursos pesqueiros explorados nestes locais.

2.7.3 ACOMPANHAMENTO DOS DANOS A RESERVA DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL MUNICIPAL (RDSM) PIRAQUÊ-AÇU E PIRAQUÊ-MIRIM

2.7.3.1 Introdução

A Reserva Ecológica dos Manguezais Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim criada pelo Decreto Municipal nº 994, de 1986, e recategorizada em 2013 pela Lei Municipal nº 3739, que altera a categoria da unidade para Reserva de Desenvolvimento Sustentável municipal Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim, tem como objetivos de conservação: proteger, em estado natural, o manguezal e os ambientes associados, quais sejam, mata ciliar, apicum e o meio aquático; preservar a natureza e, ao mesmo tempo, assegurar as condições e os meios necessários para a reprodução e a melhoria dos modos e qualidade de vida e exploração de recursos naturais das populações tradicionais, bem como valorizar, conservar e aperfeiçoar o conhecimento e as técnicas de manejo do ambiente desenvolvidos por estas populações; proteger a fauna e a flora nativas, especialmente as endêmicas, raras, em perigo, ameaçadas de extinção migratórias e visitantes, inclusive a comunidade de cetáceos e quelônios; proteger os criadouros de inúmeras espécies anádromas e catádromas que procuram os manguezais para descanso, desova e alimentação; propiciar atividades de pesquisa científica e de monitoramento ambiental condizentes com uma reserva de desenvolvimento sustentável; desenvolver com a população do entorno da reserva do desenvolvimento sustentável municipal Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim atividades de educação ambiental, visando a compreensão e o respeito pela Unidade de Conservação como área protegida e a necessidade de sua preservação; integrar os ativos desta unidade às demais unidades existentes em

seu entorno, sejam municipais, estaduais, federais e/ou privadas, buscando sinergia e complementaridade dos esforços de preservação ambiental; promover melhores padrões da qualidade das águas; viabilizar o uso social, turístico, recreativo e esportivo, com fidelidade ao conceito de sustentabilidade e atender aos demais objetivos da unidade, respeitando princípios técnicos e legais, a fim de diminuir os níveis de poluição e demais formas de degradação ambiental.

2.7.3.2 Monitoramento do Zooplâncton

Na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Municipal (RDSM) Piraquê-açu e Piraquê-mirim estão localizadas duas estações de coletas de Zooplâncton. A C10 está localizada na entrada da região estuarina no infralitoral em frente ao balneário de Santa Cruz e a segunda em áreas de manguezais (BS5).

A estação C10 apresentou 25 táxons característicos de região estuarinas. O Cephalocordata *Branchiostoma caribaeum* (Figura 130) foi o táxon dominante na C10, espécie típica de áreas com grande conteúdo orgânico, como é o caso da saída do estuário do Piraquê-açu. Os maiores valores médios do número de taxa, abundâncias e diversidade na estação C10 estão relacionados com a maior heterogeneidade das frações granulométricas do sedimento, teores de cálcio e conteúdo orgânico disponível para os animais.

Figura 130 – Imagem da espécie *Branchiostoma caribaeum*.



Foto: Lactec.

A contaminação dos organismos na estação C10 pode ser constatada pela análise dos organismos marinhos e dos manguezais que utilizam os estuários em parte do desenvolvimento biológico ou durante seu ciclo de vida. Entretanto, como não havia literatura de linha base para a comparação desse dano entre os tempos pré e pós desastre não foi possível relacionar os valores encontrados com o desastre da barragem de Fundão.

As alterações nos valores dos índices ecológicos da macroinfauna bêntica dos manguezais da RDSM não puderam ser atribuídas ao desastre já que foram verificadas variações na estrutura das comunidades em localidades distintas dentro desta UC. Contudo, mesmo que não tenha sido verificada alteração na densidade dos caranguejos de mangue após o desastre, Bianchini et al. (2019b) constataram níveis elevados de metais em todos os tecidos dos caranguejos analisados. Assim, é possível afirmar que os recursos pesqueiros locais estão contaminados o que impacta na saúde das populações que consomem estes caranguejos, ostras e mexilhões.

Os dados apontaram a presença de níveis elevados de metais no tecido de caranguejos do manguezal desta UC. Assim, objetivos de sua criação como a melhoria da qualidade da água e exploração de recursos naturais pelas populações tradicionais foram comprometidos.

2.7.4 ACOMPANHAMENTO DOS DANOS NA REVIS SANTA CRUZ, APA COSTA DAS ALGAS, RESEX CASSURUBÁ, APA DA COSTA DA BALEIA/ABROLHOS E PARNAM DOS ABROLHOS COM ÊNFASE NOS CETÁCEOS

Em relação aos cetáceos, os dados levantados no diagnóstico mostraram a ocorrência de espécies ameaçadas em Unidades de Conservação (UCs) afetadas pelo rompimento da barragem de Fundão em todas áreas protegidas que abrangem regiões marinhas, como a REVIS Santa Cruz, APA Costa das Algas, Reserva Extrativista (RESEX) Cassurubá, APA da Costa da Baleia/Abrolhos e Parque Nacional Marinho (PARNAM) dos Abrolhos. Destaca-se a presença do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) e da toninha (*Pontoporia blainvillei*), que constam na lista brasileira de fauna ameaçada de extinção e cujos habitats estuarinos são críticos para suas atividades vitais (Figura 131).

Figura 131 – Filhote de boto-cinza (*Sotalia guianensis*) com a mãe na costa das algas.



Foto: Lactec.

Resultados da modelagem de nicho indicam que houve uma diminuição da qualidade de habitats costeiros ocupados pelo boto-cinza após o desastre, em uma ampla região rasa do Banco dos Abrolhos no sul da Bahia e norte do Espírito Santo. A perda da adequabilidade ambiental para esta espécie ameaçada incluiu áreas dentro de UCs como a REVIS Santa Cruz, APA Costa das Algas, APA da Costa da Baleia/Abrolhos e PARNAM dos Abrolhos.

Outro problema para os pequenos cetáceos costeiros como a toninha e o boto-cinza, relacionado à perda da qualidade do habitat é a contaminação química, pois se alimentam principalmente de peixes estuarinos e que vivem próximo do substrato marinho. Esta contaminação ao longo da cadeia trófica pode se dar ao longo de um período de várias décadas, especialmente porque os cetáceos são organismos de vida longa. Estudos realizados apontaram a presença de diversos EPTs em tecidos de botos-cinza encalhados na região da foz do rio Doce, incluindo carcaças encontradas em diversas UCs, como a REBIO de Comboios, ARIE do Degredo e APA Conceição da Barra.

2.7.5 CONCLUSÕES

Os danos diagnosticados decorrentes do desastre do rompimento de Fundão para os componentes físicos, químicos, biológicos apresentados aqui neste relatório, evidenciam os diferentes tipos de alterações provocados nas Unidades de Conservação e outras Áreas Naturais Protegidas avaliadas e presentes na região costeira e marinha deste estudo.

O dano em sua maioria foi classificado como pouco grave, tendência a estar estabilizado e sendo reversível no diagnóstico de danos. O termo estabilizado, no entanto, foi revisto pela equipe durante as discussões para esse relatório. A influência do desastre sobre as UCs e ANPs está diretamente atrelada ao evento temporal da passagem da onda de lama ao longo da extensão destas áreas naturais protegidas. Nesse sentido, é razoável presumir que o dano ocorrido nas UCs e ANPs possa ser considerado um dano cessado, embora seus efeitos ainda não tenham sido totalmente revertidos, uma vez que o rejeito remanescente na calha do rio Doce continua sendo despejado no oceano, bem como na faixa costeira.

Os elementos potencialmente tóxicos (EPTs) presentes, por exemplo, na água marinha, nos estuários e no sedimento, disponibilizados em virtude do desastre, podem causar consequências gravíssimas e irreversíveis na biota e nos ecossistemas preservados nestas UCs (como, por exemplo, bioacumulação, biomagnificação e comprometimento da saúde de organismos de fauna e flora, emigração e/ou imigração de espécies, redução de populações, mudança da qualidade do habitat, entre outros). Estas UCs afetadas pelo desastre desempenham papel de extrema importância para a manutenção da qualidade ambiental desta região. Elas são responsáveis pela proteção de ecossistemas únicos no litoral capixaba, com ocorrência de espécies endêmicas, biologicamente raras e ameaçadas de extinção em diversos níveis, inclusive mundial.

Ademais, são locais também reconhecidos pela sua importância para diferentes comunidades tradicionais e que detinham grande valor cultural. Recursos pesqueiros locais foram comprometidos, como é o caso constatado na região da RDSM Piraquê-açu e Piraquê-mirim e isto afetou diretamente as populações de pescadores artesanais e povos indígenas que utilizam esta UC para a extração de caranguejos, ostras e mexilhões para o consumo de suas famílias.

3 ESTUÁRIOS

Os estuários avaliados nesse estudo foram os do rio Doce e do rio Piraquê. A foz do rio Piraquê é formado pela confluência dos rios Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim, e encontra-se no chamado Litoral Sudeste, que inicia na margem direita (ou sul) do rio Doce. Ao norte do rio Doce encontra-se um conjunto de lagoas que compõe vários vales fluviais (MMA, 2018). Dessas lagoas, apenas a lagoa ou laguna Monsarás apresentou características salobras, pelo menos em algum período estudado, e dessa forma os resultados desse ambiente estão também apresentados neste capítulo (Figura 132).

Figura 132 – Área de estudo para os estuários.



Execução: Lactec.

A seguir são descritos os resultados do acompanhamento dos danos do rompimento da barragem de Fundão sobre a **qualidade das águas** e sobre as comunidades biológicas frequentemente utilizadas como bioindicadores: o fitoplâncton e o zooplâncton, aqui tratados como **comunidades planctônicas**. De forma semelhante foram elencados danos relativos à **qualidade dos sedimentos** e na fauna associada, as **comunidades bentônicas**. Na sequência são apresentados os danos sobre a **ictiofauna**.

Para este ambiente também foi estudado o **ictioplâncton**, entretanto, os resultados obtidos até o momento não permitem a caracterização de danos advindos do desastre da Samarco. Assim, os resultados para essa área temática são apresentados no capítulo 6, item 6.1.2.

3.1 DANOS À QUALIDADE DAS ÁGUAS

Logo antes de atingir a região marinha, a lama de rejeitos minerários atingiu o estuário do rio Doce, também no dia 21/11/2015, alterando os aspectos qualitativos das águas na região costeira (CPRM, 2016). Nesse contexto, em Brasil (MPF)/ Lactec (2020e), foram identificados os seguintes danos à qualidade das águas do estuário do rio Doce: aumento na concentração de sólidos, redução das concentrações de oxigênio dissolvido e o aumento da concentração de Elementos Potencialmente Tóxicos (EPTs). Neste estudo, também foram avaliadas as alterações na qualidade das águas do estuário do rio Piraquê-açu e da lagoa Monsarás, porém não foi possível associar diretamente as alterações verificadas ao desastre, devido à falta de dados de linha base nestes ambientes.

Em Brasil (MPF)/ Lactec (2020e), os danos de aumento de concentração de sólidos e de EPTs na água foram classificados como gravíssimos com tendência à redução com o passar dos anos no estuário do rio Doce. Conforme demonstrado no relatório supracitado, o estuário do rio Doce se recuperou do dano relacionado à redução das concentrações de oxigênio dissolvido, de modo que este dano foi considerado como cessado e não foi abordado neste relatório.

Assim, tal como realizado no relatório de Diagnóstico dos Danos na Zona Costeira e Marinha (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020e), foi dada sequência à comparação de dados entre o período de linha-base e pós-rompimento com dados até dezembro/2019 a fim de se verificar as condições da qualidade da água no estuário do rio Doce. Já as alterações na qualidade das águas da lagoa Monsarás e do estuário do rio Piraquê-açu foram avaliadas apenas de forma qualitativa.

3.1.1 METODOLOGIA

Para avaliar a manutenção dos resultados obtidos para os danos relacionados ao aumento das concentrações de sólidos e EPTs na água em Brasil (MPF)/ Lactec (2020c), foi incorporado, à análise anterior, o conjunto de dados referente ao ano de 2019 (janeiro a dezembro). Para o ano de 2019, foram avaliados dados de monitoramento de qualidade de água do Lactec, da Fundação Renova e da Rede Rio Doce Mar (RRDM), sendo que sua utilização se deu do mesmo modo como realizado no estudo supracitado.

Nos três ambientes de transição, os dados primários avaliados foram originados pelo Lactec em três campanhas de monitoramento para a coleta de amostras de água: em julho/2018, fevereiro/2019 e setembro/2019. As estações avaliadas, o método de coleta e análise foram os mesmos utilizados no diagnóstico de danos na zona costeira (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020c).

A localização das estações amostrais é apresentada na Figura 132 e os laudos da campanha de junho/2018 encontram-se no Apêndice K do 2º Relatório Parcial de Resultados (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2019e) e os laudos de 2019 foram disponibilizados no Apêndice do Parecer técnico nº 33 sobre a Avaliação da Qualidade da Água da bacia do rio Doce e da região costeira adjacente realizada pelo Lactec entre os anos de 2018 e 2020 (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2021)

Quanto aos dados secundários, além das fontes de dados avaliadas no diagnóstico de danos, no presente documento foram avaliados também os dados brutos gerados pela Rede Rio Doce Mar (RRDM/FEST/UFES, 2019) no estuário do rio Doce e na lagoa Monsarás, entre outubro/2018 e setembro/2019, que foram fornecidos pela Câmara Técnica de Biodiversidade no âmbito do Comitê Interfederativo – CIF. A localização das estações amostrais referentes aos dados secundários avaliados é apresentada na Figura 133, onde pode ser visualizada, também, a compartimentalização dos ambientes avaliados. As estações amostrais que representam cada compartimento podem ser visualizadas na Tabela 37. Ressalta-se que a estação RDO-16 da Fundação Renova corresponde a uma estação de monitoramento automática, onde a turbidez da água é avaliada continuamente (a cada hora), sendo que para a presente avaliação foi utilizado o valor médio diário das medições de turbidez, ou seja, para cada dia se tem uma observação de turbidez na estação RDO-16 correspondente ao valor médio de todos os registros daquele dia.

Os resultados da avaliação dos danos quanto a alterações na qualidade da água foram apresentados em relação às condições de linha-base (anterior ao desastre), consolidadas em Brasil (MPF)/ Lactec (2020e), e entre diferentes janelas temporais após o desastre. A segmentação temporal utilizada para os ambientes estuarinos foi a mesma da região marinha, conforme descrito no item 2.1.1.

Tabela 37 – Estações amostrais em cada compartimento do ambiente estuarino.

Compartimento	Estações de Monitoramento				
	Lactec	Renova - Emergencial	Renova PMQQS	Outras Instituições	RRDM
Compartimento 4-A	C1, C2	P5-Renova, P5-IEMA, RDC-74, RDC-75	ERD-01, RDO-16	Variado	E22, E26
Compartimento 4-B	L6, L7	ES-M1, ES-M2	LMN-01, LMN-02	IEMA	E25, E25A
Compartimento 4-C	C10	-	EPA-01, EPA-02	-	-

Figura 133 – Compartimentalização do ambiente estuarino e principais pontos de monitoramento da qualidade das águas avaliados em cada compartimento.



Execução: Lactec.

Com exceção da incorporação dos dados obtidos no monitoramento da RRDM, a metodologia de análise dos danos e sua evolução permaneceu a mesma, sendo que o seu detalhamento se encontra em Brasil (MPF)/ Lactec (2020e). Na sequência, são elencados os principais pontos da metodologia adotada.

A avaliação de danos à qualidade da água no estuário do rio Doce foi realizada a partir de diferentes indicadores, conforme indicado na Tabela 38.

Tabela 38 – Indicadores dos danos à qualidade da água.

Danos	Indicadores
Aumento das concentrações de sólidos na água	Valor de turbidez (NTU)
Aumento das concentrações de elementos potencialmente tóxicos – EPTs na água	Concentração de alumínio dissolvido, arsênio total, cádmio total, chumbo total, cobre dissolvido, cromo total, ferro dissolvido, manganês total, níquel total, zinco total (mg/L)

Para o estuário do rio Piraquê-açu (Compartimento 4-C) e da lagoa Monsarás (Compartimento 4-B), as alterações da qualidade das águas nestes ambientes foram avaliadas qualitativamente, tendo em vista a inexistência de dados pretéritos que viabilizassem uma análise aprofundada da ocorrência de eventuais danos oriundos da chegada da pluma de sedimentos nestes ambientes, bem como da magnitude destes danos. Desta forma, estas áreas foram caracterizadas quanto a sua qualidade

ambiental através dos indicadores da Tabela 38, tendo como referência os padrões de qualidade da resolução CONAMA Nº 357/2005 para águas salobras (classe 1).

Para o estuário do rio Doce, visando a mensuração dos danos, cada um dos dados do período pós-desastre foi classificado de acordo com as categorias apresentadas na Tabela 39. A classificação ocorreu para os dados de cada um dos indicadores (Tabela 38) e para cada uma das estações de monitoramento avaliadas (Tabela 37), sendo que a qualidade da água varia no sentido de que dados pós-desastre classificados na “categoria A” indicam uma condição melhor da água enquanto dados classificados na “categoria C” indicam uma condição pior.

Tabela 39 – Categorias de classificação dos dados de qualidade da água.

Categoria de classificação dos dados	Descrição
Categoria A	Valores de acordo com os limites da classe 1 da Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salobras e dentro da variação histórica pré-desastre;
Categoria B	Valores de acordo com a variação histórica pré-desastre, mas que não atenderam aos limites da classe 1, ou então, valores que extrapolaram a variação histórica pré-desastre, mas que atenderam aos limites da classe 1;
Categoria C	Valores em desacordo com os limites da classe 1 da Resolução CONAMA Nº 357/2005 para águas salobras e que extrapolaram a variação histórica pré-desastre.

Após essa classificação inicial dos dados, a metodologia para a classificação dos danos e posterior definição da tendência de evolução foi a mesma utilizada no ambiente marinho, conforme descrito no item 2.1.1.

3.1.2 ESTUÁRIO DO RIO DOCE

3.1.2.1 Aumento da concentração de sólidos na água

Cada um dos dados de turbidez pós-desastre até 2019 foi classificado de acordo com as categorias A, B e C e são apresentados na Figura 134. Os dados foram classificados considerando o valor máximo histórico de turbidez registrado na região estuarina do rio Doce (480 UNT) e também o valor referente ao terceiro quartil (75%) dos registros históricos (69 UNT) visto que não existem padrões nacionais para turbidez em águas salobras estabelecidos na legislação nacional e nem referencial bibliográfico para estes ambientes.

Foram registrados dados na Categoria C, referentes a valores acima dos limites supracitados, principalmente pela estação automática RDO-16 da Fundação Renova, localizada próxima à foz do rio Doce. Neste local, a turbidez da água é avaliada continuamente (a cada hora) por um equipamento que realiza leituras de modo automático, sendo que para a presente avaliação foi utilizado o valor médio diário das medições de turbidez, ou seja, para cada dia se tem uma observação de turbidez na estação RDO-16 correspondente ao valor médio de todos os registros daquele dia. Desta maneira, há um maior número de observações do que as obtidas convencionalmente, com leituras menos frequentes. Foi observada uma manutenção da proporção de dados nesta categoria entre os anos de 2018 e 2019,

sendo os maiores níveis de turbidez registrados em novembro de 2019 (797 NTU) e janeiro de 2019 (745 UNT), durante o período chuvoso.

Todos os dados classificados na categoria C e a maior parte dos dados classificados na categoria B foram registrados durante meses da estação chuvosa no ano de 2019, seguindo o padrão dos períodos anteriores, onde os dados mais elevados de turbidez do estuário do rio Doce estavam associados a eventos de chuva.

Para a avaliação da tendência de evolução do dano em relação ao aumento das concentrações de sólidos, realizou-se o cálculo das proporções entre as categorias A, B e C para cada um dos compartimentos e períodos pós-desastre, considerando apenas os dados da Fundação Renova e do Lactec, conforme descrito na metodologia. De acordo com a Figura 135, em 2019 houve um aumento da proporção da categoria A no estuário do rio Doce, mostrando que, no referido ano, um maior número de dados esteve de acordo com o valor referente ao terceiro quartil (75%) dos registros históricos pré-desastre (69 UNT) e ao máximo histórico pré-desastre (480 UNT). Quanto aos dados na categoria B, também se observou uma diminuição das proporções entre os anos de 2018 (26,6%) e 2019 (16,4%), evidenciando que um maior número de dados esteve abaixo do valor máximo histórico e acima do valor referente ao terceiro quartil (75%) dos registros históricos pré-desastre.

De acordo com os resultados de turbidez apresentados, a partir da metodologia proposta, considera-se que o dano com relação ao aumento da concentração de sólidos na água continua tendendo a reduzir e que não está cessado, pois ainda são encontrados dados acima dos limites propostos e, devido à possibilidade de eventos de cheia intensa remobilizarem os rejeitos depositados no leito e nas margens do rio Doce e reservatórios, considera-se que o dano é parcialmente reversível.

Figura 134 – Variação dos níveis e classificação dos dados de turbidez no estuário do rio Doce ao longo dos períodos avaliados.

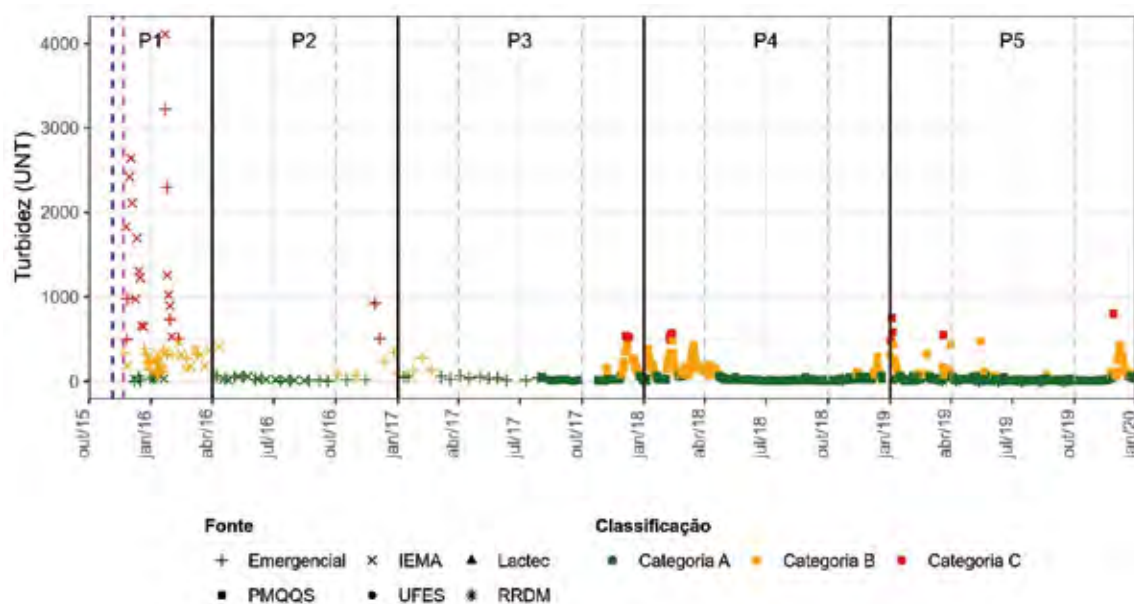
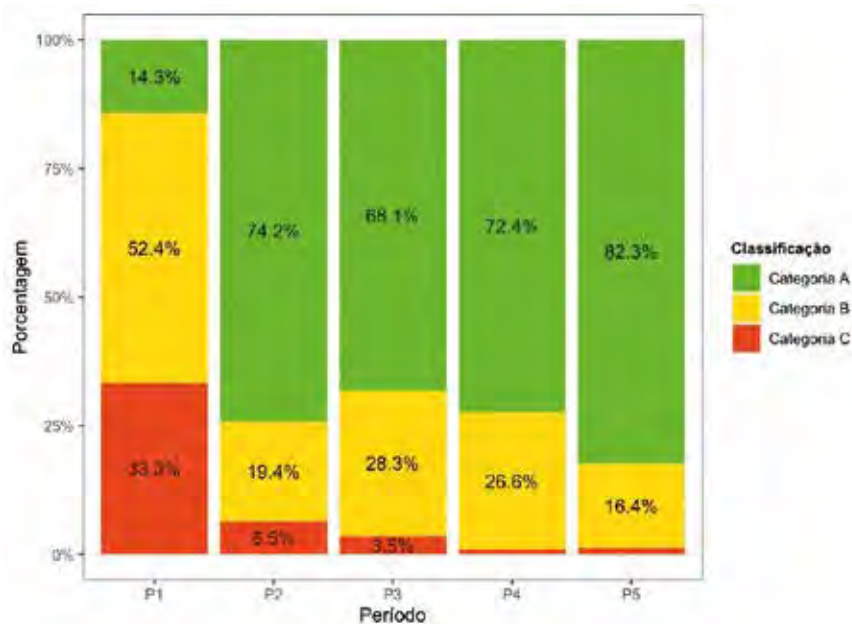


Figura 135 – Tendência das alterações para a turbidez na região estuarina do rio Doce.

3.1.2.2 Aumento das concentrações de elementos potencialmente tóxicos - EPTs na água

3.1.2.2.1 Alumínio dissolvido

Para a avaliação da tendência de evolução deste indicador em relação ao aumento das concentrações de EPTs, realizou-se o cálculo das proporções entre as categorias A, B e C para cada um dos compartimentos e períodos pós-desastre, considerando apenas os dados da Fundação Renova e do Lactec, conforme descrito na metodologia. Conforme pode ser visualizado na Figura 136, em 2019 (P5), foi possível verificar uma diminuição do percentual de dados na Categoria A em relação a 2018 (P4), mostrando que, no referido ano, um menor número de dados atendeu ao limite legislado (0,1 mg/L) e/ou esteve de acordo com a variação histórica pré-rompimento (0,177 mg/L).

Foi possível observar que, em 2019, houve um aumento na proporção da categoria B em relação a 2018, de 6,2% para 10,7% de dados nessa categoria, e na proporção e dados na categoria C também de 12,5% para 14,3%. Foram registrados dados nas categorias B e C tanto nas amostras avaliadas pela Fundação Renova quanto pela Rede Rio Doce Mar. Entretanto, foi possível verificar um aumento dos percentuais de dados na categoria A no último ano em comparação com os percentuais do período logo após a chegada da pluma de rejeitos a região costeira (P1), o que indica uma tendência de diminuição da frequência de concentrações de alumínio dissolvido acima dos máximos históricos ou do CONAMA em relação ao período mais próximo do desastre.

Foram registrados dados na categoria C apenas nos meses que fazem parte do período chuvoso, sendo que todos os dados nesta categoria foram registrados pelo PMQQS da Fundação Renova. Os dados na categoria C correspondem a concentrações que superaram ambos os limiares supracitados. A concentração máxima de alumínio dissolvido registrada em 2019 (0,395 mg/L) foi bastante inferior à concentração máxima registrada no período logo após o desastre (5,63 mg/L), evidenciando que,

embora ainda sejam verificados dados acima dos limites legislados e dos máximos históricos a magnitude das concentrações de alumínio dissolvido está diminuindo com o passar dos anos.

Figura 136 – Tendência das alterações para o alumínio dissolvido na região estuarina do rio Doce.

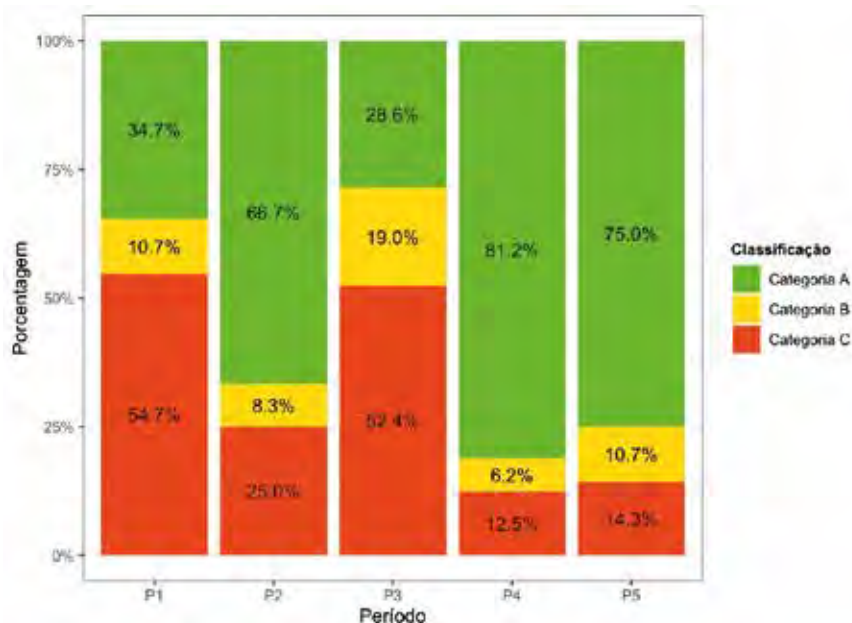
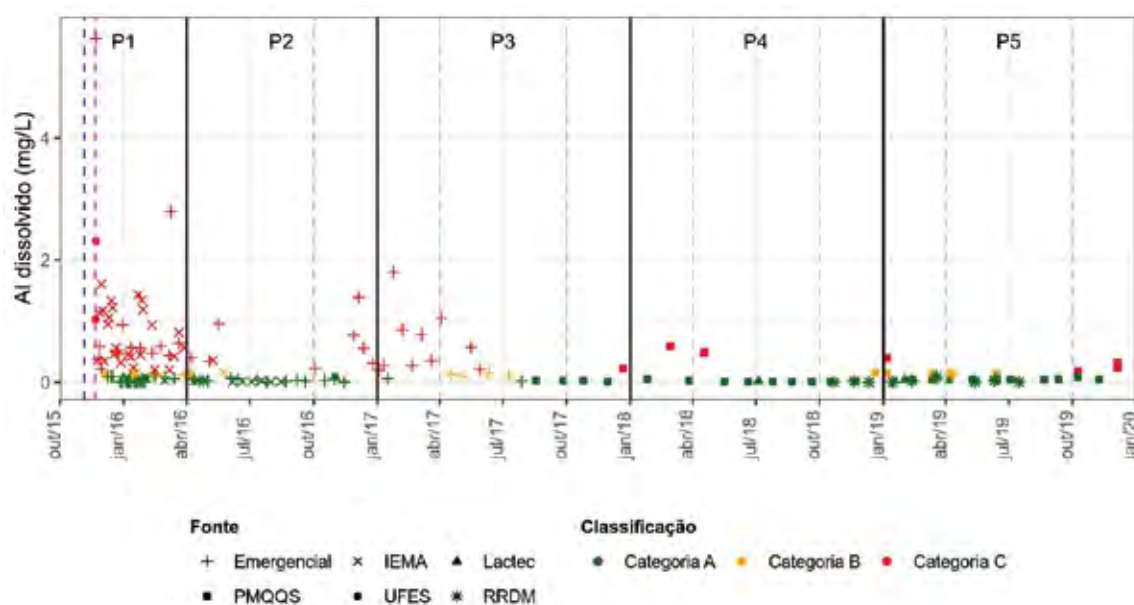


Figura 137 – Variação das concentrações e classificação dos dados de alumínio no estuário do rio Doce ao longo dos períodos avaliados.



3.1.2.2.2 Arsênio total

De acordo com a Figura 138, no ano de 2019 (P5), houve uma manutenção da proporção da categoria A no estuário do rio Doce em relação ao ano de 2018, evidenciando que, em ambos os anos 100% dos dados estiveram de acordo com a classe 1 da resolução CONAMA nº 357/2005 (0,01 mg/L) e abaixo do valor máximo histórico da variável registrado no local (0,0305 mg/L).

Conforme pode ser visualizado na Figura 139, os dados apresentados pelo Lactec, Fundação Renova e RRDm indicam que não estão sendo mais registradas alterações quanto ao indicador arsênio total no estuário do rio Doce em decorrência do desastre. Ressalta-se que, no período avaliado, não foram registradas cheias de grande intensidade no rio Doce, que podem vir a remobilizar o rejeito depositado no fundo do rio e nas margens, e potencialmente aumentar as concentrações deste EPT. Assim, por precaução, faz-se necessária a continuidade do acompanhamento das alterações das concentrações deste indicador.

Figura 138 – Tendência das alterações para o arsênio total na região estuarina do rio Doce.

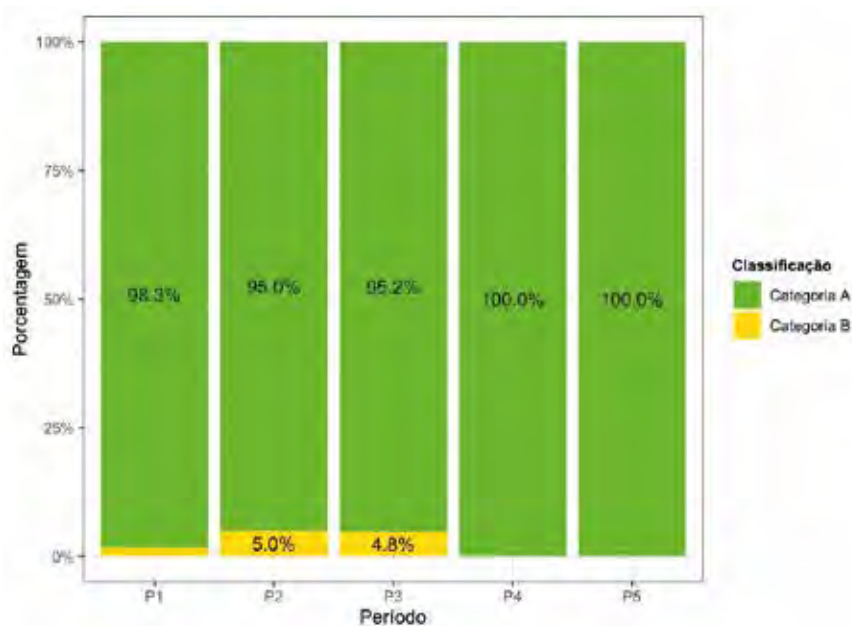
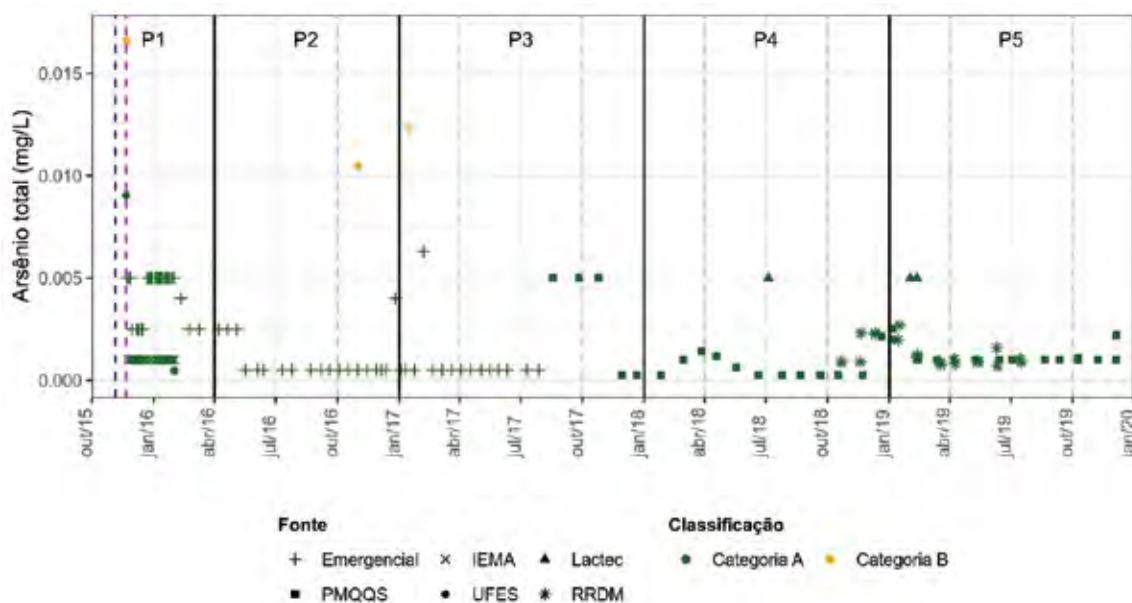


Figura 139 – Variação das concentrações e classificação dos dados de arsênio no estuário do rio Doce ao longo dos períodos avaliados.



3.1.2.2.3 Cádmio total

De acordo com a Figura 140, no ano de 2019 (P5), para o cádmio total houve uma manutenção da proporção da categoria A no estuário do rio Doce em relação ao ano de 2018. Em ambos os anos, 2019 e 2018, 100% dos dados de cádmio total apresentaram concentrações classificadas na categoria A no estuário do rio Doce. A ocorrência de 100% dos dados na categoria A indica que, nos referidos anos, todos os dados estiveram de acordo com a classe 1 da resolução CONAMA nº 357/2005 (0,005 mg/L) e abaixo do valor máximo histórico da variável registrado no local (0,039 mg/L).

Conforme pode ser visualizado na Figura 141, os dados apresentados pelo Lactec, Fundação Renova e RRDM indicam que não estão sendo mais registradas alterações quanto ao indicador cádmio total no estuário do rio Doce em decorrência do desastre. Conforme mencionado anteriormente, devido à ausência de chuvas de cheias de grande intensidade, por precaução, faz-se necessária a continuidade do acompanhamento das alterações das concentrações deste indicador.

Figura 140 – Tendência das alterações para o cádmio total na região estuarina do rio Doce.

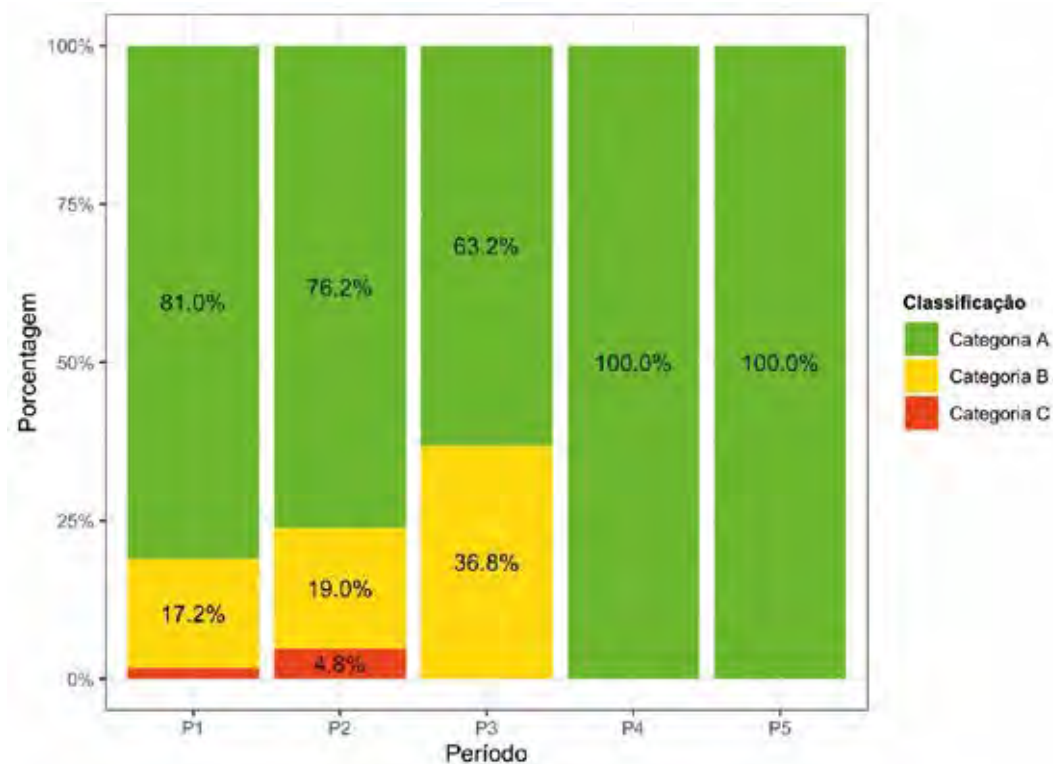
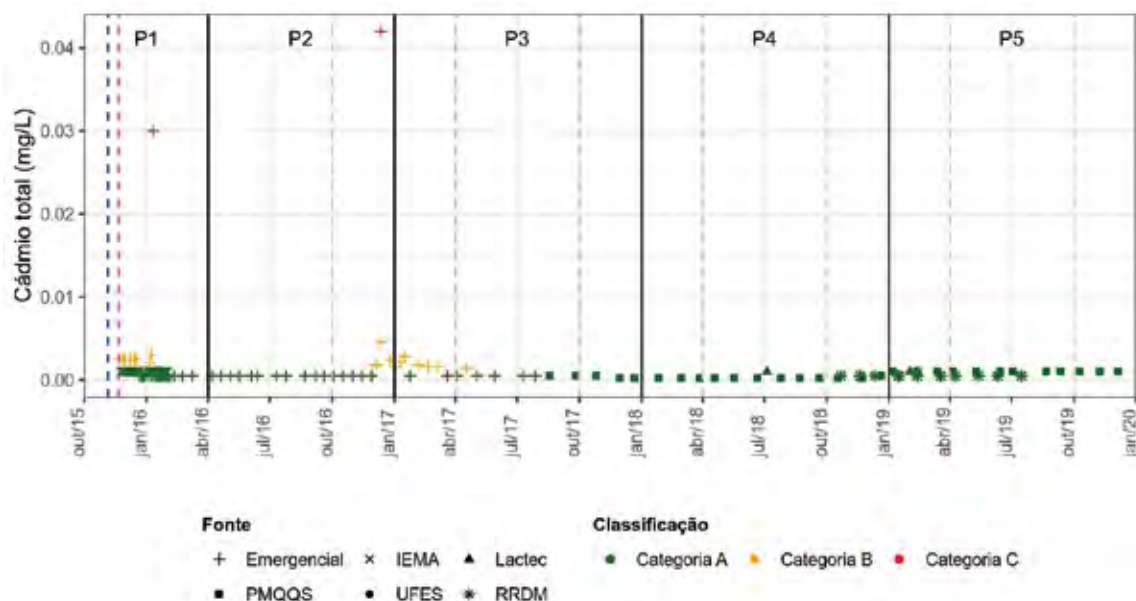


Figura 141 – Variação das concentrações e classificação dos dados de cádmio no estuário do rio Doce ao longo dos períodos avaliados.



3.1.2.2.4 Chumbo total

No ano de 2019 (P5), foi possível verificar uma diminuição do percentual de dados na Categoria A e um aumento do percentual de dados classificados na categoria B no estuário do rio Doce. Entretanto, este aumento de dados na categoria B está relacionado com o limite de quantificação das análises para determinação de chumbo total realizadas pela Fundação Renova no âmbito do PMQQS. O LQ utilizado foi igual ao limite legislado (0,01 mg/L), desse modo, todos os dados provenientes do PMQQS foram classificados na categoria B, conforme pode ser observado na série temporal apresentada na Figura 142.

Assim, a avaliação das diferenças entre as proporções de cada categoria ao longo dos diferentes períodos ficou prejudicada para chumbo total, não sendo possível afirmar se houve, de fato, uma diminuição da proporção e dos dados classificados na categoria A, ou se houve a manutenção de 100% dos dados classificados nesta categoria, conforme observado em 2018 (P4). De qualquer forma, dentre os dados analisados (Figura 143) indicam que, em 2019, não foram observadas concentrações de chumbo classificadas na categoria C no período avaliado.

Figura 142 – Tendência das alterações para o chumbo total na região estuarina do rio Doce.

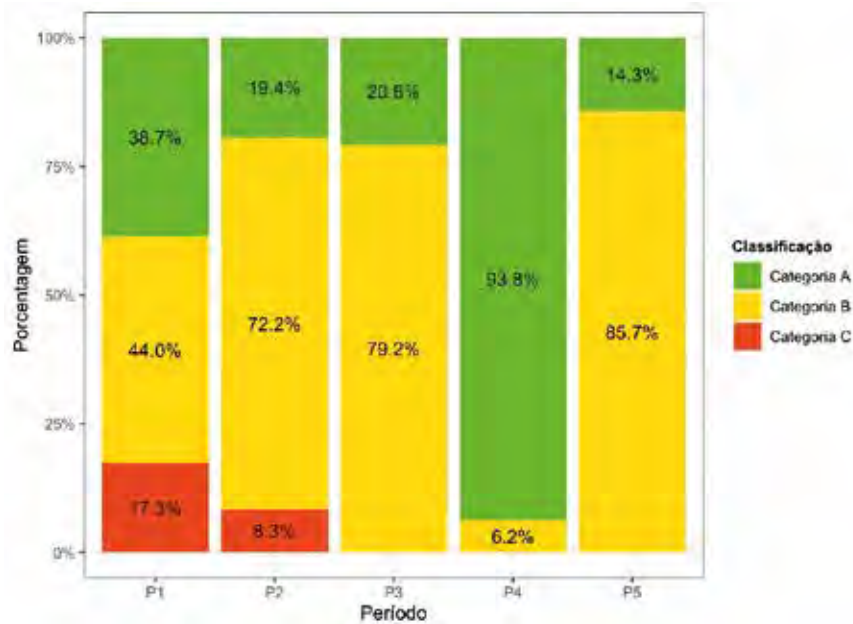
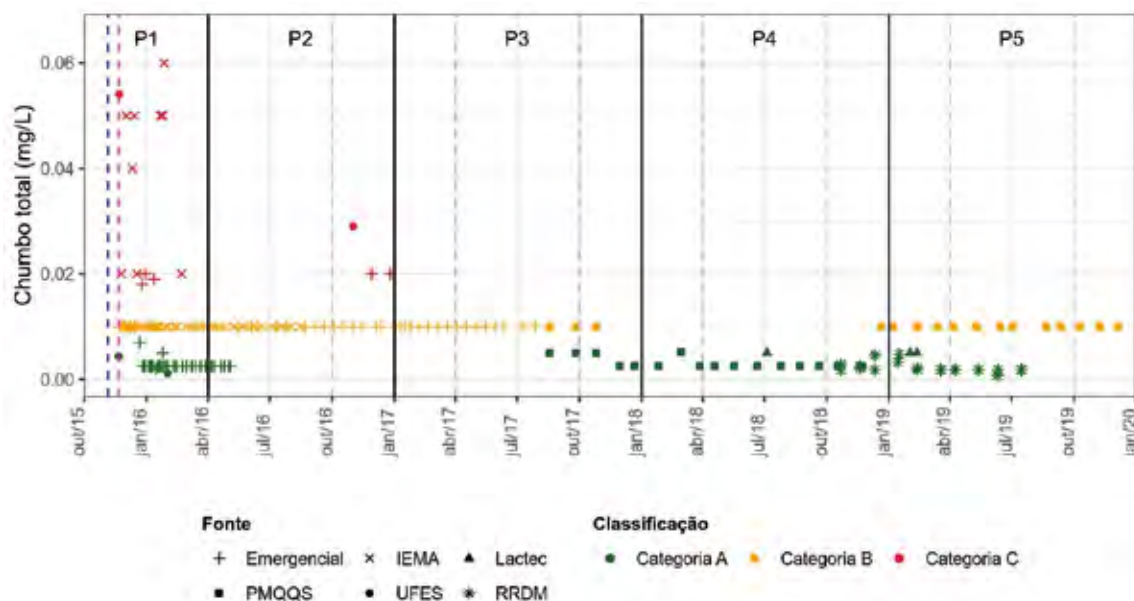


Figura 143 – Variação das concentrações e classificação dos dados de chumbo no estuário do rio Doce ao longo dos períodos avaliados.



3.1.2.2.5 Cobre dissolvido

De acordo com a Figura 144, no ano de 2019 (P5), houve um aumento na proporção de dados de cobre dissolvido na categoria A no estuário do rio Doce em relação ao ano de 2018, evidenciando que, no referido ano, um maior número de dados esteve de acordo com a classe 1 da resolução CONAMA nº 357/2005 (0,005 mg/L) e abaixo do valor máximo histórico da variável registrado no local (0,0175 mg/L). No ano de 2019, 100% dos dados de cobre dissolvido apresentaram concentrações classificadas na categoria A no estuário do rio Doce.

Conforme pode ser visualizado na Figura 145 os dados apresentados pelo Lactec, Fundação Renova e RRDM indicam que em 2019 não foram registradas alterações quanto ao indicador cobre dissolvido no estuário do rio Doce em decorrência do desastre. Ainda, por precaução, faz-se necessária a continuidade do acompanhamento das alterações das concentrações deste indicador.

Figura 144 – Tendência das alterações para o cobre dissolvido na região estuarina do rio Doce.

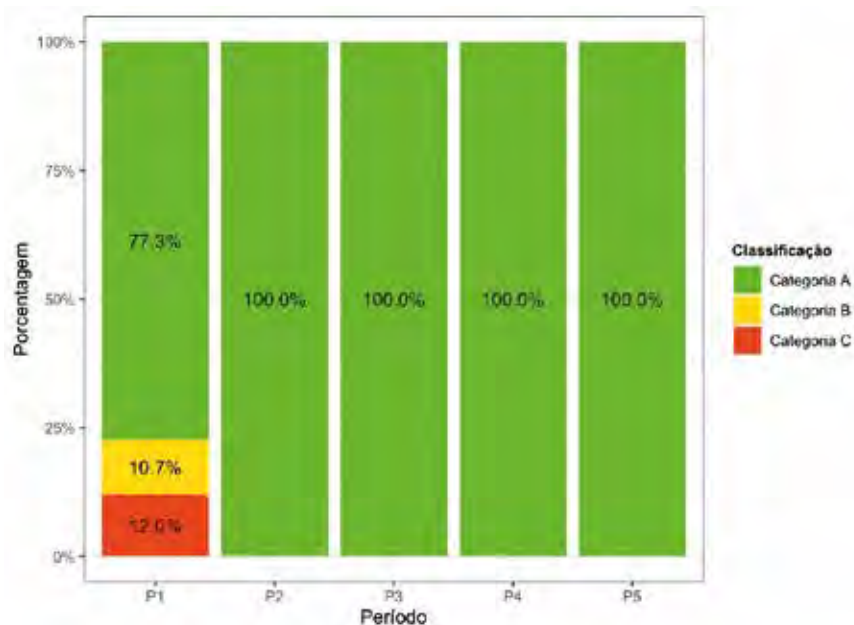
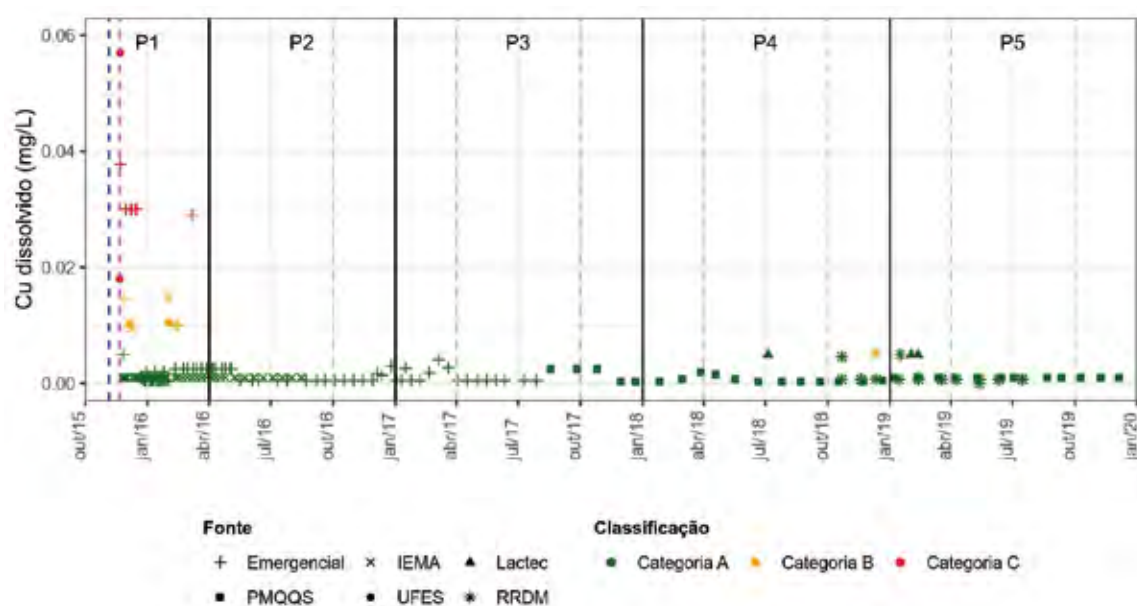


Figura 145 – Variação das concentrações e classificação dos dados de cobre no estuário do rio Doce ao longo dos períodos avaliados.



3.1.2.2.6 Cromo total

De acordo com a Figura 146, no ano de 2019 (P5), para o cromo total houve uma manutenção da proporção da categoria A no estuário do rio Doce em relação ao ano de 2018. Em ambos os anos, 2019 e 2018, 100% dos dados de cromo total apresentaram concentrações classificadas na categoria A no estuário do rio Doce. A ocorrência de 100% dos dados na categoria A indica que, nos referidos anos, todos os dados estiveram de acordo com a classe 1 da resolução CONAMA nº 357/2005 (0,005 mg/L) e abaixo do valor máximo histórico da variável registrado no local (0,039 mg/L).

Conforme pode ser visualizado na Figura 147 os dados apresentados pelo Lactec, Fundação Renova e RRDM indicam que não estão sendo mais registradas alterações quanto ao indicador cromo total no estuário do rio Doce em decorrência do desastre. Conforme apresentado em no Terceiro Relatório Parcial de Resultados (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020i), durante a cheia de 2020 também não foram verificadas alterações para este indicador pelo Lactec. Mesmo assim, por precaução, visto que este indicador demonstrou alterações logo após o desastre, faz-se necessária a continuidade do acompanhamento das alterações das concentrações deste indicador.

Figura 146 – Tendência das alterações para o cromo total na região estuarina do rio Doce.

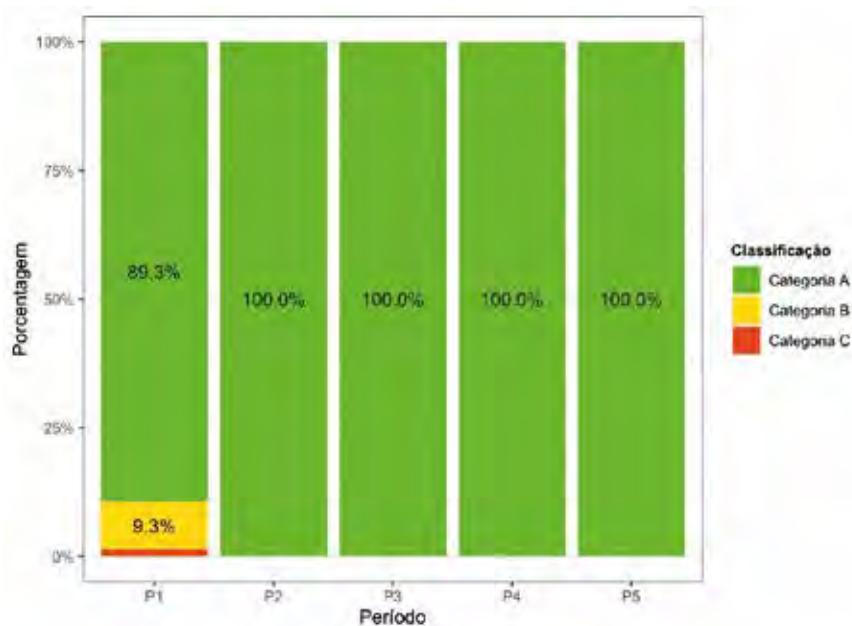
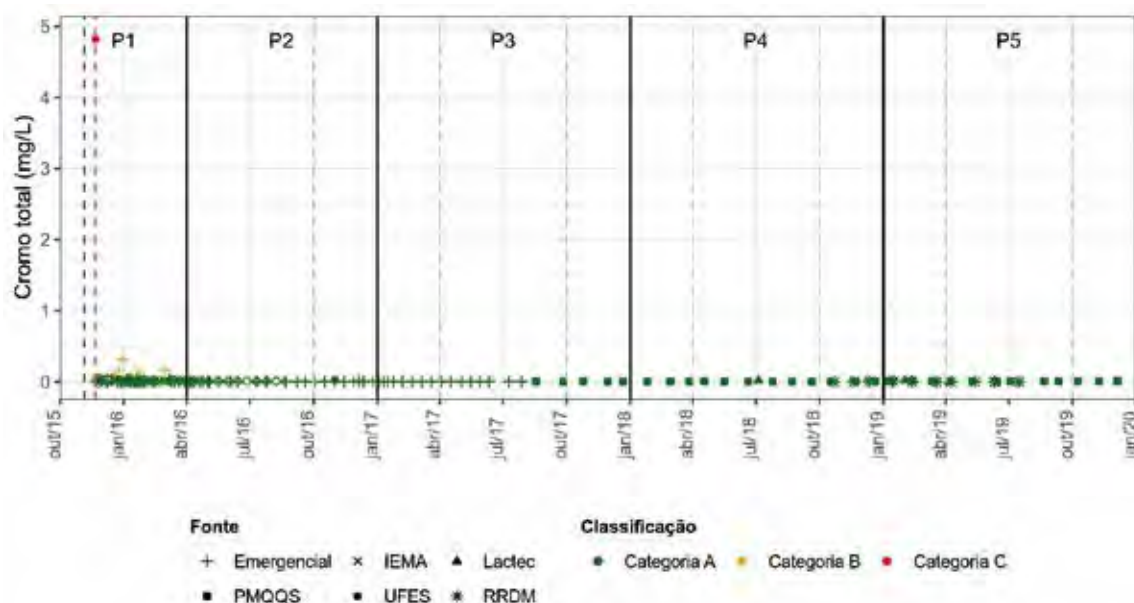


Figura 147 – Variação das concentrações e classificação dos dados de cromo no estuário do rio Doce ao longo dos períodos avaliados.



3.1.2.2.7 Ferro dissolvido

Os dados de ferro dissolvido foram classificados considerando o valor máximo histórico da variável registrado na região estuarina do rio Doce (0,202 mg/L) e de acordo com a classe 1 da resolução CONAMA N°357/2005 para águas salobras (0,3 mg/L). Para a avaliação da tendência de evolução das concentrações deste indicador em relação ao dano de aumento das concentrações de EPTs, realizou-se o cálculo das proporções entre as categorias A, B e C para cada um dos compartimentos e períodos pós-desastre. No ano de 2019 (P5) foi possível verificar uma diminuição do percentual de dados na Categoria A em relação a 2018 (P4) (Figura 148), mostrando que, no referido ano, um menor número de dados atendeu ao limite legislado (0,300 mg/L) e/ou esteve de acordo com a variação histórica pré-rompimento (0,202 mg/L). Houve um aumento principalmente na proporção da categoria B em relação a 2018, de 0% para 10,7% de dados nessa categoria. A proporção de dados na categoria C foi menor em 2019 com relação a 2018: no último ano, foi verificado que 21,4% dos dados está nesta categoria, enquanto, em 2018, foi observado um percentual de 25%. Entretanto, é possível verificar um aumento dos percentuais de dados na categoria A no último ano em comparação com os percentuais do período logo após a chegada da pluma de rejeitos a região costeira (P1), evidenciando que concentrações superiores aos limiares utilizados são observadas com menor frequência com o passar dos anos.

É possível observar que, em 2019, foram registrados dados na categoria C, que superaram ambos os limiares citados, apenas nos meses da estação chuvosa, já dados na categoria B foram registrados ao longo de todo o ano, que representam concentrações acima do máximo histórico pré-desastre e de acordo com o limite legislado (Figura 149).

A concentração máxima de ferro dissolvido registrada em 2019 (0,870 mg/L) foi cerca de 10 vezes inferior à concentração máxima registrada no período logo após o desastre (9,8 mg/L), evidenciando que, embora ainda sejam verificados dados acima dos limites legislados e dos máximos históricos, as concentrações de ferro dissolvido estão diminuindo com o passar dos anos.

Figura 148 – Tendência das alterações para o ferro dissolvido na região estuarina do rio Doce.

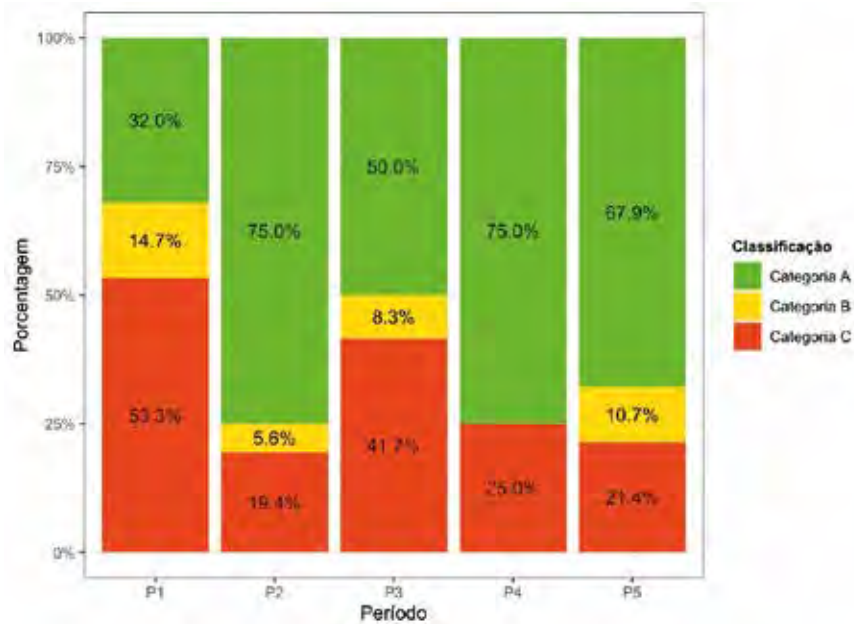
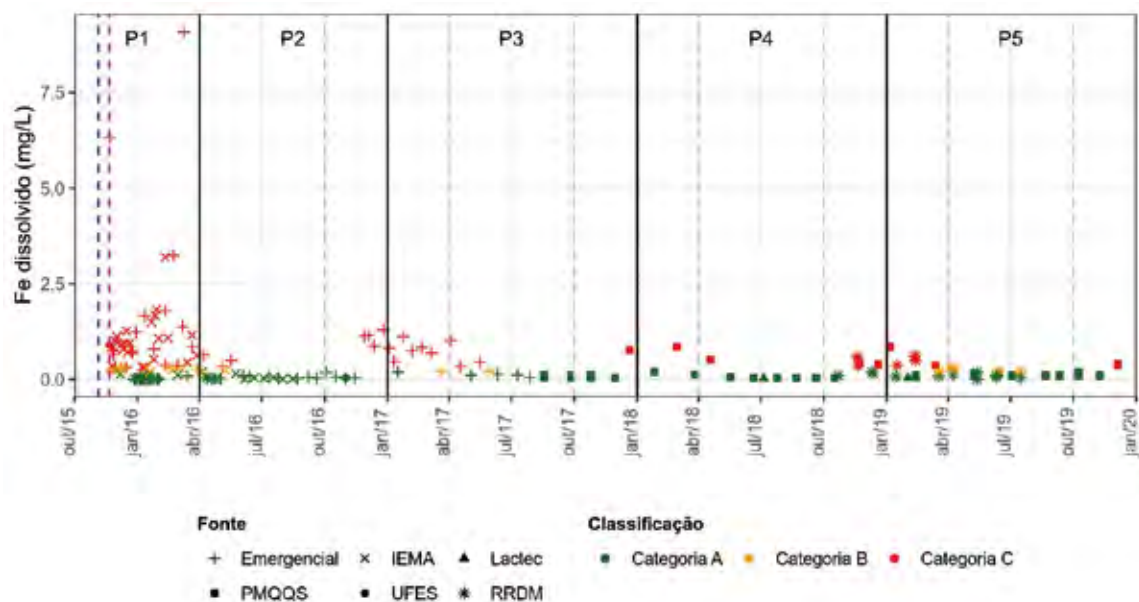


Figura 149 – Variação das concentrações e classificação dos dados de ferro no estuário do rio Doce ao longo dos períodos avaliados.



3.1.2.2.8 Manganês total

Para a avaliação da tendência de evolução das concentrações de manganês total em relação ao aumento das concentrações de EPTs, realizou-se o cálculo das proporções entre as categorias A, B e C para cada um dos compartimentos e períodos pós-desastre, considerando os dados da Fundação Renova e do Lactec. De acordo com a Figura 150, no ano de 2019 (P5), houve uma redução da proporção da categoria A e um aumento da proporção da categoria B no estuário do rio Doce em relação ao ano de 2018, mostrando que, no referido ano, um menor número de dados atendeu ao limite legislado (0,100 mg/L), porém esteve de acordo com a variação histórica pré-rompimento (0,983 mg/L). Em 2019, 14,3% dos dados foram classificados na Categoria B, enquanto, em 2018, 6,2% dos dados tinham sido classificados nessa categoria. Ressalta-se que o percentual de dados na categoria B em 2019 é inferior ao percentual verificado em P1 (novembro/2015 a março/2016) e que, em P1, também foram registrados dados na categoria C.

É possível observar que, em 2019, não foram registrados dados na categoria C e que apenas 3 registros apresentaram concentrações passíveis de classificação na categoria B. Todos os dados de manganês total classificados na categoria B foram registrados em meses da estação chuvosa em 2019, evidenciando que, durante os meses mais chuvosos, as concentrações de manganês tendem a aumentar no estuário do rio Doce. A concentração máxima de manganês total registrada em 2019 (0,321 mg/L) foi cerca de 16 vezes inferior à concentração máxima registrada no período logo após o desastre (5,080 mg/L), evidenciando que as concentrações de manganês total estão diminuindo com o passar dos anos em relação ao verificado logo após o desastre (período P1).

Figura 150 – Tendência das alterações para o manganês total na região estuarina do rio Doce.

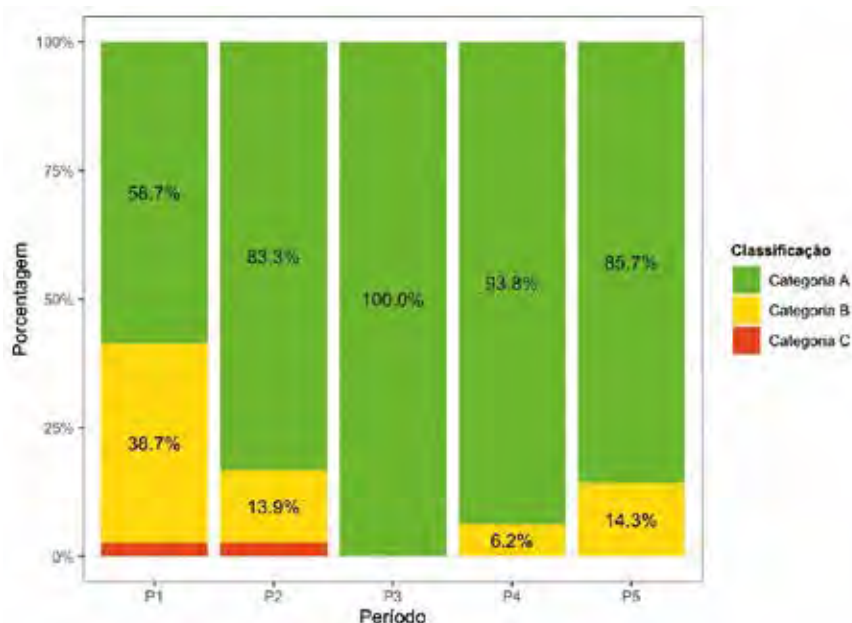
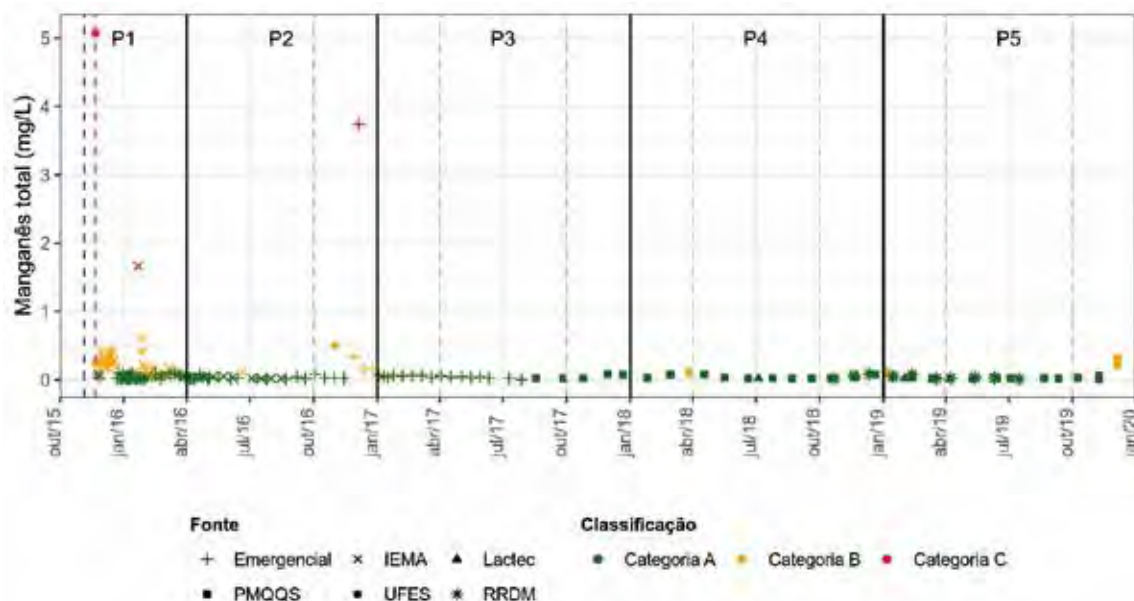


Figura 151 – Variação das concentrações e classificação dos dados de manganês no estuário do rio Doce ao longo dos períodos avaliados.



3.1.2.2.9 Mercúrio total

De acordo com a Figura 152, no ano de 2019 (P5), para o mercúrio total houve uma manutenção da proporção de dados na categoria A no estuário do rio Doce em relação ao ano de 2018. Em ambos os anos, 2019 e 2018, 100% dos dados de mercúrio total apresentaram concentrações classificadas na categoria A no estuário do rio Doce. A ocorrência de 100% dos dados na categoria A indica que, nos referidos anos, todos os dados estiveram de acordo com a classe 1 da resolução CONAMA nº 357/2005 (0,0002 mg/L) e abaixo do valor máximo histórico da variável registrado no local (0,0008 mg/L).

Conforme pode ser visualizado na Figura 153, a avaliação dos dados do Lactec e Fundação Renova em conjunto com os da RRDM demonstrou que não estão sendo mais registradas alterações quanto ao indicador mercúrio total no estuário do rio Doce em decorrência do desastre. Ressalta-se que, no período avaliado, não foram registradas cheias de grande intensidade no rio Doce, que podem vir a remobilizar o rejeito depositado no fundo do rio e nas margens, e potencialmente aumentar as concentrações deste EPT. Nas amostras coletadas pelo Lactec durante a cheia de 2020 também não foram observadas concentrações de mercúrio acima dos limiares descritos no Terceiro relatório Parcial de resultados (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020i). Ainda, por precaução, faz-se necessária a continuidade do acompanhamento das alterações das concentrações deste indicador, visto que este demonstrou alterações no período logo após o desastre.

Figura 152 – Tendência das alterações para o mercúrio total na região estuarina do rio Doce.

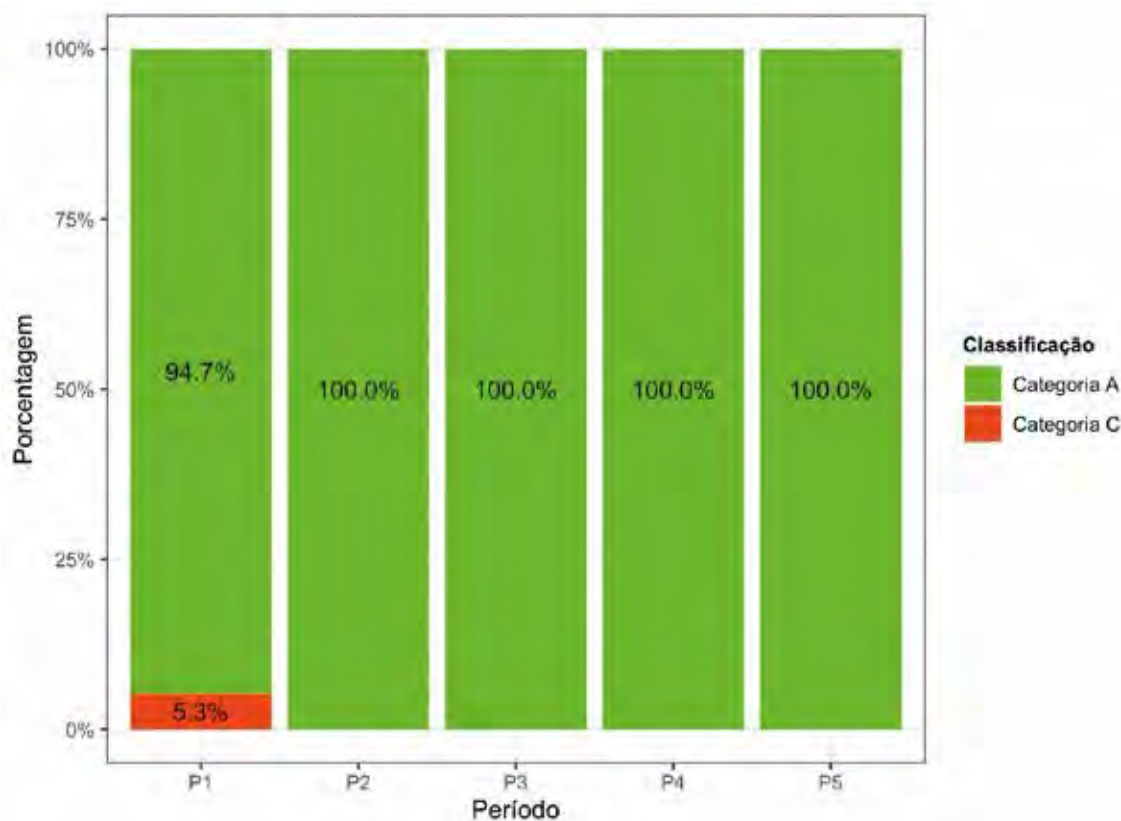
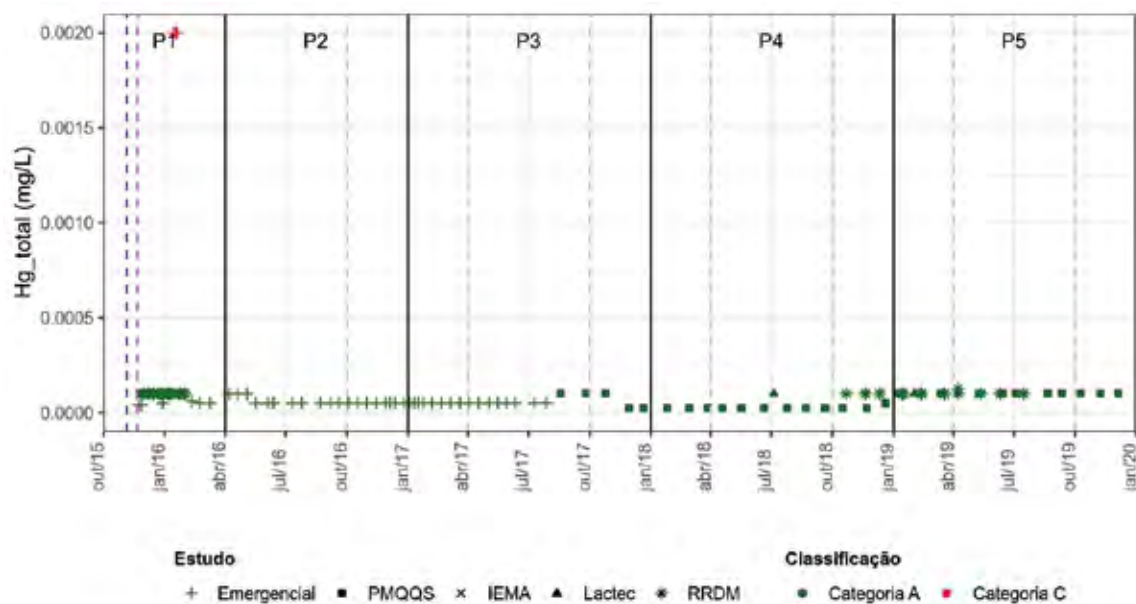


Figura 153 – Variação das concentrações e classificação dos dados de mercúrio no estuário do rio Doce ao longo dos períodos avaliados.



3.1.2.2.10 Níquel total

Conforme pode ser visualizado na Figura 154, no ano de 2019 (P5), para o níquel total houve uma manutenção da proporção da categoria A no estuário do rio Doce em relação ao ano de 2018. Em ambos os anos, 2019 e 2018, 100% dos dados de níquel total apresentaram concentrações classificadas na categoria A no estuário do rio Doce. A ocorrência de 100% dos dados na categoria A indica que, nos referidos anos, todos os dados registrados pelo Lactec e pela Fundação Renova estiveram de acordo com a classe 1 da resolução CONAMA nº 357/2005 (0,005 mg/L) e abaixo do valor máximo histórico da variável registrado no local (0,039 mg/L).

Complementarmente, avaliando os dados da RRDM em conjunto com os do Lactec e da Fundação Renova (Figura 155), é possível observar que, em 2019, foram registrados dados acima dos limiares citados apenas pela RRDM, que registrou em apenas uma ocasião concentrações passíveis de classificação na categoria C e em duas ocasiões concentrações classificadas na categoria B. A concentração máxima de níquel total registrada em 2019 (0,030 mg/L) foi inferior à concentração máxima registrada no período logo após o desastre (0,083 mg/L), evidenciando que a magnitude das concentrações de níquel total está diminuindo com o passar dos anos em relação ao verificado logo após o desastre.

Figura 154 – Tendência das alterações para o níquel total na região estuarina do rio Doce.

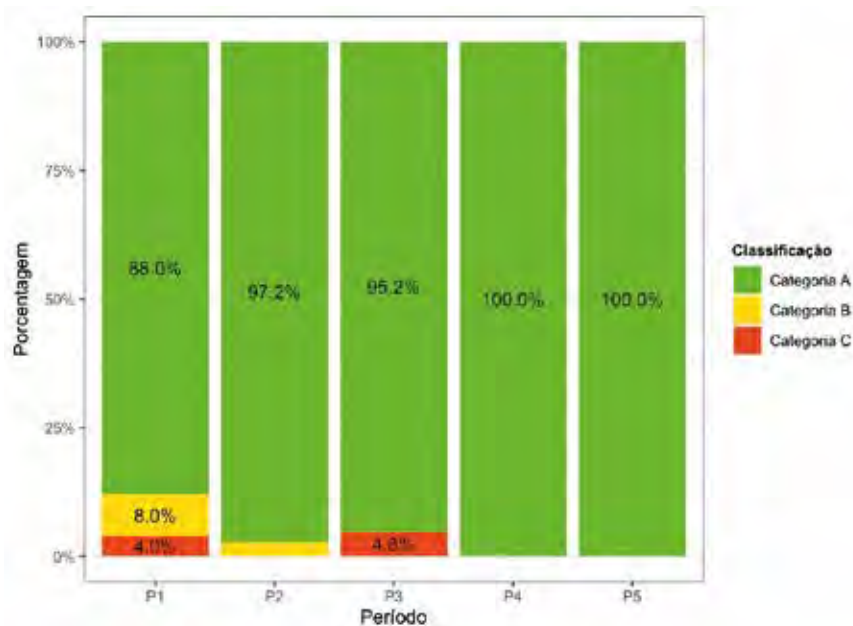
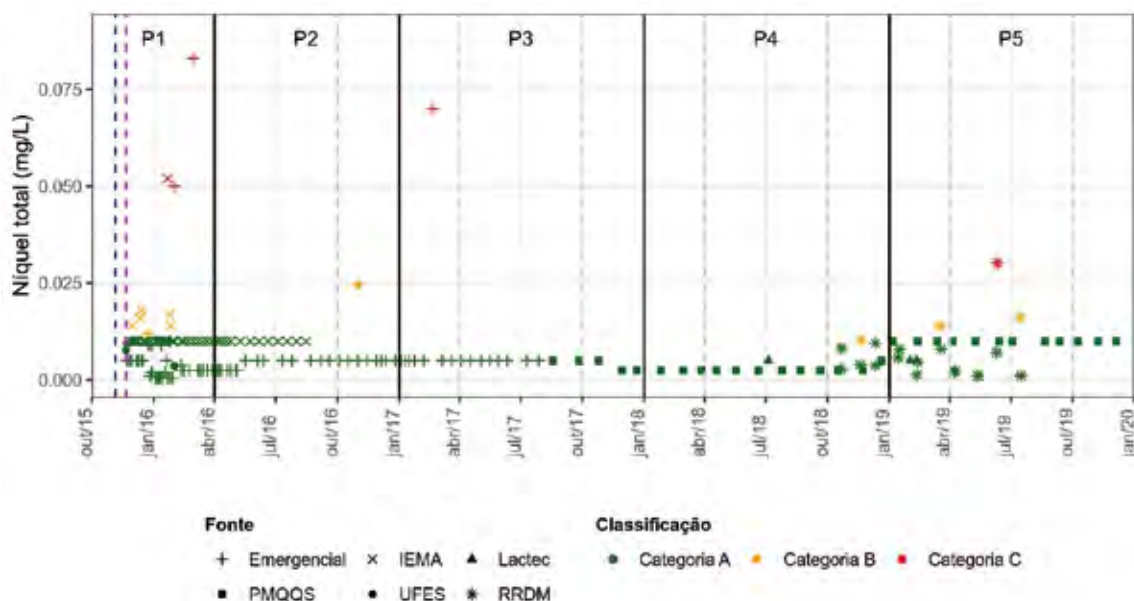


Figura 155 – Variação das concentrações e classificação dos dados de níquel no estuário do rio Doce ao longo dos períodos avaliados.



3.1.2.2.11 Zinco total

Para a avaliação da tendência de evolução das concentrações do indicador zinco total em relação ao dano de aumento das concentrações de EPTs na água do estuário do rio Doce, realizou-se o cálculo das proporções entre as categorias A, B e C para cada um dos compartimentos e períodos pós-desastre, considerando apenas os dados da Fundação Renova e do Lactec, conforme descrito na metodologia. No ano de 2019 (P5), houve um aumento da proporção de dados de zinco total na categoria A no estuário do rio Doce em relação ao ano de 2018 (Figura 156), evidenciando que, no referido ano, um maior número de dados esteve de acordo com a classe 1 da resolução CONAMA nº 357/2005 (0,090 mg/L) e abaixo do valor máximo histórico da variável registrado no local (0,042 mg/L).

Complementarmente, avaliando os dados da RRDM em conjunto com os do Lactec e da Fundação Renova (Figura 157), é possível observar que foi registrado apenas 1 dado, pela Rede Rio Doce Mar, com concentração de 0,06 mg/L, classificado na categoria B. A categoria B representa dados em acordo com os limites legislados e acima dos máximos históricos pré-desastre. De acordo com os resultados apresentados, é possível verificar que, a cada ano, as concentrações de zinco total tendem a diminuir.

Figura 156 – Tendência das alterações para o zinco total na região estuarina do rio Doce.

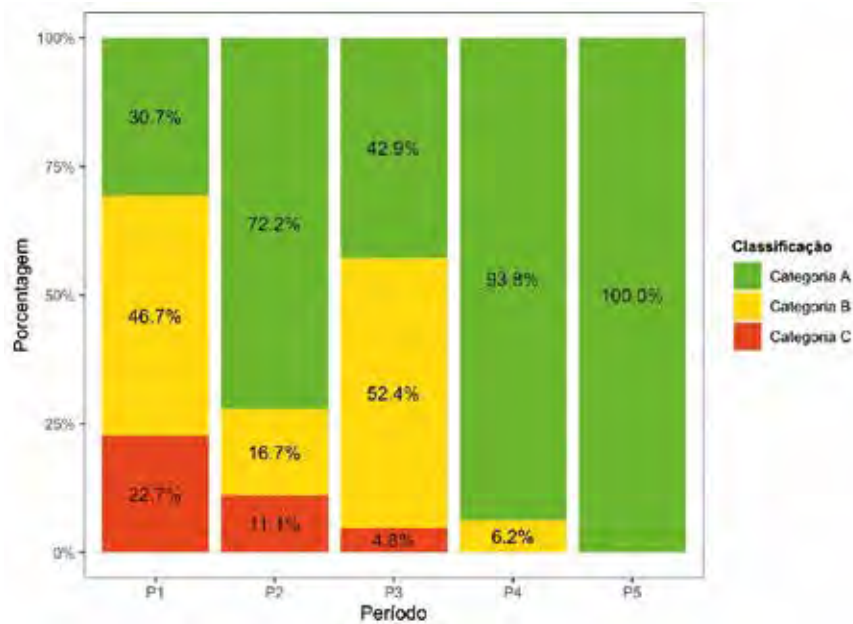
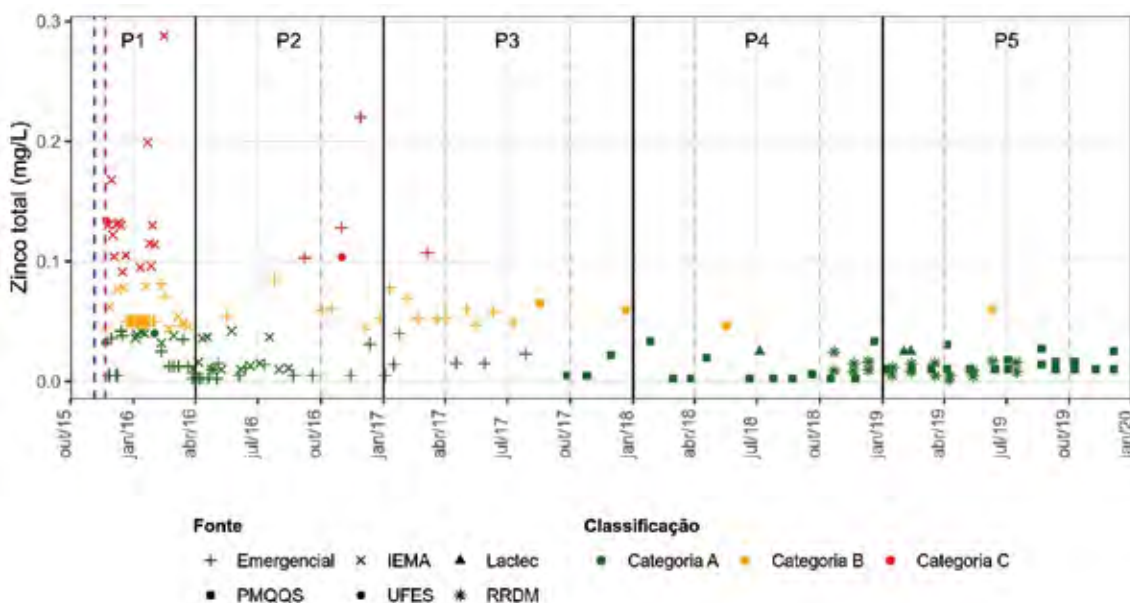


Figura 157 – Variação das concentrações e classificação dos dados de zinco no estuário do rio Doce ao longo dos períodos avaliados.



3.1.2.2.12 Síntese do dano “aumento da concentração de EPTs na água”

Para a avaliação da tendência de evolução do dano em relação ao aumento das concentrações de EPTs foram considerados apenas os dados da Fundação Renova e do Lactec, em virtude de minimizar possíveis diferenças relacionadas a metodologia de coleta e análise das amostras e a variação do número de estações de monitoramento em cada compartimento ao longo dos anos, conforme especificado no ambiente marinho também. No ano de 2019, a categoria A mostrou-se predominante entre as demais no estuário do rio Doce para todos os indicadores. Isso indica a ocorrência de um maior número de dados de EPTs dentro da variação histórica pré-rompimento e de acordo com os

limites da classe 1 da Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salobras em relação ao período logo após o desastre (P1).

Para arsênio total, cádmio total, cobre dissolvido, cromo total, mercúrio total, níquel total e zinco total, 100% dos dados avaliados foram classificados na categoria A, considerando os dados do Lactec e da Fundação Renova. O indicador chumbo total apresentou 57,1% de dados na categoria B, entretanto a ocorrência de dados na categoria B se deu exclusivamente pela alteração de limites de quantificação nos dados da Fundação Renova, visto que todos os dados na categoria B estão relacionados ao LQ utilizado, que é igual ao limite legislado (0,01 mg/L).

Em 2019, foi verificada uma redução das proporções de dados na categoria A apenas para alumínio dissolvido, ferro dissolvido e manganês total em relação a 2018, e um consequente aumento da proporção de dados na categoria B e/ou na categoria C. Entretanto, a proporção de dados na categoria A é superior às proporções verificadas durante P1 (novembro/2015 a março/2016), evidenciando uma melhora em relação a esse período. Ainda é importante destacar que, para esses três indicadores as concentrações também foram menos elevadas se comparadas às concentrações verificadas em P1. Desse modo, entende-se que o dano relativo ao aumento das concentrações de EPTs na água tende a reduzir.

As alterações classificadas nas categorias B e C podem estar relacionadas ao desastre devido à possibilidade de ressuspensão do rejeito depositado no próprio estuário do rio Doce ou do rejeito depositado nos barramentos e no leito do rio Doce, disponibilizando, assim, contaminantes para a coluna d'água. Neste sentido, se considera que esse dano é parcialmente reversível no estuário do rio Doce e se considera que o ambiente ainda não está recuperado.

Ressalta-se que, no período avaliado, não foram registradas cheias de grande intensidade no rio Doce, que podem vir a remobilizar o rejeito depositado no fundo do rio e nas margens, e potencialmente aumentar as concentrações deste EPT, como a cheia do início de 2020. Os resultados obtidos pelo Lactec durante a cheia de 2020 foram apresentados em Brasil (MPF)/ Lactec (2020i), onde foram observadas concentrações de alumínio dissolvido, ferro dissolvido e manganês total acima dos limiares supracitados. As concentrações registradas não atingiram níveis similares aos registrados em logo após o desastre (P1) para estes indicadores, sendo que as concentrações atingiram níveis similares aos registrados ao longo do ano de 2019 pela Fundação Renova, evidenciando que mesmo com a ausência de cheias de grande magnitude ainda são observados desvios em relação ao máximo histórico pré-desastre e a classe 1 da Resolução CONAMA nº 357/2005. Assim, é vital a continuidade do monitoramento dos indicadores do dano em relação ao aumento da concentração de EPTs na água, que permite a avaliação da evolução do comportamento destes indicadores ao longo do tempo.

3.1.3 ESTUÁRIO DO RIO PIRAQUÊ-AÇU

No diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020e), não foi possível afirmar se houve ou não danos à qualidade das águas do estuário do rio Piraquê-açu. A falta de dados pretéritos e do período logo após a chegada da pluma de rejeitos à zona costeira dificultaram essa avaliação; assim, as variações observadas na concentração de sólidos e de EPTs entre 2017 e 2018 não puderam ser diretamente relacionadas à ocorrência do desastre no estuário do rio Piraquê-açu.

Em Brasil (MPF)/ Lactec (2020e), foram registradas concentrações relativamente baixas para a maioria dos parâmetros químicos analisados, que apresentaram valores elevados em ocasiões temporariamente restritas e não associadas a um comportamento de ambiente contaminado, onde são observadas concentrações elevadas de parâmetros-chave com maior frequência ao longo do tempo. Assim, no presente relatório, foi apresentada a variação nos níveis de turbidez, o indicador utilizado para avaliação do dano em relação ao aumento da concentração de sólidos na água em outros ambientes, e nos EPTs alumínio dissolvido e zinco total, que foram os únicos a ultrapassaram os limites da classe 1 para águas salobras da resolução CONAMA Nº 357/2005 entre 2017 e 2019.

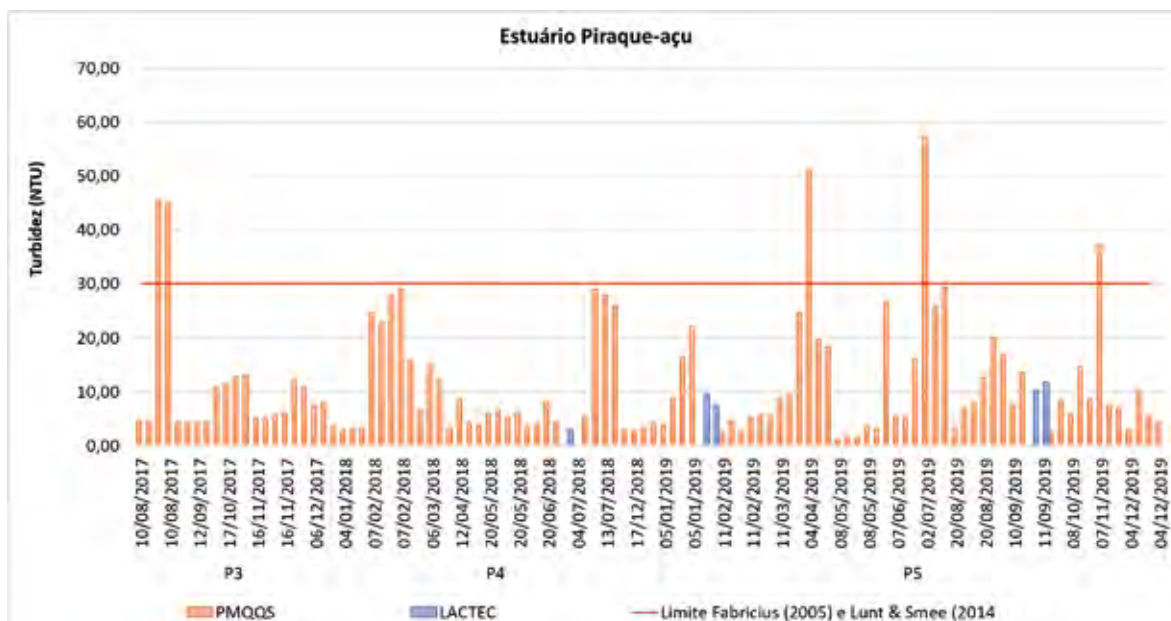
3.1.3.1 Concentração de sólidos na água

3.1.3.1.1 *Turbidez*

Os dados apresentados foram medidos no estuário do rio Piraquê-açu pela Fundação Renova (PMQQS) a partir de 10/08/2017 e pelo Lactec em julho/2018, fevereiro/2019 e setembro/2019. As informações disponibilizadas na base de dados secundários (PMQQS) foram integradas aos dados primários com o objetivo de se observar o comportamento da variável turbidez no estuário do rio Piraquê-açu (Figura 158).

Para a análise, a critério de comparação, foram considerados valores capazes de influenciar a fotossíntese e de alterar a estrutura trófica devido à restrição da luminosidade (30 UNT), conforme estabelecido por Fabricius (2005) e Lunt e Smee (2014), visto que não existem padrões nacionais para turbidez em águas salobras estabelecidos na legislação nacional. Anteriormente a 2019, tinham sido registrados níveis de turbidez que variaram entre 4,4 UNT a 45,7 UNT, sendo registrados valores de turbidez acima de 30 UNT em duas ocasiões em agosto/2017. Durante o ano de 2019, a turbidez variou entre 1,2 e 57,3 UNT, e foram registrados em 3 ocasiões distintas valores acima de 30 UNT, abrangendo o período chuvoso e o período seco.

Tendo em consideração que estuários são ambientes altamente dinâmicos e que a turbidez das águas está diretamente relacionada aos períodos de chuva e seca, efeitos de maré e misturas de águas salobras e salinas, observou-se que a variação da turbidez no estuário do rio Piraquê-açu continuou, em 2019, a não apresentar um padrão de comportamento temporal, estando relacionada somente às condições do estuário no momento da amostragem. Desta forma, não é possível relacionar as variações de turbidez no ano de 2019 com possíveis efeitos do desastre.

Figura 158 – Variação da Turbidez no Estuário Piraquê-açu, 2017 a 2019.

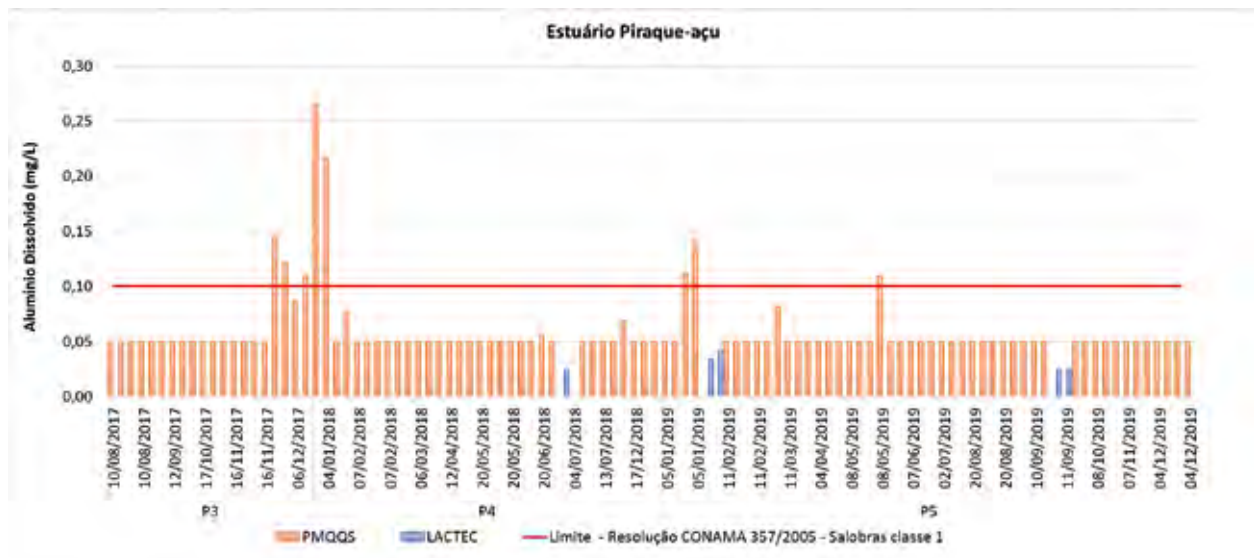
3.1.3.2 Concentrações de EPTs na água

3.1.3.2.1 Alumínio dissolvido

No diagnóstico de danos (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020e), que avaliou as variações de alumínio dissolvido no estuário do rio Piraquê-açu de agosto/2017 até dezembro/2018 não foi possível associar as elevadas concentrações de alumínio dissolvido registradas neste período ao desastre, tendo em vista a falta de dados pretéritos ao desastre e o fato de que o monitoramento da qualidade da água, neste ambiente, começou a ocorrer aproximadamente 20 meses após o desastre.

Em 2019, na maior parte do conjunto de dados analisados (que representa o período P5), as concentrações de alumínio dissolvido nas amostras de água do estuário do rio Piraquê-açu estiveram abaixo do limite da classe 1 para águas salobras da resolução CONAMA Nº 357/2005 (0,10 mg/L), conforme pode ser observado na Figura 159. Durante P5, foram registradas, em duas ocasiões, concentrações que superaram o limite citado, sendo que a concentração mais elevada ocorreu em janeiro/2019 (0,142 mg/L). Da mesma forma que no diagnóstico de danos, continuam a ser observadas concentrações de alumínio dissolvido que superam os limites legislados no estuário do rio Piraquê-açu, entretanto, devido à falta de dados pretéritos, não é possível relacioná-las ao desastre. De modo geral, ambientes contaminados tendem a apresentar registros de concentrações elevadas de certos parâmetros químicos característicos que, em eventos de ressuspensão de sedimentos por turbulência, movimentação de massas d'água e aumento de vazão, disponibilizam prontamente os elementos para a coluna d'água, não sendo o caso observado para alumínio dissolvido no estuário do rio Piraquê-açu.

Figura 159 – Variação de Alumínio Dissolvido no Estuário Piraquê-açu, 2017 a 2019.

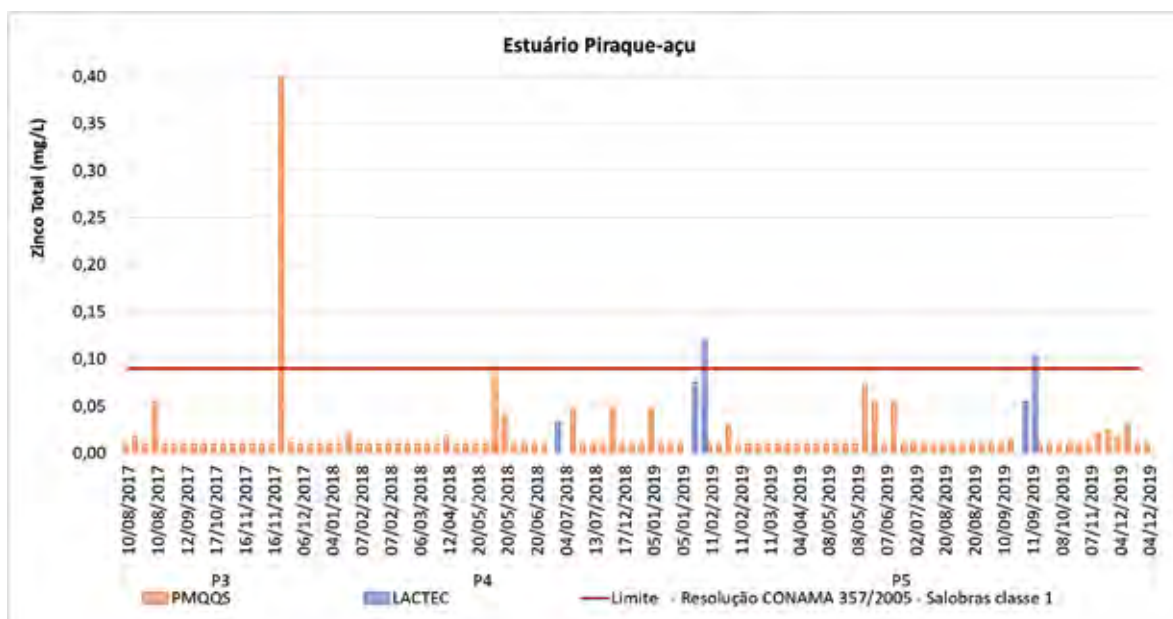


3.1.3.2.2 Zinco Total

As concentrações de zinco total no estuário do rio Piraquê-açu foram obtidas pela Fundação Renova (PMQQS) e pelo Lactec. Durante o período P5 (2019), foram registradas concentrações de zinco total acima do limite legislado, conforme já havia sido registrado no período avaliado no diagnóstico de danos (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020e), porém as concentrações foram menores em relação àquelas registradas anteriormente (Figura 160).

De forma geral, observou-se que, em 2019, o ambiente continuou a apresentar, em algumas ocasiões, concentrações de zinco total acima do limite legislado, entretanto não é possível relacionar essas desconformidades ao desastre.

Figura 160 – Variação de Zinco Total no Estuário Piraquê-açu, 2017 a 2019.



3.1.4 LAGOA MONSARÁS

3.1.4.1 Concentração de sólidos na água

No diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020e), não foi possível afirmar se houve ou não danos à qualidade das águas da Lagoa Monsarás. Entretanto, de acordo com os dados avaliados foi verificado um aumento dos níveis de turbidez nos meses após a chegada da pluma de rejeito na zona costeira, podendo indicar que o desastre afetou a Lagoa Monsarás quanto aos níveis de turbidez e consequentemente em relação a concentração de sólidos na água. A falta de dados pretéritos e a baixa disponibilidade de dados do período logo após a chegada da pluma de rejeitos à zona costeira dificultaram essa avaliação; assim, as variações observadas na concentração de sólidos e de EPTs pós-desastre não puderam ser diretamente relacionadas à ocorrência do desastre.

Durante o diagnóstico (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020e), foram registradas concentrações relativamente baixas para a maioria dos parâmetros químicos analisados, que apresentaram valores elevados em ocasiões temporalmente restritas e não associadas a um comportamento de ambiente contaminado, onde são observadas concentrações elevadas de parâmetros-chave com maior frequência ao longo do tempo. Assim, no presente relatório, foi apresentada a variação nos níveis de turbidez, o indicador utilizado para avaliação do dano em relação ao aumento da concentração de sólidos na água em outros ambientes, e nos EPTs alumínio dissolvido, ferro dissolvido, manganês total e zinco total, indicadores que ultrapassaram os limites da classe 1 para águas salobras da resolução CONAMA Nº 357/2005 durante o ano de 2019. Ressalta-se que os indicadores chumbo total e cobre dissolvido, que apresentaram, entre 2016 e 2018, concentração acima dos limites citados, não apresentaram concentrações que superaram estes limites em 2019 e não serão expostos detalhadamente neste relatório.

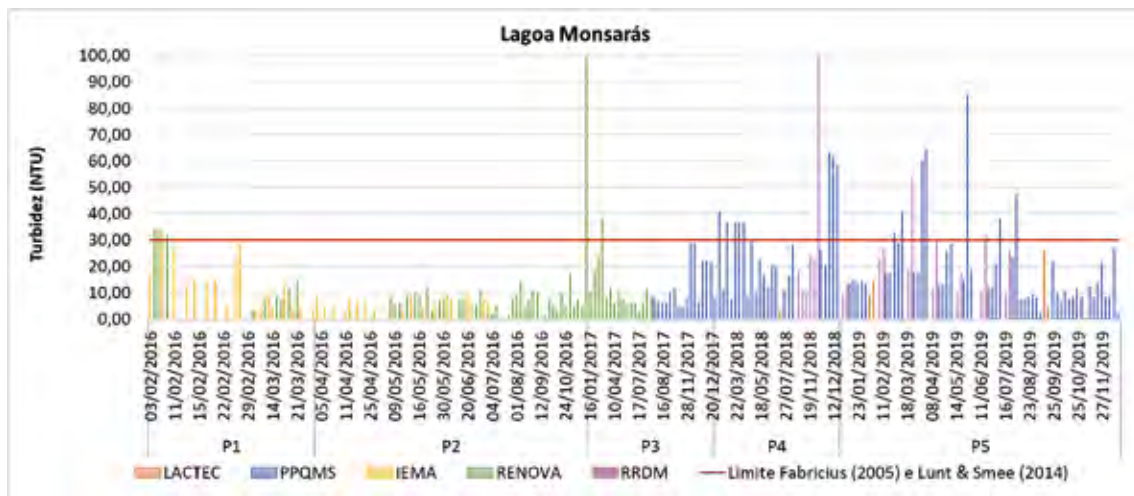
3.1.4.1.1 Turbidez

Os dados referentes à Lagoa Monsarás foram obtidos a partir de 03/02/2016, período após a chegada da pluma de rejeitos à foz do rio Doce (21/11/2015), e se estenderam até o final do ano de 2019. A partir de outubro de 2018, também se iniciou a avaliação dos dados gerados pela Rede Rio Doce Mar neste ambiente, além dos dados gerados pelo Lactec e Fundação Renova.

De forma geral, os níveis de turbidez acima do limite utilizado (30 UNT) na lagoa Monsarás foram mais frequentes em 2019 (P5) em relação aos outros anos, conforme pode ser observado no gráfico da Figura 161. Níveis de turbidez acima de 30 UNT foram registrados com maior frequência durante os meses do período chuvoso, evidenciando a relação dos níveis de turbidez na lagoa com a precipitação na região.

Da mesma forma que no relatório de danos (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020e), devido à falta de dados pretéritos a chegada da pluma de rejeitos na região costeira, não foi possível relacionar diretamente as alterações nos níveis de turbidez aos efeitos do desastre. Entretanto, visto que a lagoa Monsarás continua a apresentar elevados níveis de turbidez, principalmente nos períodos chuvosos, e que, desde o início dos monitoramentos, não foram verificadas cheias de alta intensidade na bacia do rio Doce, é necessária a continuidade dos monitoramentos deste indicador. Posteriormente, este indicador pode auxiliar na compreensão de possíveis danos observados na biota aquática deste ambiente.

Figura 161 – Variação da Turbidez na Lagoa Monsarás, 2016 a 2019.



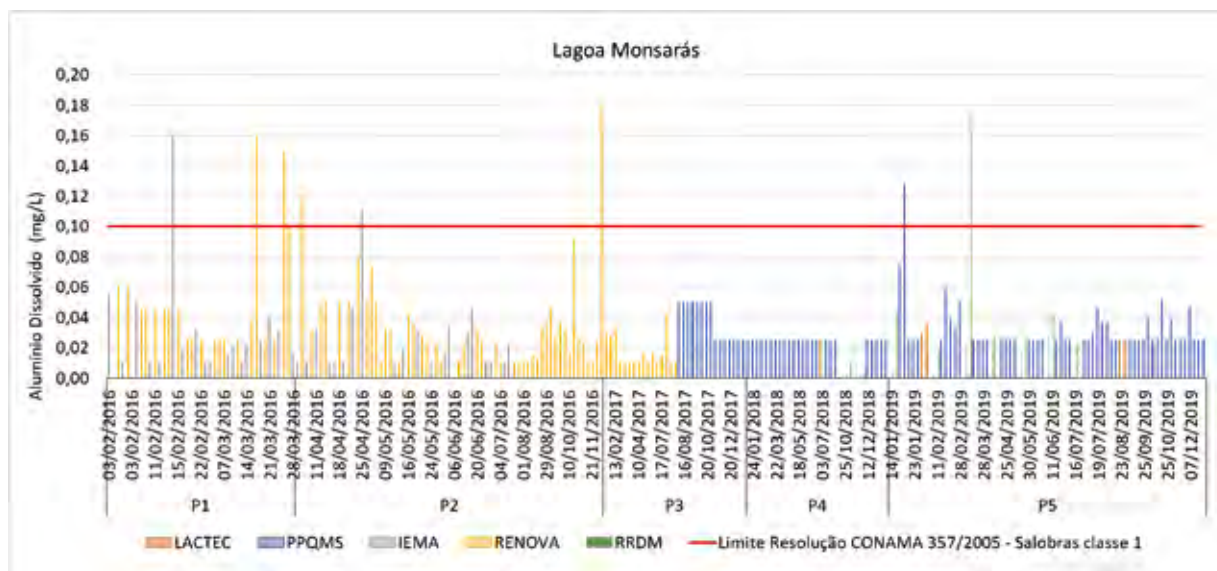
3.1.4.2 Concentrações de EPTs na água

3.1.4.2.1 Alumínio dissolvido

Na maior parte do conjunto de dados analisados, que representam o período P1 a P4, as concentrações de alumínio dissolvido nas amostras de água da Lagoa Monsarás estiveram abaixo do limite de quantificação do método analisado. Eventuais concentrações elevadas foram observadas ao longo dos períodos P1, P2 e P3, porém apenas seis registros observados, para todo o período analisado, estiveram acima do preconizado pela resolução CONAMA nº 357/2005, para águas salobras classe 1, que estabelece o limite de concentração de alumínio dissolvido de 0,1 mg/L.

Em 2019 (P5), as concentrações de alumínio dissolvido acima dos limites legislados continuaram a ser eventuais, mesmo com uma maior disponibilidade de dados, visto que, neste período, foram incluídos os resultados obtidos pela Rede Rio Doce Mar no referido ambiente (Figura 162). No último período avaliado, foram registrados 2 dados que superaram os limites da classe 1, sendo que a concentração máxima de alumínio dissolvido foi registrada pela RRDM em março/2019 (0,174 mg/L).

Figura 162 – Variação da concentração Alumínio Dissolvido na Lagoa Monsarás, 2016 a 2019.



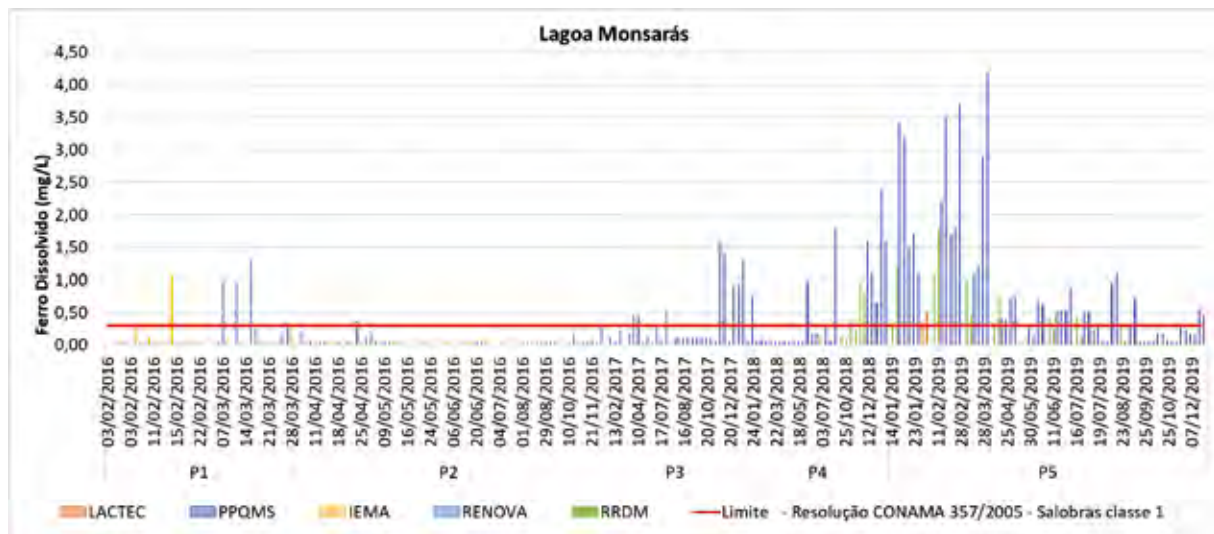
3.1.4.2.2 Ferro dissolvido

Conforme estabelece a resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salobras classe 1, a concentração do parâmetro ferro dissolvido não deve exceder 0,3 mg/L. Durante o período avaliado no diagnóstico de danos a zona costeira (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2019e), a partir da análise dos dados primários e secundários, observou-se que a concentração de ferro dissolvido ao longo do período analisado esteve, em sua maioria, abaixo do limite definido pela legislação ambiental vigente, ou abaixo do limite de quantificação para o método analítico utilizado. Entretanto, ocorreram eventos esporádicos, em que a concentração limite foi excedida, com maior frequência e magnitude nos períodos chuvosos (Figura 163).

Em 2019 (P5), as concentrações de ferro dissolvido excederam com maior frequência o limite supracitado e foram mais elevadas em relação às concentrações verificadas nos períodos anteriores, principalmente nos primeiros meses de 2019 (janeiro, fevereiro e março), que correspondem ao período de chuvas na bacia do rio Doce. Essas concentrações mais elevadas foram registradas em todas as fontes de dados avaliadas (Lactec, Fundação Renova e RRDM).

Devido à falta de dados pretéritos para a lagoa Monsarás, não é possível relacionar diretamente as concentrações de ferro dissolvido registradas ao desastre e à chegada da lama de rejeitos à zona costeira. No rio Doce, no seu estuário e na zona marinha adjacente, continuam a ser verificadas concentrações de ferro dissolvido que excedem os limites legislados e as concentrações máximas pós-desastre, portanto, da mesma forma que nestes ambientes, existe a possibilidade de a lagoa Monsarás ainda estar sendo influenciada pelo desastre quanto às concentrações de ferro dissolvido na água.

Figura 163 – Variação da concentração Ferro Dissolvido na Lagoa Monsarás, 2016 a 2019.



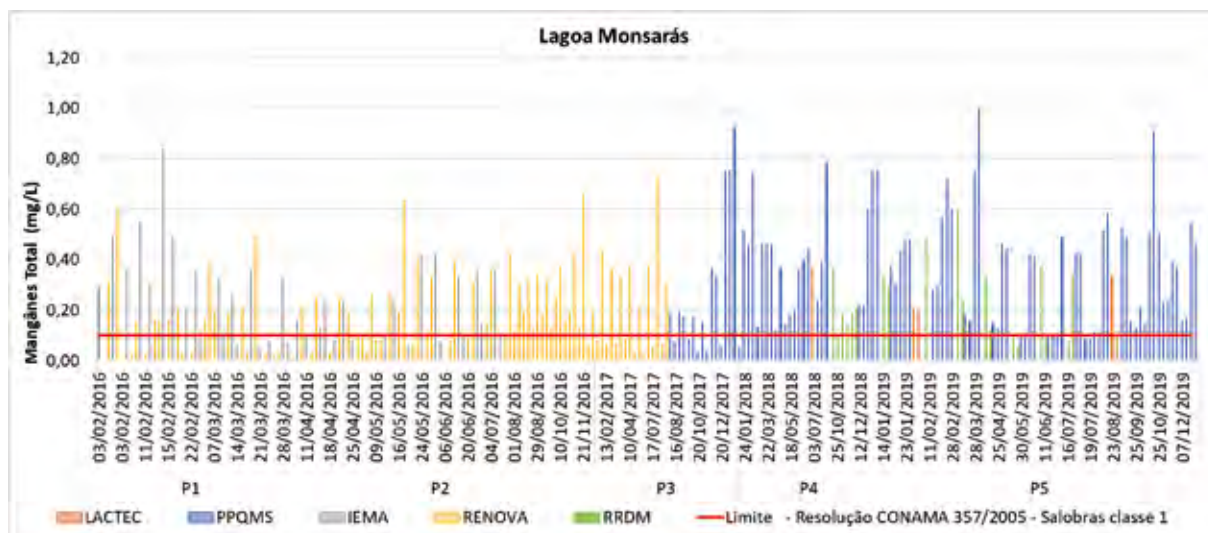
3.1.4.2.3 Manganês Total

Os dados apresentados para a o diagnóstico de danos (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020e) e caracterização da concentração de manganês total na lagoa Monsarás foram medidos pela Fundação Renova (período emergencial e PMQQS), pelo Lactec e pelo IEMA/ES. Para o acompanhamento de danos, no presente relatório, também estão sendo avaliados os dados gerados pela Rede Rio Doce Mar, que iniciou os monitoramentos neste ambiente em outubro de 2019.

Em todos os períodos avaliados, inclusive em 2019 (P5), observa-se um comportamento altamente variável na concentração do parâmetro manganês total, apresentando diversos momentos nos quais as concentrações excedem o limite disposto pela resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salobras classe 1 (0,1 mg/L), intercalados por eventos onde a concentração registrada encontra-se abaixo do limite legal (Figura 164).

Ressalta-se que, durante estes períodos avaliados neste relatório, não foram verificadas cheias de grande intensidade na bacia do rio Doce, como a ocorrida em janeiro de 2020, que pode ter vindo a alterar as concentrações deste indicador de forma mais significativa. Em Parecer Cheia foram observadas concentrações de até 1,2 mg/L de manganês total, superando os limites da CONAMA e os máximos registrados nos anos anteriores na lagoa, evidenciando que cheias de grandes magnitudes influenciam nas concentrações deste parâmetro na lagoa Monsarás.

A falta de dados pretéritos ao rompimento da barragem de Fundão dificulta inferências sobre a ocorrência e permanência dessas alterações ambientais na Lagoa Monsarás a partir da chegada da pluma de rejeitos.

Figura 164 – Variação da concentração Manganês Total na Lagoa Monsarás, 2016 a 2019.

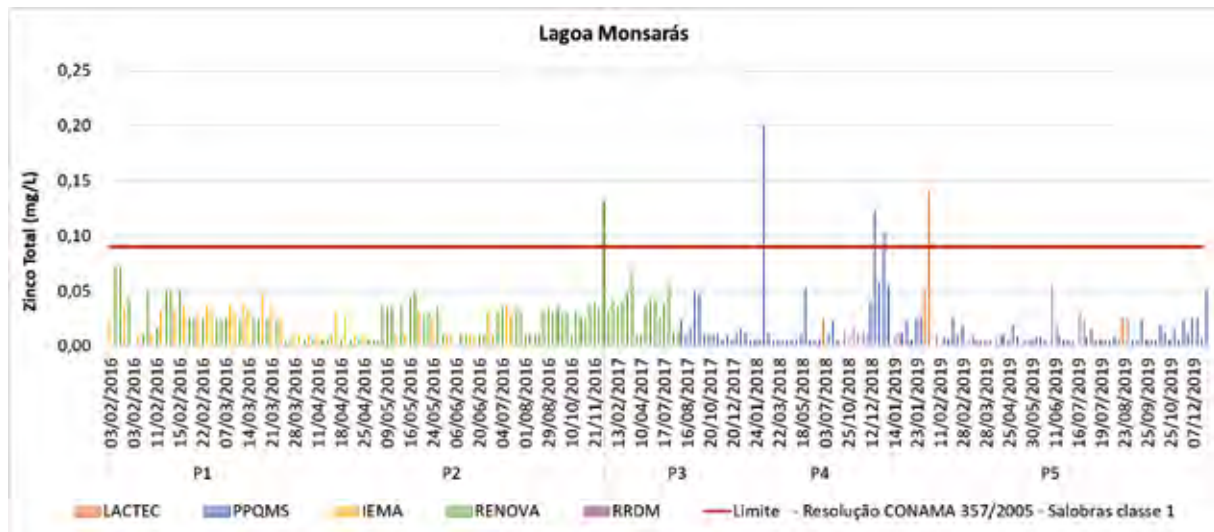
3.1.4.2.4 Zinco total

Com dados iniciais em 03/02/2016, a partir de análises realizadas pelo IEMA, o monitoramento deste parâmetro na Lagoa Monsarás teve início, aproximadamente, três meses após a pluma de rejeitos atingir a região (Figura 165).

De modo geral, em 2019, se observou que as concentrações deste parâmetro continuaram a estar abaixo do limite estabelecido pela resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salobras classe 1, assim como, em vários momentos, foram observadas concentrações abaixo do limite de quantificação do método analítico utilizado. Apenas em dois momentos amostrais o zinco total excedeu o limite estabelecido pela norma legal de referência no período avaliado no diagnóstico de danos (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020e), e em apenas um momento, em 2019, quando as concentrações atingiram 0,140 mg/L em janeiro/2019.

Devido à ocorrência tardia dos picos de concentração de zinco total em relação à chegada da pluma de rejeitos na região, não foi possível atribuir estes eventos à ocorrência do desastre, visto que em fevereiro/2016 isso não foi observado.

Figura 165 – Variação da concentração Zinco Total na Lagoa Monsarás, 2016 a 2019.



3.1.5 CENÁRIO DE DANOS

Conforme exposto neste relatório, em relação à qualidade das águas estuarinas e marinhas, foram identificados três danos: aumento das concentrações de sólidos na água, redução das concentrações de oxigênio dissolvido na água e aumento das concentrações de elementos potencialmente tóxicos na água. O dano relacionado à redução das concentrações de oxigênio dissolvido na água ocorreu em um intervalo de tempo mais curto, sendo que o mesmo já foi cessado. Os demais danos ainda não cessaram, sendo que a tendência é que estes reduzam ao longo do tempo.

Os danos concernentes ao aumento das concentrações de sólidos e EPTs na água estão intimamente relacionados à presença de rejeitos nas margens, no leito dos rios e nos barramentos, uma vez que a ocorrência de chuvas favorece o aporte dos rejeitos presentes nas margens para o leito do rio, bem como demais perturbações facilitam a ressuspensão do material sedimentado para a coluna d'água. Esse material pode vir a ser transportado até o estuário do rio Doce e a região marinha alterando a qualidade das águas nestes ambientes.

Nesse contexto, de acordo com TOMO II – Acompanhamento de Danos dos Ambientes Aquáticos Continentais, considerando o volume de rejeitos que transpôs a barragem da UHE Candonga, o tempo esperado de carreamento da maioria dos rejeitos, ocorrerá em até 65 anos após o desastre entre a UHE Candonga e Colatina/ES, respeitadas as incertezas embutidas nos dados. Caso essa estimativa seja feita para todo o volume de rejeitos de Fundão, a previsão seria entre 113 e 163 anos, se eles estivessem disponíveis para serem removidos naturalmente pela erosão fluvial ao longo do tempo. Tais previsões estão relacionadas ao tempo para os rejeitos saírem da bacia hidrográfica do rio Doce, considerando como o exutório a própria foz do rio no encontro com o mar. Ao atingir a região marinha, os processos meteocenográficos passam a ser predominantes e influenciam o destino dos rejeitos na região, que tende a se dispersar na coluna d'água e se sedimentar, para posteriormente ser remobilizado e novamente ficar disponível na coluna d'água, e assim sucessivamente, podendo este ambiente ser considerado como o destino final dos rejeitos, desconsiderando os processos de bioacumulação e biomagnificação na cadeia trófica.

Assim, enquanto o rejeito permanecer no leito dos cursos d'água e nas margens dos rios, em qualquer momento podem ocorrer alterações físico-químicas que promovam a mobilização dos EPTs para a coluna da água (como por exemplo a ocorrência de chuvas ou pH mais ácidos). Contudo, essas alterações na qualidade da água não irão se apresentar na mesma grandeza e frequência observada logo após a chegada da pluma de sedimentos a zona costeira. Há de se considerar, todavia, que uma cheia significativa, como a ocorrida em 2020 e relatada em Brasil (MPF)/Lactec (2020i), em toda a bacia do rio Doce poderia promover alterações mais expressivas também no estuário e no ambiente marinho.

Além disso, a turbidez e a concentração de EPTs na água são afetadas pela ressuspensão do material oriundo do desastre depositado na foz, principalmente durante eventos meteoceanográficos significativos, como por exemplo a entrada de uma frente fria com ondas de alta energia. De acordo com a modelagem apresentada no item 2.3, este material depositou-se ao longo de toda a área adjacente a foz do rio Doce. Os resultados de turbidez e concentração de EPTs apontam para níveis e concentrações mais elevadas nas águas de fundo que estão mais sujeitas as alterações durante estes fenômenos, evidenciando que a qualidade da água ainda é afetada pela remobilização de um material que ainda persiste nestes locais.

3.1.6 CONCLUSÕES

Ao longo de 2019, observou-se a tendência de comportamento dos danos de aumento das concentrações de sólidos e de ETPs na água em relação à situação registrada em P1 - novembro/2015 a março/2016 e nos períodos posteriores (2016, 2017 e 2018), considerando os dados do Lactec e da Fundação Renova.

Quanto ao aumento das concentrações de sólidos, em 2019, registrou-se, para o indicador turbidez, um aumento da proporção da categoria A no estuário do rio Doce em relação a 2018 e ao período logo após o desastre (P1 – novembro/2015 a março/2016), indicando que um maior número de dados está de acordo com a variação máxima histórica pré-desastre. Entretanto, ainda se observaram, em 2019, valores de turbidez que ultrapassam o máximo histórico pré-desastre. Assim, entende-se que o dano relativo ao aumento da concentração de sólidos na água não está cessado, mas tende a reduzir.

Com relação ao dano relacionado ao aumento da concentração de EPTs na água, foram avaliados os seguintes indicadores: alumínio dissolvido, arsênio total, cádmio total, chumbo total, cobre dissolvido, cromo total, ferro dissolvido, manganês total, mercúrio total, níquel total e zinco total. No ano de 2019, a categoria A mostrou-se predominante entre as demais para todos os indicadores utilizados. Apesar disso, em 2019 (P5), os indicadores alumínio dissolvido, ferro dissolvido e manganês total apresentaram uma diminuição das proporções de dados na categoria A em relação ao período anterior (2018 – P4) e um aumento nas proporções de dados nas categorias B e/ou C. Entretanto, a proporção de dados na categoria A é superior às proporções verificadas durante P1 (novembro/2015 a março/2016), evidenciando uma melhora em relação a este período. Os outros indicadores apresentaram um aumento de dados na categoria A no ano de 2019 tanto em relação a 2018 quanto em relação a P1. Ainda é importante destacar que, tanto para o manganês total, ferro dissolvido e o alumínio dissolvido quanto para os demais indicadores, a intensidade das concentrações também

foram menos elevadas ao se comparar com as concentrações máximas verificadas em P1. Desse modo, entende-se que o dano relativo ao aumento das concentrações de EPTs na água tende a reduzir, mas ainda não foi cessado.

Importante ressaltar que nos períodos avaliados não foram registradas cheias de grande magnitude com maior potencial de remobilização dos rejeitos depositados no rio Doce e de aumento das concentrações de sólidos e de EPTs na água, conforme a ocorrida no final de janeiro/2020. As alterações no estuário do rio Doce em decorrência deste evento foram apresentadas em Brasil (MPF)/Lactec (2020i), onde foram avaliados os resultados das coletas do Lactec realizadas em março/2020. Os resultados apontaram que os níveis de turbidez e as concentrações de EPTS na água ultrapassaram os máximos históricos da linha base, evidenciando que durante eventos de maior magnitude o estuário do rio Doce ainda está suscetível a alterações relacionadas aos efeitos do desastre, mais informações podem ser verificadas no relatório supracitado.

Ao longo dos monitoramentos realizados para o estuário do rio Piraquê-açu, as variações observadas na concentração dos diversos elementos químicos analisados não podem ser diretamente relacionadas à ocorrência do desastre. Isso se justifica pelo registro de concentrações relativamente baixas para a maioria dos parâmetros químicos analisados, que apresentaram valores elevados em ocasiões temporalmente restritas e não associadas a um comportamento de ambiente contaminado, em que são observadas concentrações elevadas de parâmetros chave com maior frequência ao longo do tempo.

Para a lagoa Monsarás foram observadas alterações mais intensas e frequentes no período logo após o desastre (P1) e nos períodos subsequentes. Essas alterações foram verificadas através dos níveis de turbidez, indicador do aumento da concentração de sólidos na água, e das concentrações de ferro dissolvido e manganês total, principalmente, que são indicadores da concentração de EPTs na água. Devido à falta de dados pretéritos, não foi possível dissociar as alterações verificadas de um comportamento normal das águas da lagoa. Portanto, não foi possível afirmar se houve ou não danos às águas deste ambiente. Devido às concentrações observadas em 2019, é importante a manutenção dos monitoramentos na lagoa Monsarás, levando em conta a possibilidade de alterações mais significativas durante cheias intensas, como a ocorrida em janeiro de 2020, cujos resultados foram discutidos em Brasil (MPF)/Lactec (2020i).

3.2 DANOS ÀS COMUNIDADES PLANCTÔNICAS

Campanhas de amostragem do fitoplâncton foram realizadas na foz do rio Doce, no estuário do rio Piraquê-Açu e na lagoa costeira Monsarás após a chegada da lama de rejeitos oriundos da barragem de Fundão à costa capixaba, em dezembro/2015. Possíveis danos ocasionados à esta comunidade, associados ao desastre, não puderam ser verificados devido a inexistência ou escassez de estudos de linha-base nestes estuários, e também pelo início tardio e descontínuo das amostragens após o desastre. Todavia, a análise das condições atuais do fitoplâncton destes locais é de grande relevância para o conhecimento da variabilidade temporal da comunidade.

No Relatório de Diagnóstico de Danos (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020e) foram apresentados os dados obtidos com as amostragens realizadas pelo Lactec nos estuários em julho/2018 e fevereiro/2019,

e pela RENOVA na lagoa Monsarás no período de agosto/2017 a janeiro 2018. Possível influência da lama de rejeitos sobre o fitoplâncton destes locais não foram observadas. Entretanto, como danos gravíssimos foram constatados em pontos avaliados à montante do rio Doce, acredita-se que estes também possam ter ocorrido na porção estuarina do rio.

No presente relatório será dada continuidade na avaliação do fitoplâncton, incluindo-se os resultados das campanhas realizadas pelo Lactec em agosto-setembro/2019, e pela RENOVA na lagoa Monsarás no período de dezembro/2018 a dezembro/2019.

Para o zooplâncton, conforme identificado em Brasil (MPF)/ Lactec (2020e), ficou clara a resposta do zooplâncton quanto ao novo cenário, com a alteração na composição de suas espécies por dados secundários (2015-2020) e por dados primários (2018-2020), porém devido a inexistência de dados pré-desastre não foi possível afirmar que houve danos no estuário do rio Doce relacionados ao zooplâncton. O presente documento tem como objetivo avaliar a manutenção das alterações verificadas em Brasil (MPF)/ Lactec (2020e) incorporando à análise anterior (dezembro/2015 a março/2020), o conjunto de dados primários e secundários tomados entre abril/2020 e setembro/2020. Além do estuário do rio Doce, foram avaliadas possíveis mudanças na densidade e na composição de espécies do zooplâncton para o estuário do rio Piraquê-Açu.

Conforme mencionado no item de qualidade de água (2.1), alguns sistemas lacustres presentes no baixo rio Doce possivelmente receberam águas do rio Doce, ainda com características alteradas em razão do desastre, na cheia ocorrida em janeiro/2016. Deste modo, avaliaram-se também essas comunidades na lagoa costeira Monsarás.

3.2.1 METODOLOGIA

A seguir, estão descritas as metodologias utilizadas para o acompanhamento de danos individualmente para a comunidade fitoplanctônica e zooplantônica.

3.2.1.1 Fitoplâncton

A avaliação da comunidade fitoplanctônica dos ambientes estuarinos, com base em dados primários e secundários obtidos entre agosto/2017 e fevereiro/2019, foi apresentada no Relatório de Danos (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020e). No presente documento serão incluídos os resultados obtidos com a amostragem realizada em agosto e setembro/2019 pelo Lactec (Tabela 40).

Tabela 40 – Estações de monitoramento do fitoplâncton avaliadas pelo Lactec nos ambientes estuarinos.

Compartimento	Estações	Local	Coordenadas (UTM)		Período de monitoramento
Compartimento 4-A	C1	Rio Doce	7836687.40774	410787.59714	jul/18, fev/19, set/19
	C2	Rio Doce	7827384.61593	413926.942851	jul/18, fev/19, set/19
Compartimento 4-B	L6	Lagoa Monsarás	7837165.89082	415915.060927	jul/18, fev/19, ago/19
	L7	Lagoa Monsarás	7837656.82	419196.33	fev/19, ago/19
Compartimento 4-C	C10	Rio Piraquê-Açu	7793482.47343	379346.910449	jul/18, fev/19, set/19

Amostras de fitoplâncton foram coletadas em duas estações na foz do rio Doce, duas estações na lagoa Monsarás e uma no estuário do rio Piraquê-Açu. O material foi coletado na subsuperfície da água e fixado com solução lugol acético para, posterior análise em microscopia óptica. A metodologia de coleta e análise das amostras seguiu o padrão descrito no item 2.2.1.1 para o ambiente marinho.

Dados de densidade, riqueza, diversidade e clorofila-a foram utilizados para caracterização da comunidade fitoplanctônica dos locais após o desastre. Informações de linha-base para o estuário do Piraquê-Açu (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020e) foram utilizadas na comparação com os resultados obtidos pelo Lactec para este local.

Além disso, os dados do fitoplâncton do Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo Sistema de Água e Sedimentos – PMQQS da Fundação Renova foram avaliados para a caracterização da comunidade da lagoa Monsarás, após o desastre (Tabela 41). A análise da densidade total do fitoplâncton, densidade celular de cianobactérias e riqueza foi complementada com os dados das campanhas efetuadas entre dezembro/2018 e dezembro/2019.

Tabela 41 – Estações de monitoramento do fitoplâncton avaliadas pela Renova na lagoa Monsarás.

Compartimento	Estações de monitoramento			Coordenadas (UTM)		Período de monitoramento
	Lactec	Renova	Local			
Compartimento 4-B	L6	LMN -1	Lagoa Monsarás	7837165.89	415915.06	ago/17 a dez/19
	L7	LMN -2	Lagoa Monsarás	7837656.82	419196.33	ago/17 a dez/19

3.2.1.2 Zooplâncton

A metodologia de acompanhamento das alterações na comunidade planctônica registradas nos ambientes estuarinos, após o rompimento da barragem de Fundão e a chegada dos rejeitos a zona costeira, foi composta por dados primários e secundários descritos nos itens a seguir. É apresentada também a segmentação temporal e a metodologia para a avaliação das alterações com a inclusão dos dados referentes ao período de abril/2019 a março/2020.

Para os dados primários, além das duas campanhas já avaliadas em Brasil (MPF)/ Lactec (2020e), agora são inclusos os dados primários referentes às campanhas de setembro de 2019 (período seco) e de março de 2020 (período chuvoso), totalizando quatro campanhas de coleta do zooplâncton. As estações avaliadas, método de coleta e análise das amostras foram os mesmos utilizados no diagnóstico de danos, já descritos em detalhes no documento elaborado por Brasil (MPF)/ Lactec (2020e). Porém aqui os pontos amostrais são os mesmos do fitoplâncton apresentados na Tabela 40. A metodologia de coleta de dados do zooplâncton na lagoa Monsarás se deu por por balde, filtrando 400 litros (0,4 m³) de água em malha de 200 µm. Já as amostras dos estuários, como na foz do rio Doce e na foz do rio

Piraquê Açu foram coletadas com rede cônica com malha de 200 μm e volume conhecido. As análises qualitativas e quantitativas do zooplâncton no Ambiente Estuarino foram realizadas com a mesma metodologia aplicada ao zooplâncton do ambiente marinho, sendo elas a densidade de organismos (org.m^{-3}), a abundância relativa (%), a frequência de ocorrência (%) e ainda os índices ecológicos riqueza, diversidade e equitabilidade de espécies. Tais variáveis estão descritas em detalhes por Brasil (MPF)/Lactec (2020e) e foram igualmente aplicadas aos dados coletados entre julho de 2018 e fevereiro de 2019, assim como àqueles com coletas em setembro de 2019, março de 2020 e setembro de 2020, cujos resultados serão apresentados neste documento de acompanhamento de danos e consolidados aos coletados anteriormente na área de estudo em questão.

O banco de dados secundários para o zooplâncton da região estuarina foi descrito no documento elaborado por Brasil (MPF)/Lactec (2020e), lembrando que não foram encontradas informações do zooplâncton no estuário do rio Doce, durante o pré-desastre (P0). O que se estendeu para o período P1/P2 e também P3. Com isso o levantamento contemplou estudos em outros estuários próximos. Já em P4, em P5 e em P6 dados secundários foram gerados e serão incluídos agora, aqueles obtidos entre outubro de 2019 (P5) e março de 2020 (P6) pela Rede Rio Doce Mar (RRDM/UFES/FEST, 2019) nos ambientes estuarinos em estudo.

No presente relatório, apresentam-se os resultados da avaliação das alterações na comunidade zooplancônica em relação às condições de linha-base (anterior ao desastre) e entre diferentes janelas temporais após o desastre. A segmentação temporal levou em consideração as informações tomadas quanto à qualidade da água e do sedimento e quanto aos dados de fitoplâncton e de zooplâncton, cuja divisão segue descrita na Tabela 42.

Os dados do zooplâncton que caracterizariam os estuários no período pré-desastre (P0), são aqueles gerados antes da chegada da onda de cheias à foz do rio Doce, em 21 de novembro de 2015 (FAURG, 2016; FURG, 2016), porém não se referem especificamente ao estuário do rio Doce, e sim a outros estuários da região localizados na baía de Vitória, no rio Piraquê Açu, no rio Caravelas entre outros. Após esta data inicia-se o período pós-desastre, o qual foi dividido de acordo com a sazonalidade, período seco e chuvoso. O primeiro período após o desastre (P1/P2) se estende do dia 21 de novembro de 2015 até dezembro de 2016 (período seco e chuvoso), porém não houve levantamento de dados neste período para o rio Doce, nem para as demais regiões estuarinas próximas, o que se estendeu para P3. Já o segundo período após o desastre (P4) representa o padrão de ocorrência do zooplâncton registrado ao longo do tempo entre janeiro e dezembro de 2018, P5 se refere aos dados tomados entre janeiro e dezembro de 2019 e agora com a inclusão do período pós-desastre (P6) que engloba informações tomadas de janeiro a setembro de 2020, neste documento de acompanhamento de danos.

Tabela 42 – Segmentação dos períodos pré e pós-desastre.

Período	Identificação do Período	Intervalo de Tempo	Sazonalidade do Período	Fontes de dados analisados no período
Pré - Desastre	P0	Série histórica de dados levantados na linha-base até 10 de novembro de 2015	Seco e Chuvoso	CEPEMAR, 2004; MAGRIS, 2005; STERZA e FERNANDES, 2006; CEPEMAR, 2006a; STERZA et al, 2008; DIAS; BONECKER, 2008; CABRAL, 2009; NUNES, 2010; NUTRIPETRO, 2013
	P1/P2	21 de novembro de 2015 a Dezembro de 2016	Seco e Chuvoso	Sem dados
	P3	Janeiro de 2017 a Dezembro de 2017	Seco e Chuvoso	Sem dados
Pós - Desastre	P4	Janeiro de 2018 a Dezembro de 2018	Seco e chuvoso	LACTEC dados primários; FEST, 2019c; RRDM/UFES/FEST, 2019
	P5	Janeiro de 2019 a Dezembro de 2019	Seco e chuvoso	LACTEC dados primários; RRDM/UFES/FEST, 2019
	P6	Janeiro de 2020 a Dezembro de 2020	Seco e chuvoso	LACTEC dados primários; RRDM/UFES/FEST, 2020

No presente documento houve a inclusão dos dados brutos obtidos no monitoramento da RRDM (RRDM/UFES/FEST, 2019) e com isso a aplicação da mesma metodologia do Ambiente Marinho, para a avaliação dos danos e de sua evolução sobre a comunidade zooplânctônica do Ambiente Estuarino, a qual consta em detalhes no documento elaborado por Brasil (MPF)/ Lactec (2020e). Entretanto, na sequência são elencados os principais pontos da metodologia adotada, que se baseou em indicadores para o padrão de ocorrência da comunidade zooplânctônica com o bjetivo em diagnosticar a situação do ambiente, face à influência do rompimento da barragem de Fundão (Mariana, MG) ocorrido em 2015.

Em virtude dos poucos dados disponíveis para o estuário do rio Doce, principalmente logo após a chegada da pluma de rejeito de minérios (pós-desastre P1/P2), quanto à composição específica do zooplâncton, a sua densidade e à presença de EPTs a avaliação dos danos ficou prejudicada no ambiente estuarino ao longo do tempo. Desse modo, o enfoque dado ao zooplâncton da região estuarina se deu sobre a avaliação de possíveis alterações na sua composição específica entre os períodos pré e pós-desastre P4 (janeiro de 2018 a dezembro de 2018), P5 (janeiro de 2019 a dezembro de 2019) e P6 (janeiro de 2020 a dezembro de 2020) , a qual foi apresentada de forma descritiva sem considerar um “dano”.

Vale lembrar que as informações obtidas nos dados secundários provêm de trabalhos realizados em regiões estuarinas próximas ao rio Doce nos períodos pré (P0), já que não foram encontradas informações quanto ao zooplâncton no próprio estuário do rio Doce. Após o desastre em P1/P2 e P3 não houve tomada de dados no estuário do rio Doce e nem nos demais ambientes próximos. No entanto, a partir de P4 trabalhos foram realizados no estuário do rio Doce, em seus lagos e lagoas marginais, focando na densidade total do zooplâncton. Quanto aos dados primários tomados por Lactec, as informações são provenientes de pontos amostrais localizados no estuário do rio Doce, na lagoa Monsarás e no estuário do rio Piraquê Açu, no período pós-desastre (P4, P5 e P6). Quanto a este último estuário,

também foram obtidas informações da comunidade zooplânctônica nos dados secundários, porém somente no pré-desastre (P0).

Acompanhando a metodologia similar à aplicada para o Ambiente Marinho, espécies representativas (muito frequente e/ou abundante) de Copepoda foram elencadas no Ambiente Estuarino conforme os dados secundários obtidos no período pré-desastre (P0). Seu padrão de ocorrência foi comparado com as informações disponíveis entre os diferentes períodos temporais P0, P4, P5 e P6. Fatores como densidade e frequência de ocorrência foram observados para definir a composição específica do zooplâncton no Ambiente Estuarino, mantendo a metodologia empregada para tal no Ambiente Marinho.

Quanto ao padrão de ocorrência das espécies representativas de Copepoda, especificamente para o estuário do rio Doce, foram comparados os dados para o período pós-desastre (P4), com informação disponível pelos dados secundários de FEST (2019 – RT 6) e pelos dados primários de Lactec (2018) e também para o P5 e o P6 (pós-desastre) com dados primários do Lactec (2019/2020) e dados secundários da Rede Rio Doce Mar (RRDM/UFES/FEST, 2019 – RT 18H e RT 18L).

3.2.2 ALTERAÇÃO DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA

A comunidade fitoplanctônica dos ambientes avaliados não apresentou diferenças significativas ($p < 0,05$) dos parâmetros avaliados (riqueza, diversidade, densidade, concentração de clorofila-a) entre as amostragens realizadas pelo Lactec (julho/2018, fevereiro/2019, agosto-setembro/2019), exceto a lagoa Monsarás.

Maior riqueza de espécies ocorreu no compartimento 4-A, que compreende as estações localizadas próximo a foz do rio Doce (C1: 61 espécies; C2: 55 espécies) (Tabela 43, Figura 166). O fitoplâncton encontrado nas estações é, em sua maioria (cerca de 85%), composto por espécies dulcícolas, sendo os táxons estuarinos/marinhos registrados quase que exclusivamente na estação do rio Piraquê-Açu.

Tabela 43 – Ocorrência das espécies do fitoplâncton nas estações monitoradas pelo Lactec em ambientes estuarinos.

Táxons	Compartimento 4-A		Compartimento 4-B		Compartimento 4-C
	C1	C2	L6	L7	C10
Bacillariophyceae					
<i>Anorthoneis</i> sp.	x				
<i>Amphora</i> sp.					x
<i>Asterionellopsis glacialis</i>					x
<i>Aulacoseira ambigua</i>	x				
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i>		x			
<i>Aulacoseira pusilla</i>	x	x			
<i>Bellerochea maleus</i>					x
<i>Chaetoceros diadema</i>					x
<i>Chaetoceros subtilis</i>					x
<i>Chaetoceros teres</i>					x

Táxons	Compartimento 4-A		Compartimento 4-B		Compartimento 4-C
	C1	C2	L6	L7	C10
<i>Chaetoceros</i> sp.1					x
<i>Cocconeis euglypta</i>		x			
<i>Cyclostephanus invisitatus</i>	x	x			
<i>Cyclotella cryptica</i>	x	x			
<i>Cylindrotheca closterium</i>					x
<i>Cymbella affinis</i>	x				
<i>Diploneis aestuarii</i>					x
<i>Discostella stelligera</i>	x	x			
<i>Discostella</i> sp.				x	
<i>Encyonema</i> sp.1		x			
<i>Entomoneis</i> sp.2		x			
<i>Haslea</i> sp.					x
<i>Leptocylindrus minimus</i>					x
<i>Navicula cryptotenella</i>	x				
<i>Navicula simulata</i>			x		
<i>Navicula</i> sp.1		x			
<i>Navicula</i> sp.2	x	x			
<i>Navicula</i> sp.4		x			
<i>Navicula</i> sp.10					x
<i>Navicula</i> sp.12					x
<i>Nitzschia palea</i>		x			
<i>Nitzschia</i> sp.1	x	x	x		
<i>Nitzschia</i> sp.2	x	x			
<i>Nitzschia</i> sp.4					x
<i>Nitzschia</i> sp.5					x
<i>Nitzschia</i> sp.7		x			
<i>Nitzschia</i> sp.10				x	
<i>Pinnularia</i> sp.1	x				
<i>Sellaphora</i> sp.1			x		
<i>Seminavis strigosa</i>		x			
<i>Skeletonema potamus</i>	x	x			
<i>Spicatricibra kingstonii</i>	x	x			
<i>Thalassionema nitzschioides</i>					x
<i>Thalassiosira</i> sp.3					x
<i>Thalassiosira</i> sp.5					x
<i>Thalassiosira</i> sp.6					x
<i>Urosolenia braunii</i>		x			
<i>Urosolenia obesa</i>	x	x			
<i>Urosolenia</i> sp.1	x	x			

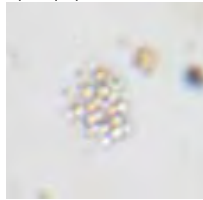
Táxons	Compartimento 4-A		Compartimento 4-B		Compartimento 4-C
	C1	C2	L6	L7	C10
Chlamydomonadales					
<i>Chlamydomonas</i> sp.1	x	x	x	x	
<i>Chlamydomonas</i> sp.2	x				
<i>Spermatozopsis exsultans</i>		x			
Chlorophyta					
<i>Actinastrum hantzschii</i>	x	x			
<i>Actinastrum aciculare</i>		x			
<i>Acutodesmus dimorphus</i>	x				
<i>Ankyra</i> sp.		x			
<i>Coelastrum astroideum</i>	x				
<i>Coelastrum proboscideum</i>	x				
<i>Coenococcus planctonicus</i>		x	x		
<i>Desmodesmus serratus</i>					
<i>Desmodesmus spinosus</i>		x			
<i>Desmodesmus</i> sp.1		x			
<i>Desmodesmus</i> sp.2	x	x			
<i>Desmodesmus</i> sp.3	x	x		x	
<i>Desmodesmus</i> sp.4		x			
<i>Desmodesmus</i> sp.5		x			
<i>Desmodesmus</i> sp.8	x				
<i>Dictyosphaerium</i> sp.		x			
<i>Hariotina reticulata</i>	x	x			
<i>Lacunastrum gracillimum</i>	x				
<i>Lemmermania triangularis</i>			x		
<i>Micractinium pusillum</i>	x				
<i>Monoraphidium contortum</i>	x	x			
<i>Monoraphidium griffithii</i>	x	x			
<i>Monoraphidium minutum</i>	x			x	
<i>Monoraphidium nanum</i>	x	x			
<i>Monoraphidium</i> sp.2	x				
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i>				x	
<i>Oocystis lacustris</i>				x	
<i>Oocystis</i> sp.	x				
<i>Scenedesmus ecornis</i>	x	x		x	
<i>Tetradismus obliquus</i>	x				
<i>Treubaria triappendiculata</i>	x				
<i>Willea crucifera</i>				x	
Chrysophyta					
<i>Chromulina gyrams</i>	x				

Táxons	Compartimento 4-A		Compartimento 4-B		Compartimento 4-C
	C1	C2	L6	L7	C10
<i>Chrysamoeba</i> sp.	x	x			
<i>Kephyrion</i> sp.2			x		
<i>Mallomonas akrokomos</i>	x				
<i>Mallomonas tonsurata</i>	x	x			
Cryptophyceae					
<i>Chroomonas</i> sp.	x				
<i>Cryptomonas</i> sp.1	x	x	x		
<i>Cryptomonas</i> sp.2	x	x		x	
<i>Cryptomonas</i> sp.3			x		
<i>Plagiselmis lacustris</i>	x	x	x		
<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	x	x		x	
<i>Plagioselmis prolunga</i>					x
<i>Rhodomonas</i> sp.	x				
<i>Teleaulax amphioxeia</i>					x
Cyanophyceae					
<i>Anathece</i> sp.	x				
<i>Aphanizomenon</i> sp.				x	
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	x	x	x		
<i>Cyanogranis ferruginea</i>		x		x	
<i>Epigloeosphaera brasílica</i>	x	x			
<i>Geitlerinema splendidum</i>			x		
<i>Merismopedia minima</i>	x	x			
<i>Phormidium</i> sp.	x				
<i>Pseudanabaena catenata</i>	x				
<i>Raphidiopsis</i> sp.		x			
<i>Snowella lacustris</i>	x				
<i>Synechococcus aquatilis</i>	x				
cyanophyceae sp.1		x	x	x	
Dinophyceae					
<i>Alexandrium</i> sp.					x
<i>Heterocapsa circularisquama</i>					x
<i>Heterocapsa</i> sp.3					x
<i>Metadinophysis sinensis</i>					x
<i>Peridinium</i> sp.1				x	
<i>Peridinium</i> sp.2		x			
<i>Prorocentrum minimum</i>					x
Euglenophyceae					
<i>Cryptoglana skujae</i>				x	
<i>Euglena</i> sp.1				x	

Táxons	Compartimento 4-A		Compartimento 4-B		Compartimento 4-C
	C1	C2	L6	L7	C10
<i>Euglena</i> sp.2			x		
<i>Lepocinclis</i> sp.			x		
<i>Strombomonas</i> sp.1				x	
<i>Trachelomonas volvocina</i>			x	x	
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>			x	x	
<i>Trachelomonas</i> sp.				x	
euglenophyceae sp.			x		
Prasinophyceae					
<i>Pyramiminas</i> sp.1					x
<i>Tetraselmis</i> sp.	x	x			
Zygnemaphyceae					
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i>	x	x			
<i>Closterium</i> sp.1			x		
<i>Cosmarium</i> sp.2	x				
<i>Cosmarium</i> sp.3	x				
<i>Cosmarium</i> sp.4	x		x		
<i>Haplotaenium</i> sp.	x				
<i>Spirogyra</i> sp.		x			
RIQUEZA TOTAL	61	55	20	21	27

Figura 166 – Ilustração das espécies do fitoplâncton encontradas nas estações monitoradas pelo Lactec em ambientes estuarinos.

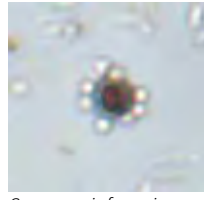
Cyanophyceae



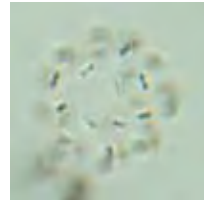
Aphanocapsa delicatissima



Merismopedia minima



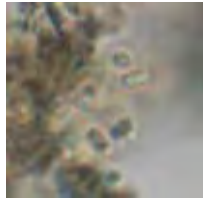
Cyanogranis ferruginea



Epigloeosphaera brasílica



Synechococcus aquatilis



Anathece sp.



Aphanizomenon sp.



Snowella lacustris



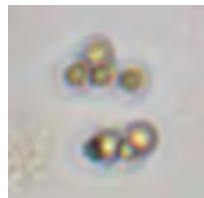
Raphidiopsis sp.



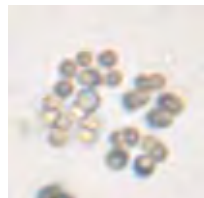
Phormidium sp.



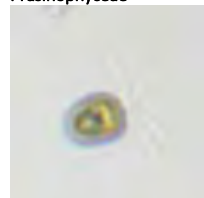
Pseudanabaena catenata



Snowella lacustris



cyanophyceae sp.1



Pyramimonas sp.1

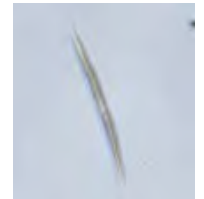


Tetraselmis.

Chlorophyceae



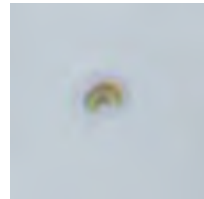
Monoraphidium contortum



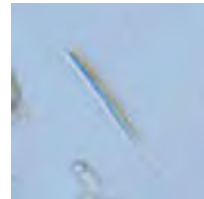
Monoraphidium griffithii



Monoraphidium minutum



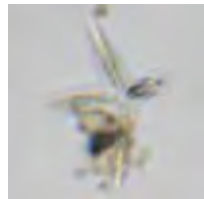
Monoraphidium nanum



Monoraphidium sp.2



Actinastrum hantzschii



Actinastrum aciculare



Ankyra sp.



Willea crucifera



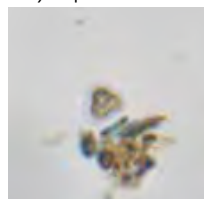
Hariotina reticulata



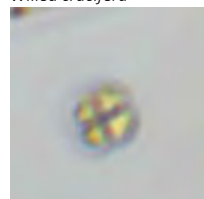
Coelastrum proboscideum



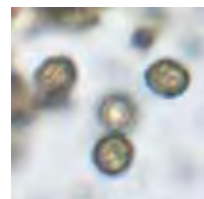
Coelastrum astroideum



Treubaria triappendiculata



Lemmermannia triangularis



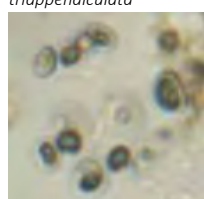
Mucidosphaerium pulchellum



Coenococcus planctonicus



Oocystis lacustris



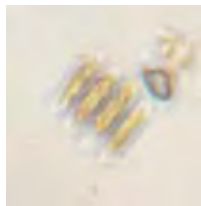
Dictyosphaerium sp.



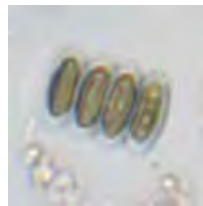
Micractinium pusillum



Desmodesmus spinosus



Desmodesmus serratus



Desmodesmus sp.1



Desmodesmus sp.2



Desmodesmus sp.3

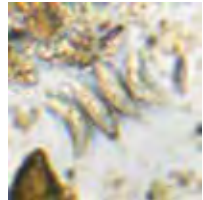


Desmodesmus sp.4

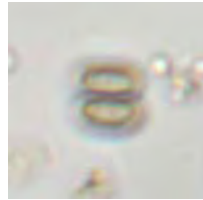
Zygnemaphyceae



Acutodesmus obliquus



Acutodesmus dimorphus



Scenedesmus ecoris



Closterium acutum var.
variabile



Closterium sp.1

Dinophyceae



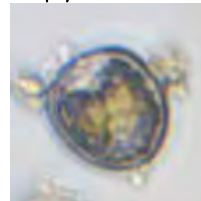
Cosmarium sp.4



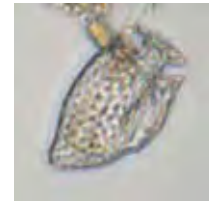
Haplotaenium sp.



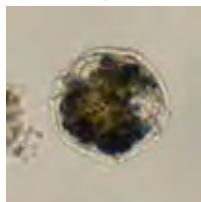
Spirogyra sp.



Prorocentrum minimum



Metadinaphysis sinensis



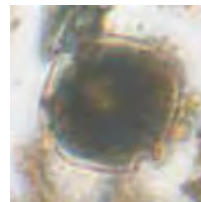
Alexandrium sp.



Heterocapsa
circularisquama



Heterocapsa sp.3

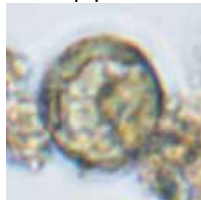


Peridinium sp.1

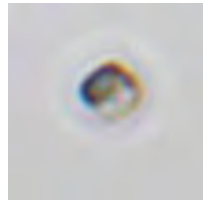


Peridinium sp.2

Bacillariophyceae



Thalassiosira sp.3



Thalassiosira sp.5



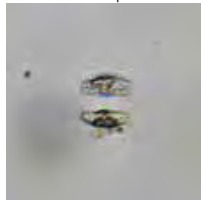
Thalassiosira sp.6



Chaetoceros subtilis



Chaetoceros teres



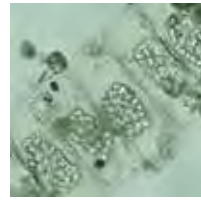
Chaetoceros diadema



Chaetoceros sp.1



Leptocylindrus minimus



Bellerochea maleus



Aulacoseira granulata
var. *angustissima*



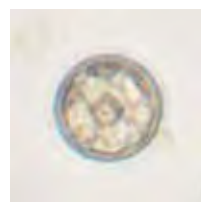
Aulacoseira ambigua



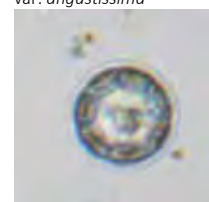
Aulacoseira pusilla



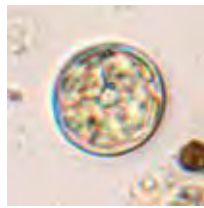
Cyclotella cryptica



Discostella stelligera



Discostella sp.



Spicaticribra kingstonii



Skeletonema potamus



Cyclostephanus invisitatus



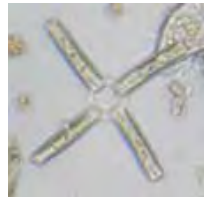
Urosolenia braunii



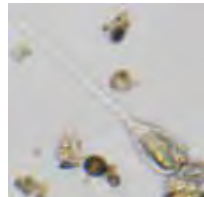
Urosolenia obesa



Urosolenia sp.1



Thalassionema nitzschioides



Asterionellopsis glacialis



Anorthoneis sp.



Cocconeis euglypta



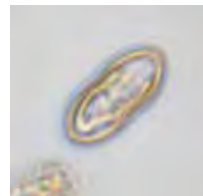
Cymbella affinis



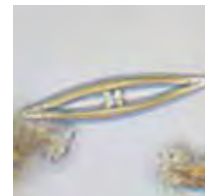
Encyonema sp.1



Sellaphora sp.1



Diploneis aestuarii



Haslea sp.



Navicula cryptotenella



Navicula simulata



Navicula sp.1



Navicula sp.2



Navicula sp.4



Navicula sp.10



Pinnularia sp.1



Nitzschia palea



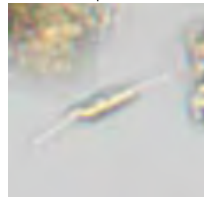
Nitzschia sp.1



Nitzschia sp.2



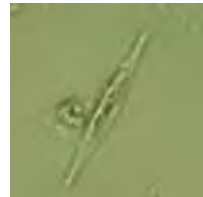
Nitzschia sp.4



Nitzschia sp.5



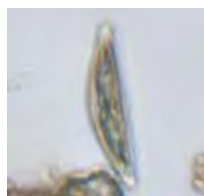
Nitzschia sp.7



Nitzschia sp.10
Chrysophyceae



Cylindrotheca closterium



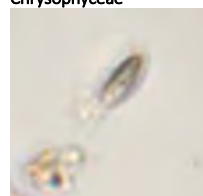
Seminavis strigosa



Amphora sp.



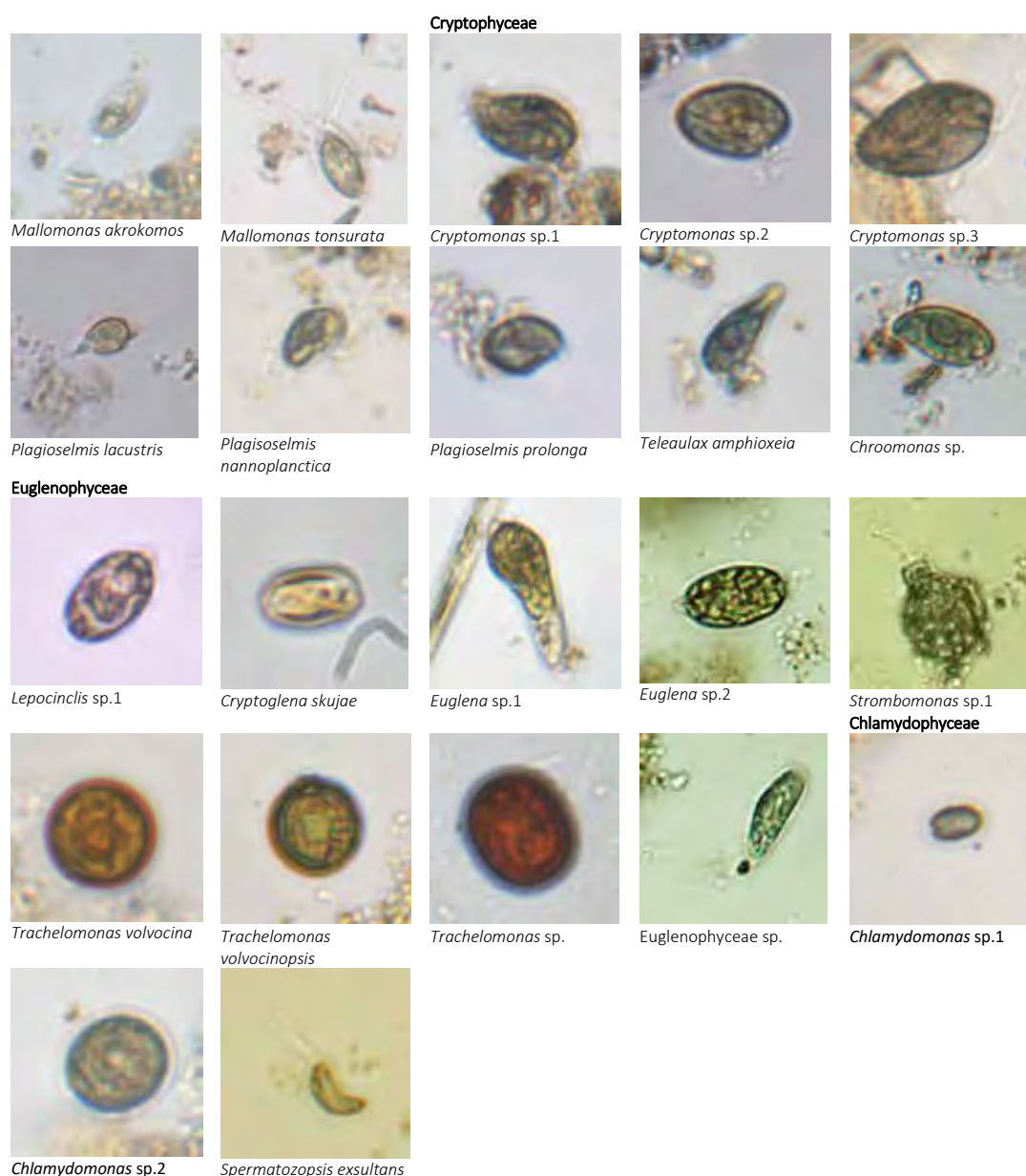
Entomoneis sp.2



Chromulina gyrans



Kephyrion sp.2



Para a foz do rio Doce, valores elevados de diversidade de espécies (>2,0 bits/ind, segundo SERPE, 2014) foram registrados (2,33 a 2,83 bits/ind), com riqueza variando entre 20 a 32 táxons por estação (Figura 167). Entretanto, foram registrados baixos valores de densidade de organismos (<800 ind/mL) e concentração de clorofila-a (1,0 a 2,45 µg/L) nestas estações (Figura 168).

No estuário do rio Piraquê-Açu (estação C10, compartimento 4C) foram encontrados baixos valores de riqueza (10 e 13 táxons), diversidade (1,4 e 2,5 bits/ind), densidade (56 a 770 ind/mL) e clorofila-a (1,0 a 2,17 µg/L) em todas as campanhas (Figura 167, Figura 168). Estes resultados foram condizentes com os dados de linha-base, os quais registraram diversidade máxima de 3,76 bits/ind, densidade variando de 35 a 1.883 ind/mL, e clorofila-a de 0 a 12,7 µg/L (CRUZ, 2004; CUNHA, 2004; SCHAEFFER, 2005; BERTOLDI, 2013, 2014).

Figura 167 – Riqueza e diversidade do fitoplâncton nas estações monitoradas pelo Lactec em ambientes estuarinos.

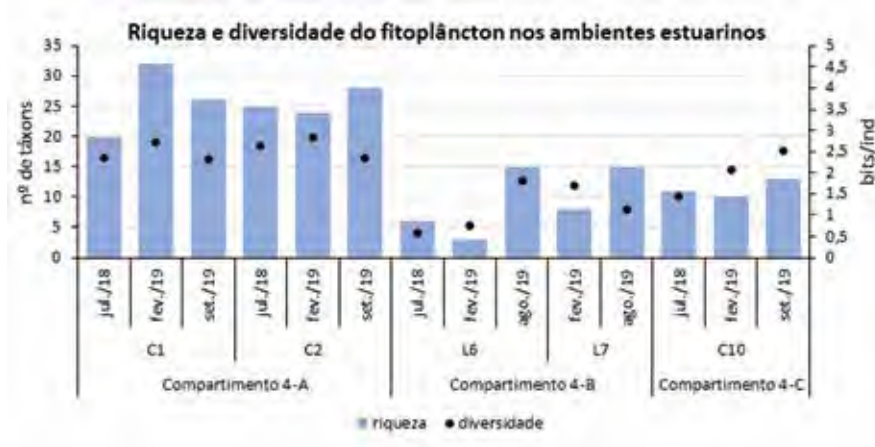
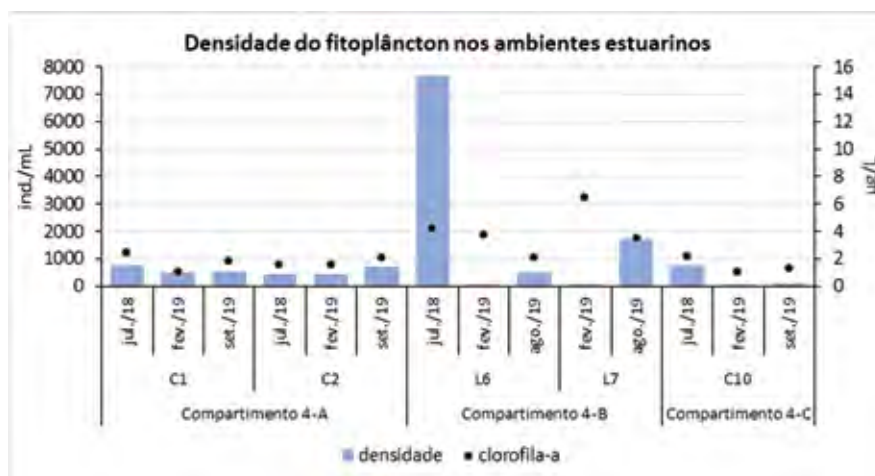
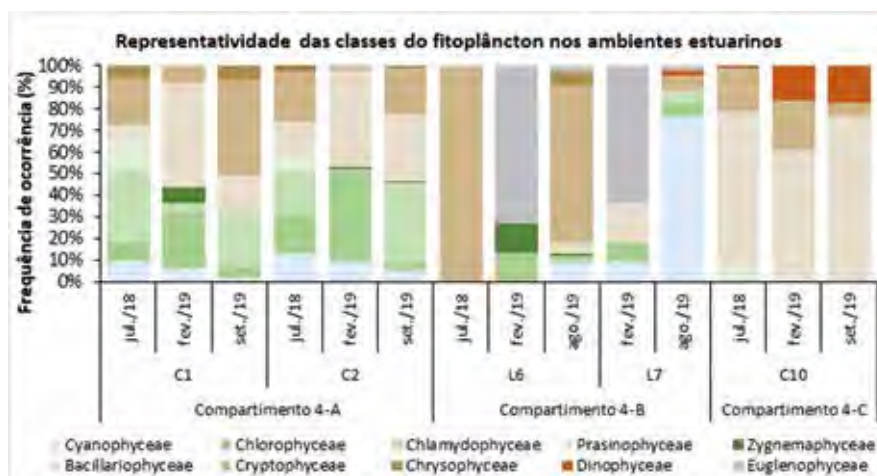


Figura 168 – Densidade do fitoplâncton e concentração de clorofila-a nas estações monitoradas pelo Lactec em ambientes estuarinos.



O fitoplâncton do estuário do rio Doce foi composto especialmente por espécies flageladas (classes Chlamydomonadales, Prasinophyceae, Cryptophyceae e Chrysophyceae) em períodos de seca (julho/2018 e setembro/2019), e por clorófitas e diatômicas no período chuvoso (fevereiro/2019) (Figura 169). Por outro lado, no estuário do rio Piraquê-Açu, a comunidade foi representada, principalmente por diatômicas (classe Bacillariophyceae), e algumas espécies de criptófitas, dinoflagelados e prasinófitas (Figura 169).

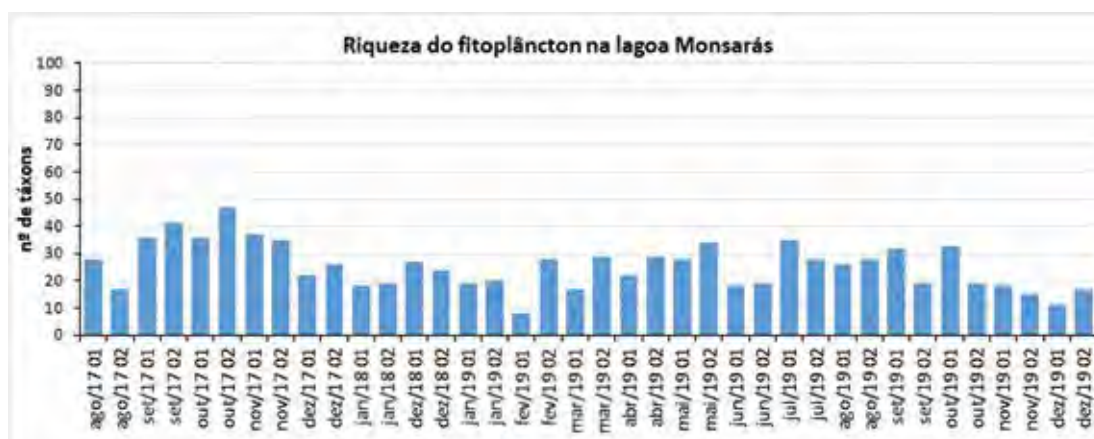
Figura 169 – Contribuição das classes de microalgas nas estações monitoradas pelo Lactec em ambientes estuarinos.



Ainda com relação aos dados coletados pelo Lactec, a lagoa Monsarás (estações L6 e L7, compartimento 4-B) apresentou riqueza pouco mais elevada em agosto/19, em ambas estações (15 espécies), em relação à campanhas anteriores. A elevada densidade (7.687 ind/mL, Figura 168) e a baixa diversidade em L6 (0,59 bits/ind, Figura 167) em julho/18 estiveram associadas à dominância da alga flagelada *Plagioselmis lacustris*, a qual representou 84% do fitoplâncton total (Figura 169). Em L7 (0,59 bits/ind), a maior densidade (1.739 ind/mL, Figura 168) e menor diversidade (1,13 bits/ind, Figura 167) ocorreram em agosto/19 e foram decorrentes da predominância de *Cyanophyceae* sp.1 (Figura 169). Na amostragem de fevereiro/19, os parâmetros relacionados ao fitoplâncton (riqueza, densidade, clorofila-a e diversidade) foram baixos nas duas estações e houve maior contribuição de euglenóides. Este grupo provavelmente se beneficiou da entrada de nutrientes ocasionada pela maior precipitação ocorrida no período (REYNOLDS, 2002).

No monitoramento realizado pela Renova, em duas estações de coleta na lagoa Monsarás, a riqueza tendeu a ser mais elevada, variando de 8 a 47 táxons/estação (Figura 170) entre agosto/17 e dezembro/19.

Figura 170 – Riqueza do fitoplâncton nas estações monitoradas pela Renova na lagoa Monsarás após o desastre.



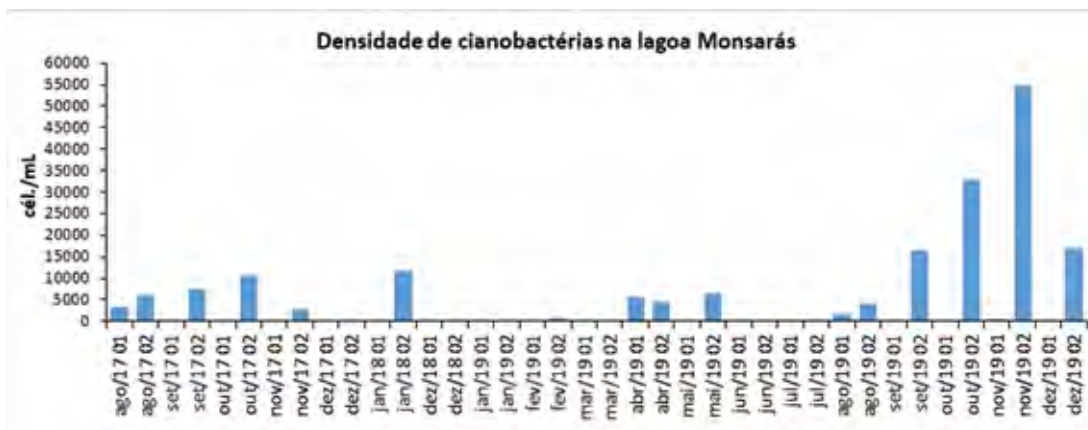
Os valores de densidade ficaram abaixo de 1.500 ind/mL na maior parte do tempo (Figura 171). Entretanto, observou-se um aumento gradativo no número de organismos na estação LMN 2 a partir do mês de setembro/19, com máximo em dezembro/19 (12.917 ind/mL).

Figura 171 – Densidade do fitoplâncton nas estações monitoradas pela Renova na lagoa Monsarás após o desastre.



Neste mesmo período, as cianobactérias ocorreram em número muito elevado (Figura 172), chegando ao máximo de 54.834 cél/mL na estação LMN 2, em novembro/19.

Figura 172 – Densidade celular de cianobactérias nas estações monitoradas pela Renova na lagoa Monsarás após o desastre.



3.2.3 POSSÍVEIS ALTERAÇÕES NA COMPOSIÇÃO DAS ESPÉCIES DO ZOOPLÂNCTON ESTUARINO

Na região estuarina do baixo rio Doce durante o período pré-desastre (P0) não foram encontradas informações e com isso os dados apresentados são provenientes de estuários próximos (na baía de Vitória, no rio Piraquê Açu, no rio Caravelas, etc.). Já durante o período pós-desastre (P4 – 2018; P5 – 2019; P6 - 2020), dados foram gerados para o estuário do rio Doce e para a lagoa Monsarás.

Para realizar a avaliação da alteração na composição das espécies zooplanctônicas ao longo do tempo, foram comparadas as espécies representativas (muito frequente e/ou abundante) dos períodos pós-desastre com as espécies representativas (muito frequente e/ou abundantes) do grupo Copepoda no período pré-desastre. Na Tabela 44 podem ser visualizadas as espécies representativas

de Copepoda no período pré-desastre (P0) e dentre estas, as que foram representativas nos períodos pós-desastre (P4, P5 e P6). É oportuno esclarecer que em P1/P2 e em P3 não foram encontrados dados primários nem secundários no estuário da calha do rio Doce nem de estuários próximos. Portanto em P0, o levantamento de dados coletados resultou em 13 espécies representativas de Copepoda no ambiente estuarino durante P0 (pré-desastre) (Tabela 44). Após o desastre em P4, dentre estas, somente duas (2) ocorreram e nenhuma ocorreu em P5, mostrando alteração do padrão de ocorrência do zooplâncton na área de estudo em questão. Os detalhes quanto às informações de distribuição geográfica e de preferências ecológicas das espécies representativas de Copepoda verificadas pelos dados primários de Lactec entre 2018 e 2020 do Ambiente Estuarino podem ser encontrados no item COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA dos DOCUMENTOS SUPLEMENTARES.

Considerando a composição zooplânctônica em P6 (2020) a espécie representativa foi *Euterpina acutifrons* conforme os dados primários coletados na foz do rio Doce e na lagoa Monsarás (Tabela 44), o que denota a continuidade dos danos sobre as espécies representativas do zooplâncton na região em estudo. Os dados secundários no estuário do rio Doce e lagoa Monsarás, obtidos por RRDM/UFES/FEST (2019) não deixaram claras informações de modo temporal por não especificar os períodos entre P4 e P5, dificultando a avaliação da alteração na composição específica do zooplâncton do local em questão. Assim, conforme as informações disponíveis para os períodos P4 e P5, estes dados secundários apontaram as espécies representativas de Copepoda *Notodiaptomus conifer*, *N. iheringi*, *Thermocyclops inversus* e *T. minutus*. Dentre estas, somente *T. minutus* foi registrada no ambiente estuarino, segundo o estudo de Sterza e Fernandes (2006) na baía de Vitória (ES), porém não de modo representativo durante o pré-desastre (P0).

Tabela 44 – Variação da ocorrência das espécies representativas (muito frequente e/ou abundante) de Copepoda entre os períodos pré-desastre (P0) e pós-desastre (P4, P5 e P6) no Ambiente Estuarino.

Ambiente Estuarino				
Copepoda	Pré Desastre (P0)	Pós Desastre (P4)	Pós Desastre (P5)	Pós Desastre (P6)
<i>Acartia lilljeborgi</i>	x			
<i>Acartia tonsa</i>	x			
<i>Dioithona oculata</i>	x			
<i>Euterpina acutifrons</i>	x			x
<i>Oithona hebes</i>	x	x		
<i>Oithona oswaldocruzi</i>	x			
<i>Paracalanus parvus</i>	x			
<i>Paracalanus quasimodo</i>	x			
<i>Paracyclops fimbriatus</i>	x			
<i>Parvocalanus crassirostris</i>	x	x		
<i>Temora stylifera</i>	x			
<i>Temora turbinata</i>	x			
<i>Thermocyclops crassus</i>	x			

Segundo o levantamento de dados, informações quanto à composição das espécies do zooplâncton foram encontradas para o estuário do rio Piraquê Açu durante o pré-desastre (P0 – dados

secundários) e o pós-desastre (P4, P5 e P6 – dados primários) (Tabela 45). Assim, durante P0 as espécies representativas somaram sete (7) e dentre estas, somente seis (6) ocorreram em P4 e seis (6) em P5, apontando também alteração no padrão de ocorrência das espécies representativas do estuário do rio Piraquê Açu.

Durante P6, *Calanopia americana*, *E. acutifrons*, *O. oswaldocruzi* e *P. crassirostris* ocorreram pelos dados primários de Lactec entre março de 2020 e setembro de 2020, quando comparada com o período pré desastre (P0), o que denota a continuidade das alterações na composição das espécies de zooplâncton ainda em P6 no referido estuário. Vale destacar a ocorrência de *O. hebes* e *P. quasimodo* em P4 e em P5 e de *Calanopia americana* em P5 e em P6 pelos dados primários, mostrando que espécies que não ocorriam antes (P0) passaram a ser muito frequentes e/ou abundantes na região estuarina do rio Piraquê Açu durante o pós-desastre (P4, P5 e P6) (Tabela 45) (detalhes no item COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA dos DOCUMENTOS SUPLEMENTARES).

Tabela 45 – Espécies representativas (muito frequente e/ou abundante) de Copepoda para o estuário do rio Piraquê Açu durante os períodos pré-desastre (P0) e pós-desastre (P4, P5 e P6).

Estuário do rio Piraquê Açu				
Copepoda	Pré Desastre (P0)	Pós Desastre (P4)	Pós Desastre (P5)	Pós Desastre (P6)
<i>Acartia lilljeborgi</i>	x	x		
<i>Calanopia americana</i>			x	x
<i>Dioithona oculata</i>	x			
<i>Euterpina acutifrons</i>	x	x	x	x
<i>Oithona hebes</i>		x	x	
<i>Oithona oswaldocruzi</i>	x			x
<i>Paracalanus quasimodo</i>		x	x	
<i>Paracalanus parvus</i>	x			
<i>Parvocalanus crassirostris</i>	x	x	x	x
<i>Temora turbinata</i>	x	x	x	

Os organismos representativos tanto no período pré-desastre (P0) no estuário do rio Piraquê Açu (NUNES, 2010), quanto no período pós-desastre (P4 e P5) na calha do rio Doce e na lagoa Monsarás (FEST, 2019c; RRD/UFES/FEST, 2019 – RT 18H e RT 18L; Lactec (2018/2020), *Mesocyclops cf longisetus*, *Microcyclops anceps*, *Notodiaptomus conifer*, *Notodiaptomus iheringi*, *Paracyclops fimbriatus*, *Thermocyclops crassus*, *Thermocyclops inversus* e *Thermocyclops minutus*, são típicos de ambientes dulcícolas e têm hábito oportunista, como *T. minutus* (DUSSART; DEFAYE, 1995; REID, 1985) e têm sua ocorrência descrita em Brasil (MPF)/ Lactec (2020e). As demais espécies representativas em P0, P4, P5 e P6 são típicas do litoral do Brasil, como já relatado no Ambiente Marinho (Item 2.2.3.1).

As espécies representativas no Ambiente Estuarino que foram registradas somente durante o período pré-desastre (P0) conforme os trabalhos pesquisados sobre o tema são *A. lilljeborgi*, *A. tonsa*, *D. oculata*, *O. oswaldocruzi*, *P. parvus*, *P. Quasimodo*, *P. fimbriatus*, *T. stylifera*, *T. turbinata* e *T. crassus*. Com isso o registro destas espécies ao longo do tempo deve ser observado com atenção e ainda de *T. turbinata* e *P. Quasimodo* que tiveram menores frequências entre os pontos amostrais em P4, P5 e P6 conforme os dados primários tomados por Lactec (2018/2020). Aqui vale incluir as

espécies *Notodiaptomus conifer*, *Notodiaptomus iheringi* e *Thermocyclops inversus* que não ocorreram em P0, porém foram representativas em P4 e em P5 conforme a avaliação de Fest (2019) e conforme os dados obtidos pela Rede Rio Doce Mar (RRDM/UFES/FEST, 2019 – RT 18H e RT 18L) que não deixaram explícita a composição das espécies entre 2018 (P4) e 2019 (P5). Mas as espécies que são pouco frequentes ou que tenham queda na sua ocorrência devem ser observadas com cuidado em trabalhos futuros de modo a avaliar sua possível recuperação ao longo do tempo na área de estudo em questão. É oportuno esclarecer que a caracterização da comunidade zooplancônica nos dados primários têm suas informações apresentadas com detalhes no item COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA dos DOCUMENTOS SUPLEMENTARES. Além da escassez de trabalhos sobre o tema na região estuarina em estudo, as poucas informações obtidas nos dados secundários do levantamento não foram claras quanto à densidade do zooplâncton durante o pré-desastre (P0) e o pós-desastre (P1/P2 e P3), o que impossibilitou detalhar com acurácia, a variação da densidade ao longo do tempo. No entanto, valores de densidade foram obtidos pelos dados secundários no período pós-desastre (P4, P5 e P6) assim como também pelos dados primários. Com isso, quanto à densidade zooplancônica obtida na região estuarina do rio Doce e na lagoa Monsarás, cujos dados secundários foram obtidos entre outubro de 2018 e agosto de 2019, as maiores densidades foram observadas na lagoa Monsarás tanto em P4 (final de 2018) (FEST, 2019c) quanto em P5 (início e final de 2019) (RRDM/UFES/FEST, 2019 – RT 18H e RT 18L). Já quanto aos dados primários coletados entre julho de 2018 e setembro de 2020, ou seja em P4, P5 e P6, na região estuarina do rio Doce (pontos C1 e C2), incluindo a lagoa Monsarás (pontos L6 e L7), os pontos amostrais com maior densidade de zooplâncton foram os pontos localizados nos ambientes lênticos, acompanhando o padrão observado nos dados secundários, relatados acima. Assim, pelos dados primários, a densidade foi elevada nos pontos L6 e L7, sendo que os maiores valores se deram principalmente nos períodos seco de julho de 2018 (ponto L6 - P4), de setembro de 2019 (ponto L7 - P5) e de setembro de 2020 (ponto L7 - P6). Isso mostra que o compartimento 4-B (lagoa Monsarás) influenciou na maior densidade zooplancônica observada para a área de estudo, tanto nos dados secundários quanto nos dados primários.

Analisando a flutuação da densidade do zooplâncton entre os pontos amostrais localizados no ambiente fluvial do estuário do rio Doce (C1 e C2) e do estuário do rio Piraquê Açu (C10), os dados primários (Lactec 2018/2020) mostraram que não há um padrão no comportamento do zooplâncton entre os períodos seco e chuvoso como observado na lagoa Monsarás. Porém o zooplâncton se mostrou mais abundante no ponto C10, localizado no estuário do rio Piraquê Açu, principalmente em fevereiro e setembro de 2019 (P5) e em março de 2020 (P6), apontando o compartimento 5-D (estuário do rio Piraquê Açu) como o de maior densidade no sistema estuarino em estudo.

No geral, a densidade do zooplâncton da área estuarina em estudo não pareceu ter variação sazonal. Vale relatar que em março de 2020 ainda era possível verificar a influência das chuvas intensas do final de janeiro de 2020 sobre a vazão do rio Doce em direção a sua foz (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020i). Tal fato pode ter influenciado na densidade zooplancônica, causando seu declínio em março de 2020 na região da foz do rio Doce (detalhes no item COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA dos DOCUMENTOS SUPLEMENTARES). Assim como no ambiente marinho, o zooplâncton apontou declínio na densidade em março de 2020 no ambiente estuarino em estudo, o que pode estar associado ao período chuvoso, enquanto que no período seco como em setembro de 2020 houve acréscimo, mesmo

que pequeno, na densidade do zooplâncton estuarino. A redução das densidades de zooplâncton em períodos chuvosos já foi relatado em outros estudos, em diferentes regiões do Brasil, como na foz do rio Itajaí Açu (Itajaí, Santa Catarina) (ACQUAPLAN, 2017 – ATLAS; ACQUAPLAN, 2020 – EIA TGLI). Em locais com maior vazão, associada ao período chuvoso, há declínio na densidade planctônica tanto pela dispersão dos organismos quanto pela menor luminosidade, dentre outros fatores, prejudicando a produtividade primária e, consequentemente a produtividade secundária, como o que foi observado por Fischer (1978) na região da Amazônia Central e por Silva (2017) na região da sua foz. Isto pode explicar o declínio da densidade observado para o zooplâncton do ambiente estuarino em estudo em março de 2020, pelos dados primários.

Quanto à avaliação que ocorreu no rio Doce, no seu estuário e nas suas lagoas adjacentes, foi registrada a presença de EPTs como Cr, Fe, Mn, Hg e Zn na biota (FEST, 2019a, c), o que pode causar efeitos agudos e crônicos, os quais têm variação temporal e espacial e podem assim, influenciar na ocorrência de organismos zooplanctônicos, como por exemplo, *Diaphanosoma birgei* (Cladocera) na lagoa Monsarás (Detalhes no Documento Suplementar COMUNIDADE ZOOPLANTÔNICA). Os EPTs Fe, Al, Cr e V continuaram influenciando na estrutura da comunidade zooplanctônica no local do estudo com redução da densidade e da riqueza de espécies nos ambientes fluviais e lacustres à medida que suas concentrações aumentaram na água, conforme o levantamento realizado pela Rede Rio Doce Mar até agosto de 2019 em P5 (RRDM/FEST/UFES, 2019 – RT 18H/RT 18L).

Conforme Brasil (MPF)/ Lactec (2020e) houve um aumento da concentração de EPTs nas águas e nos sedimentos do estuário do rio Doce em decorrência do desastre. Em estudo da RRDM (RRDM/FEST/UFES, 2019 – RT 17), quanto aos valores de bioacumulação de EPTs, estes foram maiores nas campanhas 1 (set/out-2018 – P4) e 2 (jan/fev-2019 – P5) na calha do rio Doce e nas lagoas marginais, como na lagoa Monsarás para organismos zooplanctônicos, quando comparados aos valores detectados anteriormente ao rompimento da barragem de Fundão. O nível de estresse fisiológico do zooplâncton esteve associado aos EPTs Mn, Cr e Cd principalmente na campanha 1 (set/out-2018 – estação seca). As amostras coletadas na calha do rio Doce assim como na sua foz foram consideradas moderadamente tóxicas a tóxicas quanto à presença de EPTs com variação sazonal entre estações seca e chuvosa.

Espécies de Copepoda já vêm sendo utilizadas como indicadoras das condições ambientais sob impacto antrópico ou não (RESGALLA, 2001; VEADO, 2008; 2017). Contudo, estudos devem ser intensificados e seus locais de coleta ampliados (e.g. estuários do rio Doce, do rio Piraquê Açu), de modo a compreender não somente as preferências ecológicas das espécies representativas de Copepoda, mas também da fauna zooplanctônica como um todo, cujo inventário, embasado na literatura, englobou os anos de 2004 e 2020 nos sistemas estuarinos da região de estudo.

Em virtude do atual cenário, a alteração na composição específica do zooplâncton estuarino deve ser observada com ressalvas. A alteração observada pode ser resposta às novas condições ambientais com a chegada da lama de rejeito de minérios, porém, devido às incertezas associadas a escassez de dados pretéritos e logo após o desastre, não foi possível qualificá-las como sendo, ou não, um dano.

3.2.4 CONCLUSÕES

De maneira geral, a comunidade fitoplanctônica dos ambientes estuarinos se comportou de forma equivalente, em termos de estrutura e composição, ao período anterior já avaliado do pós-desastre. Exceção é feita a lagoa Monsarás que apresentou densidade mais elevada na estação LMN 2, ocasionada pelo maior desenvolvimento de cianobactérias no ano 2019, em meses que correspondem ao início do período chuvoso. Todavia, a ausência de dados de linha-base não permitiu avaliar se esta condição já era natural do local. Ressalta-se a importância do monitoramento contínuo do fitoplâncton para compreensão da dinâmica da comunidade ao longo do tempo, bem como averiguar possíveis mudanças nas relações com consumidores secundários, uma vez que as microalgas constituem a base da cadeia trófica.

No presente item foi avaliada a evolução das alterações do zooplâncton no ambiente estuarino, decorrentes da chegada da lama de rejeitos e identificados em Brasil (MPF)/ Lactec (2020e). Essa avaliação foi realizada com a incorporação do conjunto de dados referente ao P6 (janeiro/2020 a dezembro/2020) à análise anterior. Foi realizado acompanhamento da evolução quanto à alteração na composição específica do zooplâncton, sendo que sua descrição se deu de modo qualitativo em função da escassez de dados gerados sobre o tema. A pouca informação encontrada fez com que os parâmetros de densidade do zooplâncton e de presença de EPTs no ambiente estuarino, fossem abordados sem considerar sua variação ao longo do tempo como dano resultante do desastre da Samarco ocorrido em 2015.

O grupo Copepoda foi utilizado como indicador do dano da alteração da composição de espécies, por serem organismos importantes nos ambientes aquáticos e se mostraram dominantes no zooplâncton. Foi possível observar que as espécies representativas (muito frequentes e/ou abundantes) de Copepoda no período pré-desastre (P0), não mantiveram o seu padrão de ocorrência em P1/P2, P4, P5 e P6 na área de estudo. Dentre as espécies representativas, aquelas menos frequentes, *A. lilljeborgi*, *A. tonsa*, *D. oculata*, *O. oswaldocruzi*, *P. quasimodo*, *P. parvus*, *P. fimbriatus*, *T. stylifera*, *T. turbinata* e *T. crassus* merecem atenção já que podem se tornar muito frequentes no ambiente estuarino da foz do rio Doce ao longo do tempo. Destaque para as espécies representativas *Dioithona oculata* e *Paracalanus parvus* que ocorreram somente em P0 no estuário do rio Piraquê Açu. Já as espécies que não foram representativas em P0 *Paracalanus quasimodo* e *Oithona hebes* foram exclusivas em P4 e em P5, enquanto que *Calanopia americana* que foi representativo na área em P5 e também em P6 no estuário do rio Piraquê Açu.

Foi possível observar que a densidade foi elevada nos pontos amostrais localizados na lagoa Monsarás (compartimento 4-B), independente do período de coleta (seco ou chuvoso) conforme os dados primários tomados por Lactec (2018/2020) e os dados secundários tomados pela Rede Rio Doce Mar (2018/2019). Já entre os pontos localizados no estuário do rio Doce e no do rio Piraquê Açu, a maior densidade ocorreu no ponto C10, no estuário do rio Piraquê Açu, ou seja, no compartimento 5-D, independentemente da variação pluviométrica, conforme os dados primários.

Conforme apresentado nos itens 3.1 e 3.3, após quatro anos da chegada da pluma com rejeito de minérios na região da foz do rio Doce e suas lagoas marginais, ainda foi possível observar a presença de EPTs na água, no sedimento e na biota aquática. A bioacumulação de EPTs pelos organismos continua alta com estresse fisiológico associado a Mn, Cr e Cd nos ambientes estuarinos. Tal fato reforça a necessidade em realizar estudos sobre o tema antes, durante e depois de interferências antrópicas, como é o caso do desastre da Samarco, focando a avaliação nos níveis de EPTs presentes no rejeito.

A ausência de dados no estuário do rio Doce, principalmente no período pré-desastre, assim como a pouquíssima informação obtida durante o pós-desastre, prejudicou a avaliação de possíveis danos à comunidade zooplanctônica estuarina advinda da presença da lama de rejeito de minérios. Tal fato reforça a necessidade em realizar estudos que abordem o tema neste estuário, assim como em outros, de modo a compreender a ecologia destes sistemas e suas respostas aos possíveis impactos provenientes de atividades antrópicas no seu entorno.

3.3 DANOS À QUALIDADE DOS SEDIMENTOS E COMUNIDADES BENTÔNICAS

Considerando o transporte e a deposição do rejeito no estuário do rio Doce, segundo os dados apresentados em Brasil (MPF)/ Lactec (2020e), foram identificados os seguintes danos à qualidade dos sedimentos no estuário: alteração das características granulométricas do sedimento superficial e aumento da concentração de elementos potencialmente tóxicos (EPTs) no sedimento.

No estuário do rio Doce, o dano de alteração das características granulométricas do sedimento superficial foi identificado e classificado como grave, enquanto que o dano de aumento da concentração de EPTs no sedimento foi classificado como gravíssimo, de acordo com os dados obtidos entre novembro/2015 e março/2016. Ambos apresentaram tendência à redução com o passar do tempo, onde avaliou-se o comportamento dos indicadores dos danos entre abril/2016 e fevereiro/2019. As alterações na qualidade dos sedimentos da lagoa Monsarás e do estuário do rio Piraquê-açu foram avaliadas apenas de forma qualitativa e não puderam ser diretamente relacionadas ao desastre devido à baixa disponibilidade de dados pré-desastre e no período logo após a chegada da pluma de rejeitos a zona costeira.

Nesse contexto, devido à alteração da qualidade dos sedimentos e aos potenciais danos associados a estas alterações, o presente documento tem como objetivo avaliar a manutenção/alteração dos resultados obtidos em Brasil (MPF)/ Lactec (2020e), incorporando os dados obtidos nos anos de 2019 e 2020.

Além do acompanhamento dos danos à qualidade do sedimento no estuário do rio Doce, será realizado o acompanhamento das alterações na qualidade do sedimento de outros ambientes localizados na região de entorno da foz deste estuário, o estuário do rio Piraquê-açu e a lagoa Monsarás, onde, eventualmente, as alterações ambientais decorrentes da chegada do rejeito possam ter ocorrido. Tal acompanhamento foi realizado por meio da observação da variação e do comportamento dos diversos parâmetros de análise ao longo do tempo.

A verificação de alterações na estrutura das comunidades bênticas estuarinas foi realizada através da comparação de métricas ecológicas no período antes do desastre com os resultados do diagnóstico do dano (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020e) e do acompanhamento de danos. Foram comparadas as médias dos índices de diversidade, número de táxons, densidade total, densidade de Chironomidae e densidades relativas de Mollusca, Crustacea, Polychaeta, Chironomidae e Outros (grupos com baixa diversidade).

A primeira atividade desenvolvida junto ao diagnóstico socioambiental sobre macrofauna bêntica dos estuários foi o levantamento sistemático de estudos pretéritos realizados no ambiente estuarino da costa do Espírito Santo. A descrição dos dados pretéritos foi em Brasil (MPF)/ Lactec (2017b).

No diagnóstico do dano, a verificação de alterações na estrutura das comunidades bênticas do estuário, assim como em ambiente marinho, foi realizada através da comparação de métricas ecológicas no período antes do desastre com os resultados obtidos nas duas primeiras campanhas, realizadas no período entre 07/2018 a 02/2019 (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020e). O dano foi constatado, no diagnóstico de danos, devido à diminuição de todos os índices ecológicos avaliados. O dano foi considerado gravíssimo, com tendência a diminuição e parcialmente reversível (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020e).

Os resultados das duas primeiras campanhas e avaliação dos danos às comunidades bênticas estuarinas foram apresentados em Brasil (MPF)/ Lactec (2020e). Nesse relatório de diagnóstico, foram também apresentados estudos secundários realizados no período pós-desastre.

Para a avaliação do status da contaminação e alterações na saúde da macrofauna bêntica dos estuários foi realizado um levantamento dos estudos que realizaram análises de determinação da concentração de EPTs e ensaios ecotoxicológicos com espécies bênticas antes e após o desastre. Os resultados até fevereiro de 2019 foram apresentados no relatório do diagnóstico dos danos (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020e). A contaminação de organismos bênticos de estuários foi constatada através de análises ecotoxicológicas realizadas com exemplares coletados em manguezais e espécies marinhas, como os camarões, que utilizam os estuários em algum período de seus ciclos de vida (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020e). No diagnóstico esse dano não foi classificado, assim como no ambiente marinho.

O objetivo do presente relatório foi analisar os resultados obtidos em ambiente estuarino após o diagnóstico do dano (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020e), para verificar a evolução dos danos identificados previamente. O período de setembro de 2019 a setembro de 2020 foi avaliado com a inclusão da análise de três novas campanhas (set/19, mar/20 e set/20). Os resultados foram comparados aos resultados obtidos no diagnóstico do dano, aos dados de linha-base e a dados secundários do período pós-desastre. Para complementar a avaliação da contaminação dos organismos bênticos no estuário, foram apresentados resultados de estudos secundários de avaliações ecotoxicológicas, realizados após fevereiro de 2019 e, assim, o dano pôde ser classificado.

3.3.1 METODOLOGIA

A fim de avaliar a manutenção dos resultados obtidos para os danos relacionados à alteração da granulometria do sedimento superficial e do aumento da concentração de EPTs no sedimento em Brasil (MPF)/ Lactec (2020e), foi incorporado à análise anterior o conjunto de dados referente ao período de outubro/2018 a setembro/2020. Para este período, foram avaliados dados de monitoramento de

qualidade do sedimento do Lactec, da Fundação Renova e da Rede Rio Doce Mar (RRDM), sendo que sua utilização se deu do mesmo modo como no diagnóstico de danos.

Nos três ambientes estuarinos, os dados primários avaliados foram originados pelo Lactec em quatro campanhas de monitoramento para a coleta de amostras de sedimento: em julho/2018, fevereiro/2019, setembro/2019 e março/2020. As estações avaliadas, o método de coleta e a análise foram os mesmos utilizados no diagnóstico de danos na zona costeira (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020c) e descritos resumidamente na seção 2.4.1. A localização das estações amostrais é apresentada na Figura 132 no início desse capítulo 3 e os laudos da campanha de junho/2018 encontram-se no Apêndice K do 2º Relatório Parcial de Resultados (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2019e) e os laudos de 2019 foram disponibilizados no Apêndice do Parecer técnico nº 33 sobre a Avaliação da Qualidade da Água da bacia do rio Doce e da região costeira adjacente realizada pelo Lactec entre os anos de 2018 e 2020 (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2021).

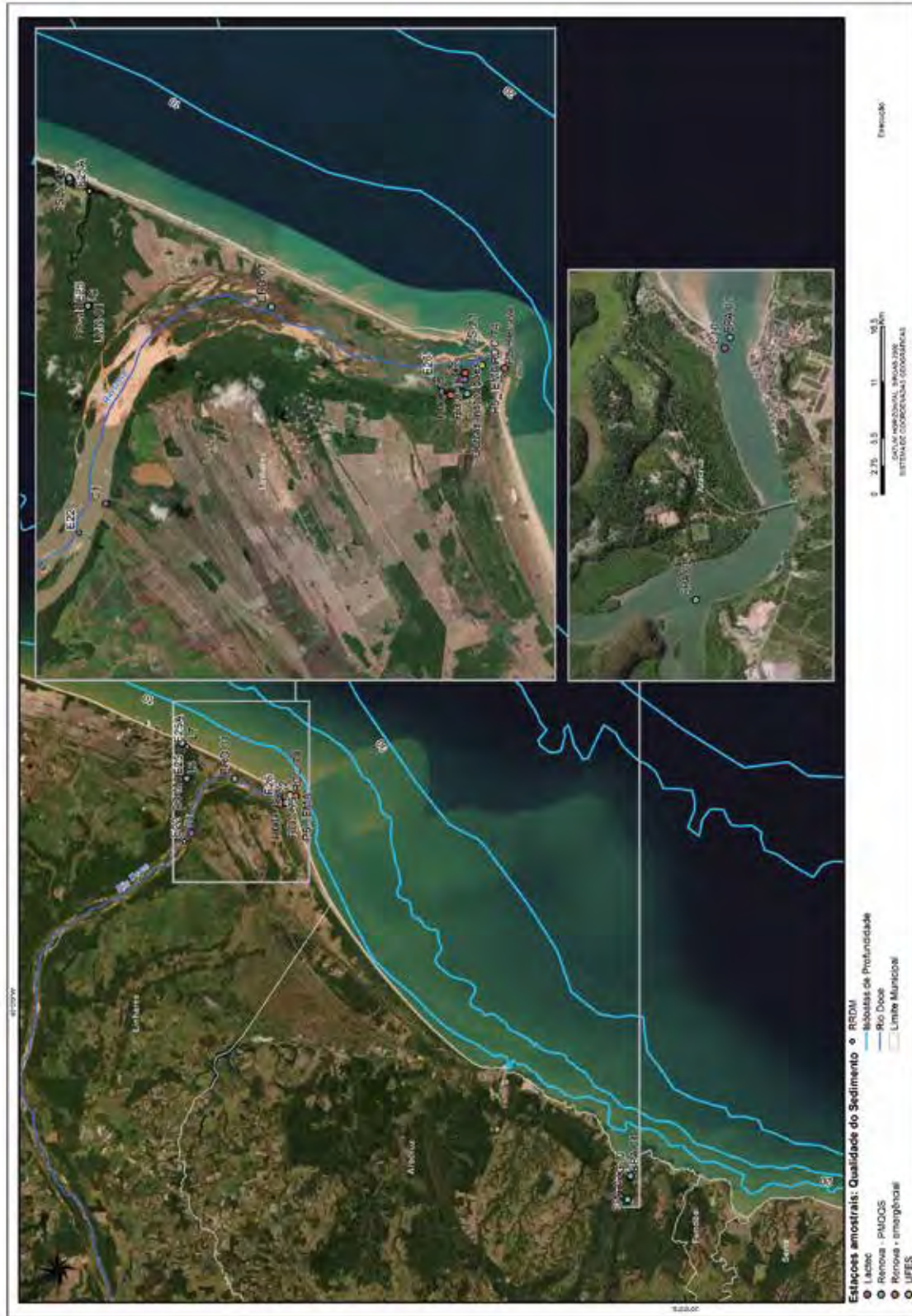
Quanto aos dados secundários, além das fontes de dados avaliadas no diagnóstico de danos (Samarco, Fundação Renova e universidades (UFES, FURG), no presente documento foram avaliados também os dados brutos gerados pela Rede Rio Doce Mar (RRDM/FEST/UFES, 2019), entre outubro/2018 e setembro/2019, que foram fornecidos pela Câmara Técnica de Biodiversidade no âmbito do Comitê Interfederativo – CIF. A localização das estações amostrais referentes aos dados secundários avaliados é apresentada na Figura 173, onde pode ser visualizada, também, a compartimentalização da área avaliada. As estações amostrais que representam cada compartimento podem ser visualizadas na Tabela 46.

Os resultados da avaliação dos danos quanto às alterações na qualidade do sedimento foram apresentados em relação às condições de linha-base (anterior ao desastre) e entre diferentes janelas temporais após o desastre. A segmentação temporal utilizada para os ambientes estuarinos foi a mesma da região marinha, conforme descrito no item 2.4.1.

Tabela 46 – Estações amostrais em cada compartimento do ambiente estuarino.

Compartimento	Estações de Monitoramento				
	Lactec	Renova - Emergencial	Renova PMQQS	Outras Instituições	Rede Rio Doce Mar
Compartimento 4-A - Estuário do rio Doce	C1, C2	P5-Renova, P5-IEMA	ERD-01, RDO-16	Variado	E22, E26
Compartimento 4-B - Lagoa Monsarás	L6, L7	ES-M1, ES-M2	LMN-01, LMN-02	-	E25, E25A
Compartimento 4-C - Estuário do rio Piraquê-açu	C10	-	EPA-01, EPA-02	-	-

Figura 173 – Compartimentalização do ambiente estuarino e principais pontos de monitoramento da qualidade dos sedimentos avaliados em cada compartimento.



Fonte: Lactec.

Com exceção da incorporação dos dados obtidos no monitoramento da RRDM, a metodologia de análise dos danos e sua evolução permaneceu a mesma, sendo que o seu detalhamento se encontra em Brasil (MPF)/ Lactec (2020e). Na sequência, são elencados os principais pontos da metodologia adotada.

A avaliação de danos à qualidade do sedimento foi realizada a partir de diferentes indicadores, conforme indicado na Tabela 47. Ressalta-se que o parâmetro cobalto não foi analisado no ambiente estuarino visto que não foram encontrados dados históricos deste parâmetro para a região analisada.

Tabela 47 – Indicadores dos danos à qualidade de sedimento.

Danos	Indicadores
Alteração das características granulométricas do sedimento superficial	Distribuição granulométrica, porcentagem de argila, silte e areia
Aumento das concentrações de EPTs no sedimento	Alumínio (mg/kg), arsênio (mg/kg), bário (mg/kg), cádmio (mg/kg), chumbo (mg/kg), cobre (mg/kg), cromo (mg/kg), ferro (mg/kg), manganês (mg/kg), mercúrio (mg/kg), níquel (mg/kg), zinco (mg/kg)

Para o estuário do rio Piraquê-açu (Compartimento 4-C) e da lagoa Monsarás (Compartimento 4-B), as alterações da qualidade dos sedimentos nestes ambientes foram avaliadas qualitativamente, tendo em vista a inexistência de dados pretéritos que viabilizassem uma análise aprofundada da ocorrência de eventuais danos oriundos da chegada da pluma de sedimentos nestes ambientes, bem como da magnitude destes danos. Desta forma, estas áreas foram caracterizadas quanto a sua qualidade ambiental por meio dos indicadores da Tabela 47, tendo como referência os padrões de qualidade da Resolução CONAMA nº 454/2012 para sedimentos de águas salobras/salinas e para as variáveis que não apresentam padrões estabelecidos pelo CONAMA, foram utilizados padrões internacionais estabelecidos em Buchman (2008), conforme descrito na seção 2.4.1.

No estuário do rio Doce, os danos à qualidade do sedimento foram classificados em relação a sua magnitude (Pouco Grave, Grave e Gravíssimo) de acordo com os indicadores listados na Tabela 47. Inicialmente, cada um dos dados pós-desastre teve seu valor comparado com o limite legislado (ou outra referência, caso o limite seja inexistente) e com o máximo histórico registrado no período pré-desastre. Os dados foram classificados em “Categoria A”, “Categoria B” e “Categoria C”, conforme descrito no item 2.4.1.

Após essa classificação inicial dos dados, a metodologia para a classificação do dano aumento da concentração de EPTs e posterior definição da tendência de evolução foi a mesma metodologia utilizada no ambiente marinho, conforme descrito no item 2.4.1.

Quanto à alteração da granulometria do sedimento no estuário do rio Doce, não existe uma legislação vigente no Brasil para mensuração dos danos decorrentes destas mudanças. O rejeito possui características granulométricas essencialmente siltosas, ou seja, quando disperso no meio se comporta como um sedimento fino e, portanto, como um sedimento mais ativo no sentido de facilitar adsorções e, conseqüentemente, na capacidade de retenção de EPTs, em comparação com sedimentos mais arenosos. Sendo assim, considera-se que alterações no ambiente onde houve redução da granulometria o dano é mais acentuado, por outro lado, um aumento na granulometria para as frações granulares,

poderiam ser considerados como uma condição menos grave. Desta forma, a fim de quantificar estes danos, estabeleceu-se como critério os parâmetros de acordo com a Figura 174.

Figura 174 – Classificação das alterações para a análise granulométrica.



Para a representação das variações granulométricas identificadas, para cada estação amostral localizada no estuário do rio Doce, foi calculada a média de cada uma das frações granulométricas em cada período e posteriormente os resultados das estações amostrais foram agrupados no intuito de verificar um aumento ou diminuição nas frações de finos (silte e/ou argila) como um todo. Quanto a tendência de evolução do dano, esta foi verificada através da comparação do aumento ou diminuição das frações de finos (silte e/ou argila) e de areias entre o período P1 e os períodos subsequentes (P2, P3, P4 e P5). Caso fosse verificado um aumento das frações de finos entre o período P1 e os períodos subsequentes, foi considerado que o dano tende a aumentar, e caso fosse verificada uma diminuição dessas frações (aumento das frações de areia) foi considerado que o dano tende a reduzir.

A metodologia utilizada na avaliação dos danos aocados a comunidade bentônica, bem como a mensuração do dano, assim como a utilizada na coleta de dados primários, das campanhas realizadas em 09/19, 03/20 e 09/20, foram as mesmas utilizadas no diagnóstico do dano e podem ser consultadas na íntegra em Brasil (MPF)/ Lactec (2020e) e resumidamente abaixo.

A caracterização e o acompanhamento dos danos às comunidades bêmicas de fundos estuarinos foram realizados através da comparação de dados de linha-base com os resultados obtidos em duas estações de coletas C1 (-39,8502 -19,5627) e C2 (-39,8216 -19,6461). Ambas localizadas no estuário do rio Doce próximo da sua foz, em Regência (ES).

Para coleta foi utilizado um amostrador do tipo busca-fundo modelo Petersen. Em cada estação foram coletadas três réplicas. No laboratório as amostras foram lavadas com água corrente sob peneira com malha de abertura 0,5 mm e triadas em cubas plásticas com o auxílio de uma lupa com aumento de 10x. Com auxílio de um microscópio estereoscópico os organismos foram contados e identificados ao menor nível taxonômico possível, a partir de consultas à literatura especializada. Os organismos foram coletados e preservados em frascos com álcool etílico 70%.

As médias das abundâncias, número de táxons, diversidades e equitabilidade de cada estação foi testada através da ANOVA unifatorial visando avaliar diferenças significativas entre os períodos amostrais. A homocedasticidade dos dados foi testada através do teste de homogeneidade das variâncias de Bartlett e verificada a normalidade dos dados. Quando as médias apresentaram diferenças significativas entre elas foi utilizado o teste *a posteriori* de HSD Tukey para a averiguação de quais períodos

de coletas diferiram estatisticamente dos demais. Quando os dados não seguiram os pressupostos da análise de variância foi utilizado o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis ANOVA que permite a comparação de três ou mais grupos em amostras independentes. As análises foram executadas no programa Statistica 12 da StatSoft.

Em Brasil (MPF)/ Lactec (2020e) foram apresentados os estudos utilizados para a composição da linha do tempo. Para a linha-base foi utilizado o estudo de Gomes et al. (2017) e os demais estudos foram utilizados na discussão do pós-desastre.

As seguintes métricas foram utilizadas para o acompanhamento do dano: densidade dos Grandes Grupos (nessa categoria foram inclusos todos os táxons coletados com exceção de Chironomidae), densidade de Chironomidae, índice de diversidade, riqueza e, abundâncias relativas de Mollusca, Crustacea, Polychaeta, Chironomidae e Outros. A categoria “Outros” foi composta por grupos com baixas frequências de ocorrências e abundâncias (Platyhelminthes, Nemertea, Oligochaeta e os Insecta Elmidae e Leptoceridae).

Para avaliação das alterações na condição de saúde e contaminação por EPTs na macrofauna bêntica dos estuários foram realizados levantamentos sistemáticos de estudos e publicações realizadas após o diagnóstico do dano, envolvendo o tema, na área afetada pelo desastre.

3.3.2 ESTUÁRIO DO RIO DOCE

3.3.2.1 Alteração da granulometria do sedimento superficial nas adjacências da foz do rio Doce em decorrência do desastre

Conforme mencionado na metodologia, para representação das variações granulométricas identificadas e respectivo acompanhamento da evolução dos danos associados no estuário do rio Doce, para cada estação amostral, foram elaborados gráficos com a média de cada uma das frações granulométricas (areias, silte e argila) para cada uma das segmentações temporais definidas, no intuito de verificar as diferenças entre os dados pré e pós desastre. Para representar o estuário como um todo, foi elaborado um gráfico conjunto, com todos os dados existentes em cada segmentação temporal.

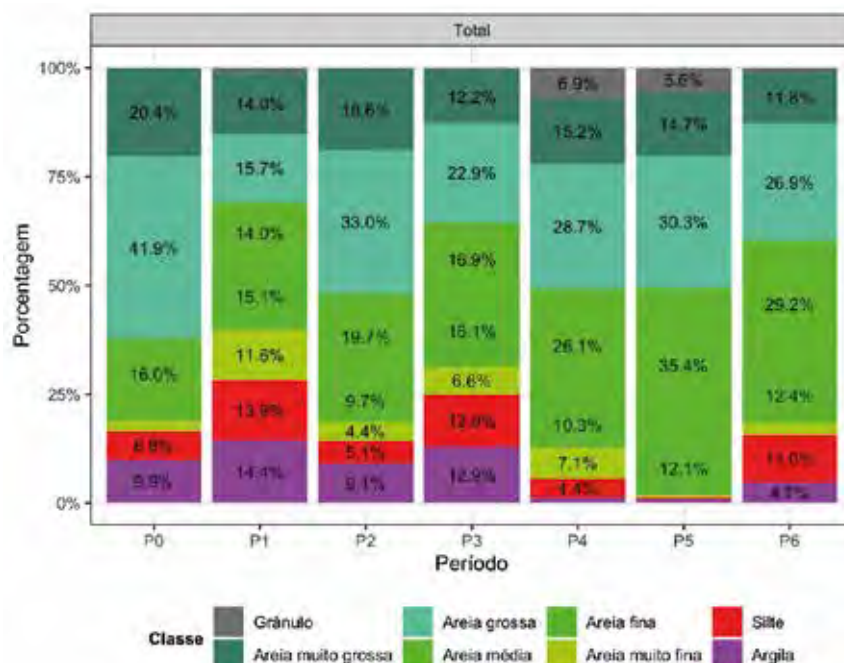
Em Brasil (MPF)/ Lactec (2020e) foi possível verificar um claro aumento da fração argila, de 9,9% para 14,4%, em decorrência da chegada da pluma de rejeitos em P1 (novembro/2015 a março/2016), e consequente deposição desta fração no leito da área estuarina, conforme pode ser observado na Figura 175. Quanto à fração silte, foi possível verificar também um aumento dos percentuais desta fração de 6,6% para 13,9%. Este aumento das frações de silte e argila com a chegada da pluma de rejeitos indica uma redução da granulometria do estuário do rio Doce em decorrência da deposição de material proveniente do desastre, dano considerado grave em Brasil (MPF)/ Lactec (2020e).

Quanto à tendência de evolução do dano ao longo dos anos, analisando os dados de sedimentologia com a inclusão dos dados referentes ao período P5 (janeiro/2019 a dezembro/2019), foi possível observar uma redução de finos (silte + argila) entre o período P1 (28,3%) e os períodos posteriores (P2 – 14,2%, P3 – 24,9%, P4 – 4,9% e P5 – 1,9%) (Figura 175).

No início de P6 (2020), observou-se uma grande cheia na bacia do rio Doce, na qual o nível, as vazões, as quantidades e as concentrações de sólidos transportadas aumentaram em diversas vezes em relação à média (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020i). Após o pico desta cheia, avaliou-se neste relatório apenas os dados do Lactec, devido a indisponibilidade de dados de outras fontes até o momento da elaboração deste relatório. Nos dados da campanha de março/2020, conforme detalhado em Brasil (MPF)/ Lactec (2020i), observou-se um percentual de 10,6% de argila e 23,8% de silte, apresentando um aumento dos percentuais de finos em relação a média dos últimos períodos (P3, P4 e P5) e também em relação à média verificada no período pré-desastre.

Desse modo, mesmo que as médias das classes granulométricas nos últimos períodos estejam similares às médias encontradas no período pré-desastre, devido ao verificado em março/2020 e a possibilidade da ocorrência de novas cheias gerarem alterações na granulometria do estuário influenciadas por efeitos do desastre, foi considerado que o dano relacionado a alteração da granulometria do estuário do rio Doce tende a reduzir, da mesma forma que foi considerado no diagnóstico de danos, e que esse dano ainda não cessou. Quanto à reversibilidade, considera-se este dano parcialmente reversível, visto que os rejeitos oriundos da barragem de Fundão ainda se encontram depositados no leito dos corpos hídricos e nos barramentos, e, na ocorrência de evento hidrológicos, estes podem ser transportados até o estuário novamente, afetando as características granulométricas do sedimento.

Figura 175 – Média das classes granulométricas nos diversos pontos amostrados nos períodos pré e pós-desastre nos sete compartimentos no ambiente estuarino do rio Doce, desconsiderando resultados atípicos.



3.3.2.2 Aumento da concentração de EPTs do sedimento superficial nas adjacências da foz do rio Doce em decorrência do desastre

3.3.2.2.1 Alumínio

Os dados de alumínio foram classificados considerando o valor máximo histórico da variável registrado no estuário do rio Doce (1.425 mg/kg) e de acordo com o nível de efeitos aparentes (Apparent Effect Threshold – AET, 18.000 mg/kg).

Para a avaliação da tendência de evolução do dano em relação ao aumento das concentrações de EPTs, realizou-se o cálculo das proporções entre as categorias A, B e C para cada um dos compartimentos e períodos pós-desastre até o final de 2019, considerando apenas os dados da Fundação Renova e do Lactec, conforme descrito na metodologia. Conforme pode ser visualizado na Figura 176, em P5 (janeiro/2019 a dezembro/2019), foi possível verificar uma diminuição do percentual de dados nas categorias B e C em relação a P4 (janeiro/2019 e dezembro/2019) e um aumento da proporção de dados na categoria A, mostrando que, no referido ano, um maior número de dados atendeu ao nível de efeitos aparentes (AET) e esteve de acordo com a variação histórica pré-rompimento.

Foi realizada também uma avaliação dos dados do Lactec e da Fundação Renova em conjunto com os dados gerados pela Rede Rio Doce Mar, que é apresentada nos gráficos da Figura 177. Avaliando complementarmente os dados da RRDM, é possível verificar que foram registrados dados na categoria C em P4 e P5 pela rede, principalmente durante os meses do período chuvoso. Os dados na categoria C correspondem a concentrações que superam ambos os limiares supracitados. Durante estes períodos foram registrados dados na categoria C apenas por esta fonte de dados, o que tinha sido registrado em poucas ocasiões pelo Lactec e pela Fundação Renova.

Em 2020 (P6), a partir dos dados do Lactec e da Fundação Renova, observou-se que as concentrações de alumínio no sedimento foram todas classificadas na categoria A, ou seja, estiveram em acordo com os padrões de qualidade referenciados.

Figura 176 – Classificação das alterações para alumínio em sedimento estuarino (Dados Lactec e Fundação Renova).

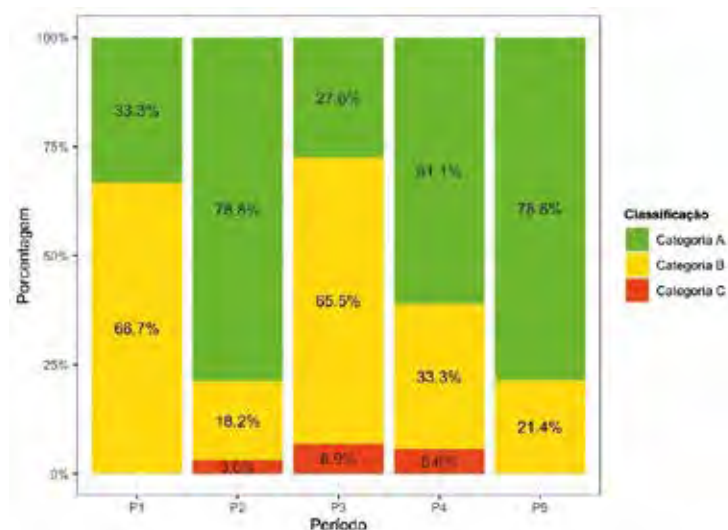
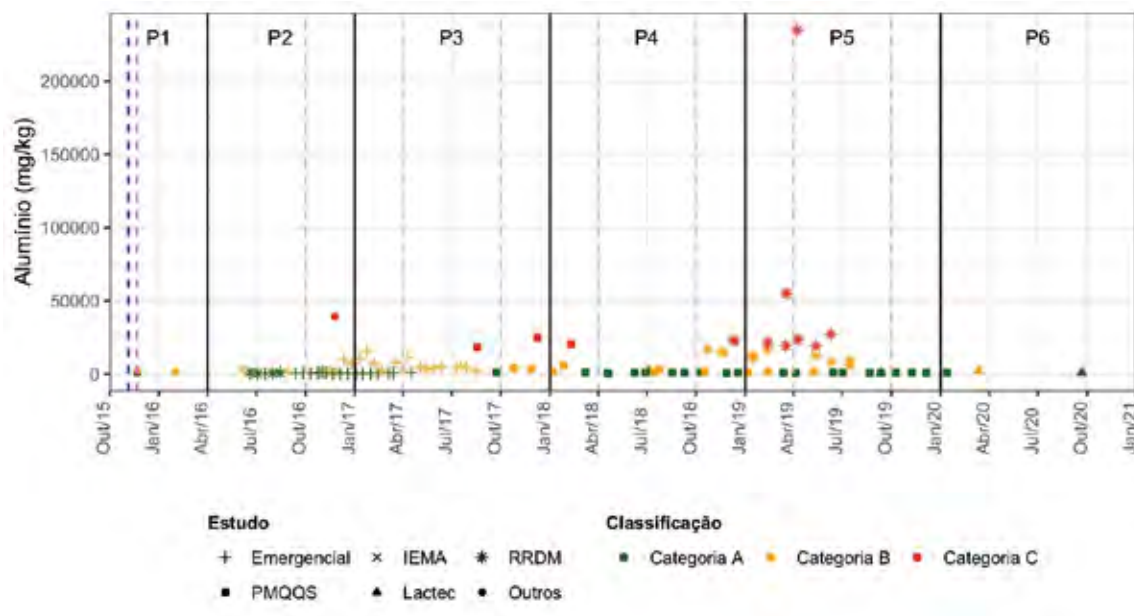


Figura 177 – Classificação dos dados de alumínio em sedimento em período pós-desastre no ambiente estuarino do rio Doce. Linha tracejada azul: rompimento da barragem de Fundão; linha tracejada rosa: chegada dos rejeitos a zona costeira; linha tracejada cinza: transição de entre períodos secos e chuvosos.



3.3.2.2.2 Arsênio

Os dados de arsênio em sedimento foram classificados considerando o valor máximo histórico da variável registrado no estuário do rio Doce (3,71 mg/kg) e de acordo com o Nível 1 da Resolução CONAMA nº 454/2012 para águas salinas/salobras (limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota), cuja concentração é de 19 mg/kg.

Considerando os dados do Lactec e da Fundação Renova para determinação da tendência de evolução do dano, como pode ser observado na Figura 178, em P5 (janeiro/2019 a dezembro/2019), foi possível verificar um aumento do percentual de dados na Categoria A no estuário do rio Doce em relação ao período anterior, mostrando que, no referido período, um maior número de dados atendeu ao limite legislado e esteve de acordo com a variação histórica pré-rompimento. Comparando a proporção de dados na categoria A entre o último período e o período logo após o desastre (P1) também é possível verificar um aumento de dados nesta categoria.

Avaliando, complementarmente, a classificação dos dados da RRDM no gráfico da Figura 179, verifica-se que em P5 e P6 não foram registradas concentrações de arsênio no sedimento passíveis de classificação na categoria C, apenas na categoria B em P5 e na categoria A em P6. A ocorrência da categoria B em P5 indica o registro de valores inferiores ao nível 1 da Resolução CONAMA nº 454/2012, porém superiores aos máximos históricos pré-rompimento.

Figura 178 – Classificação das alterações para arsênio em sedimento estuarino (Dados Lactec e Fundação Renova).

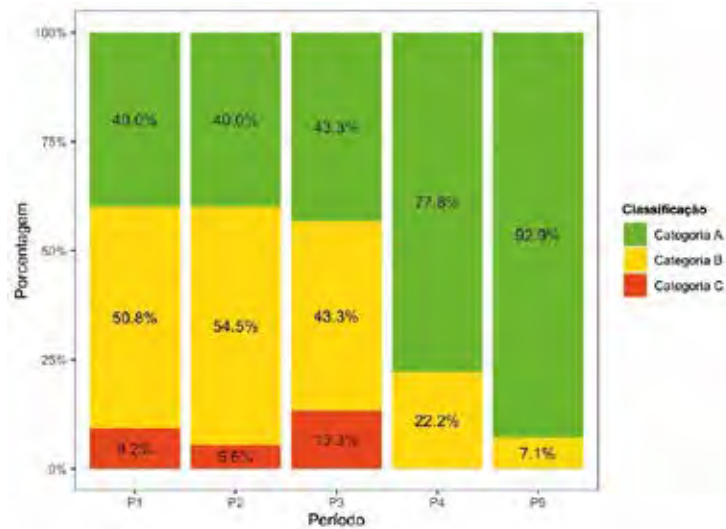
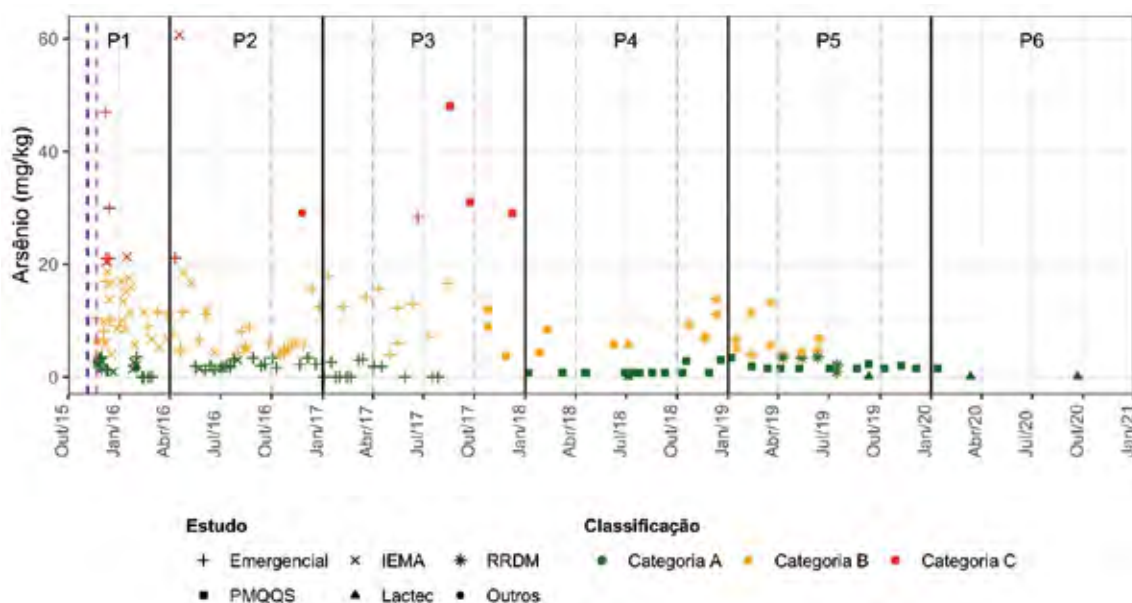


Figura 179 – Classificação dos dados de arsênio em sedimento em período pós-desastre no ambiente estuarino do rio Doce. Linha tracejada azul: rompimento da barragem de Fundão; linha tracejada rosa: chegada dos rejeitos a zona costeira; linha tracejada cinza: transição de entre períodos secos e chuvosos.



3.3.2.2.3 Bário

Os dados de bário em sedimento foram classificados considerando o valor máximo histórico da variável registrado no estuário do rio Doce (194,5 mg/kg) e o nível de efeitos limiares à biota (*Threshold Effects Level* - TEL), cuja concentração é de 130,1 mg/kg.

De acordo com a Figura 181, entre janeiro/2019 e dezembro/2019 (P5), houve diversos registros de dados de bário no sedimento classificados na categoria C no estuário do rio Doce. Conforme pode ser observado no gráfico da distribuição de bário ao longo do tempo, todos os dados classificados na categoria C em P4 e P5 são provenientes dos estudos realizados pela Rede Rio Doce Mar. Anteriormente, mesmo no período logo após o desastre, não tinham sido registradas concentrações de bário passíveis de classificação na categoria C. Importante ressaltar que todos os dados de bário no estuário do rio Doce registrados pela RRDM apresentaram concentrações acima de 200 mg/kg e foram classificados na categoria C. Nos períodos anteriores e no período posterior (P6) os dados registrados pelas outras instituições tinham apresentado uma concentração máxima de bário no estuário de aproximadamente 170 mg/kg.

De forma cautelosa, é possível afirmar que a inserção dos dados da RRDM evidenciou que o sedimento do estuário do rio Doce apresentou concentrações de bário acima da variação histórica pré-desastre e do nível de efeitos limiares à biota (*Threshold Effects Level* – TEL) no período avaliado. Devido à distância temporal do desastre e ao fato de que logo após a chegada da pluma de rejeitos na zona costeira não foram registradas concentrações de bário nesses níveis, não é possível atribuir essas concentrações acima de 200 mg/kg única e exclusivamente ao desastre.

Considerando os dados do Lactec e da Fundação Renova para determinação da tendência de evolução do dano, em P5 (janeiro/2019 a dezembro/2019), foi possível verificar uma manutenção do percentual de dados na Categoria A no estuário do rio Doce em relação ao período anterior, conforme pode ser observado na Figura 180, mostrando que, em ambos os períodos, 100% dos dados atenderam ao nível de efeitos limiares à biota e estiveram de acordo com a variação histórica pré-rompimento.

Figura 180 – Classificação das alterações para bário em sedimento estuarino (Dados Lactec e Fundação Renova).

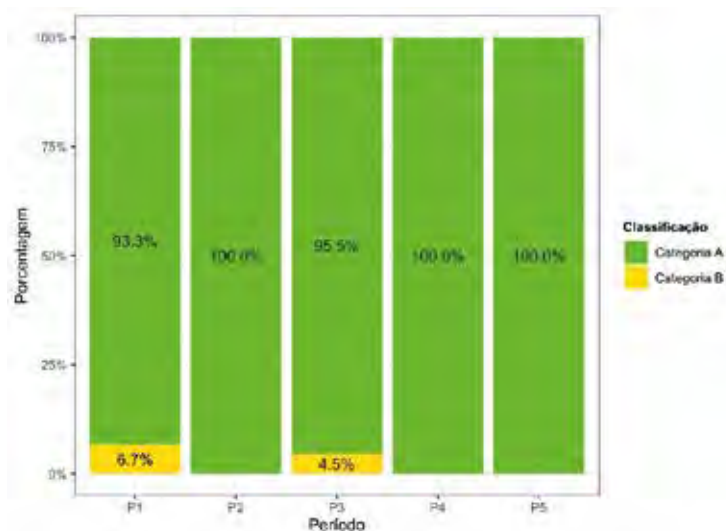
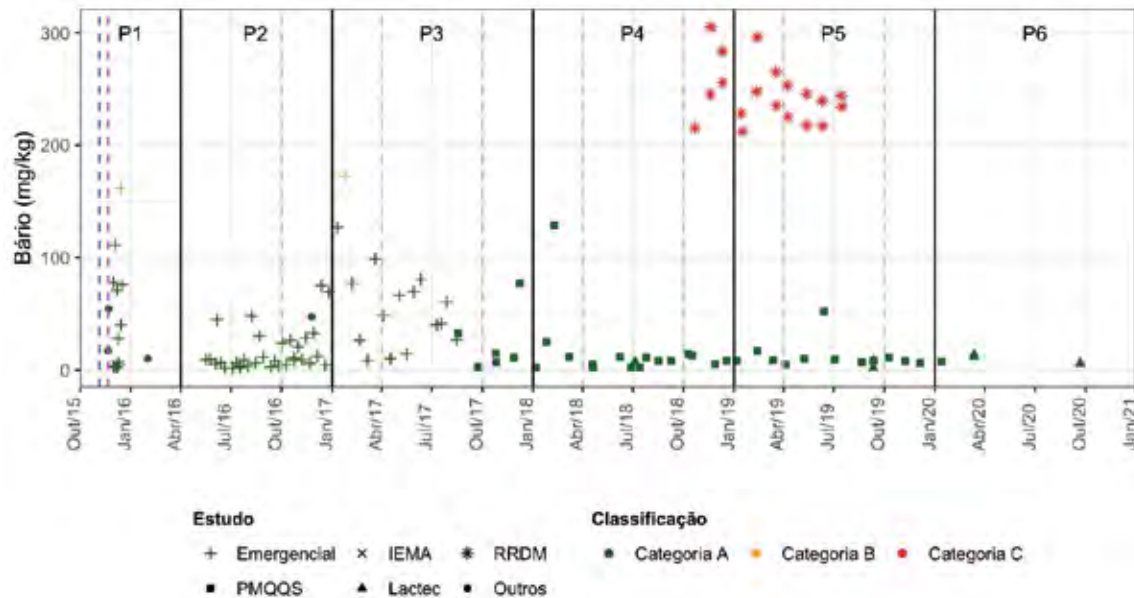


Figura 181 – Classificação dos dados de bário em sedimento em período pós-desastre no ambiente estuarino do rio Doce. Linha tracejada azul: rompimento da barragem de Fundão; linha tracejada rosa: chegada dos rejeitos a zona costeira; linha tracejada cinza: transição de entre períodos secos e chuvosos.



3.3.2.2.4 Cádmio

Os dados de cádmio em sedimento foram classificados de acordo com o Nível 1 da Resolução CONAMA nº 454/2012 para águas salinas/salobras (limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota), cuja concentração é de 1,2 mg/kg, e considerando o valor máximo histórico da variável registrado no estuário do rio Doce (15,7 mg/kg) (Figura 183).

De acordo com a Figura 182, em P5, houve uma manutenção da proporção de dados de cádmio classificados na categoria A no estuário do rio Doce. Em todos os períodos avaliados 100% das concentrações de cádmio foram classificadas na Categoria A. Os dados classificados na categoria A indicam que as concentrações de cádmio registradas estão abaixo do nível 1 da Resolução CONAMA nº 454/2012 e do valor máximo histórico da variável registrado no sedimento do estuário do rio Doce.

Os dados apresentados indicam que não estão sendo mais registradas alterações quanto ao indicador cádmio total no ambiente estuarino em decorrência do desastre. Entretanto, por precaução, visto que foram registradas alterações nas concentrações de cádmio total na água e no sedimento de ambientes a montante do estuário, faz-se necessária a continuidade do acompanhamento das alterações das concentrações deste indicador.

Figura 182 – Classificação das alterações para cádmio em sedimento estuarino (Dados Lactec e Fundação Renova).

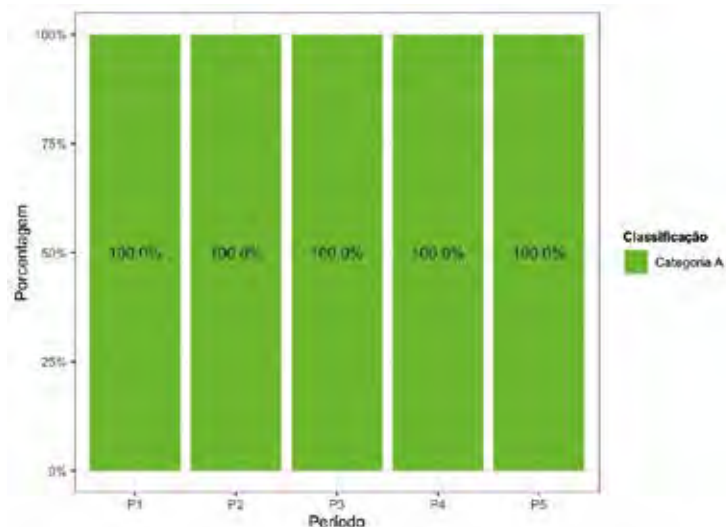
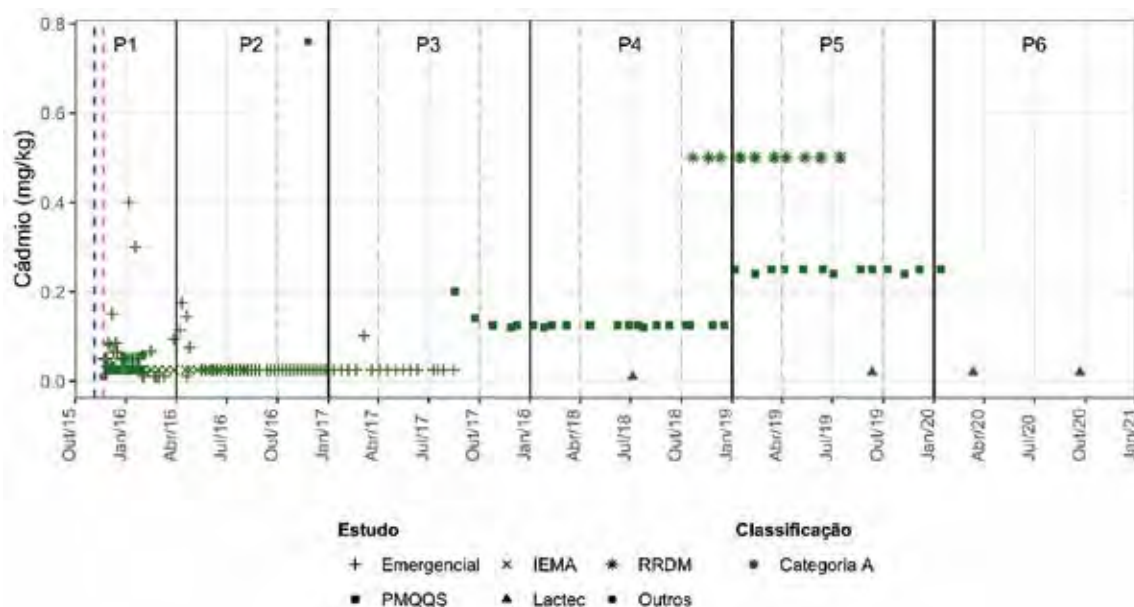


Figura 183 – Classificação dos dados de cádmio em sedimento em período pós-desastre no ambiente estuarino do rio Doce. Linha tracejada azul: rompimento da barragem de Fundão; linha tracejada rosa: chegada dos rejeitos a zona costeira; linha tracejada cinza: transição de entre períodos secos e chuvosos.



3.3.2.2.5 Chumbo

De acordo com a Figura 184, entre janeiro/2019 e dezembro/2019 (P5), para o chumbo houve um aumento da proporção da categoria A no estuário do rio Doce em relação ao período anterior, sendo que em P5 100% dos dados de chumbo foram classificados na categoria A. A ocorrência de 100% dos dados na categoria A indica que, no referido período, todos os dados estiveram de acordo com o nível 1 da Resolução CONAMA nº 454/2012 para sedimentos de águas salobras/salinas (46,7 mg/kg) e abaixo do valor máximo histórico da variável registrado no local (16,6 mg/kg).

De acordo com os resultados apresentados, é possível verificar que, a cada ano, são registradas menores quantidades de dados classificados nas categorias B e C, e que as concentrações também tendem a diminuir, inclusive no último período (P6), conforme pode ser verificado na Figura 185.

Figura 184 – Classificação das alterações para chumbo em sedimento estuarino (Dados Lactec e Fundação Renova).

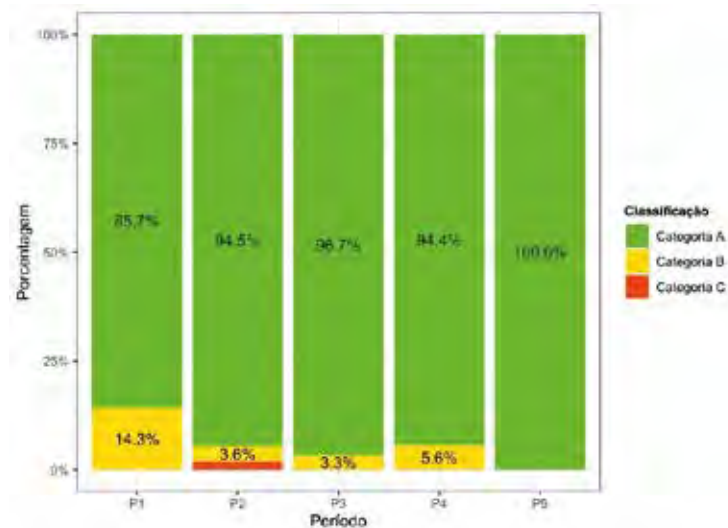
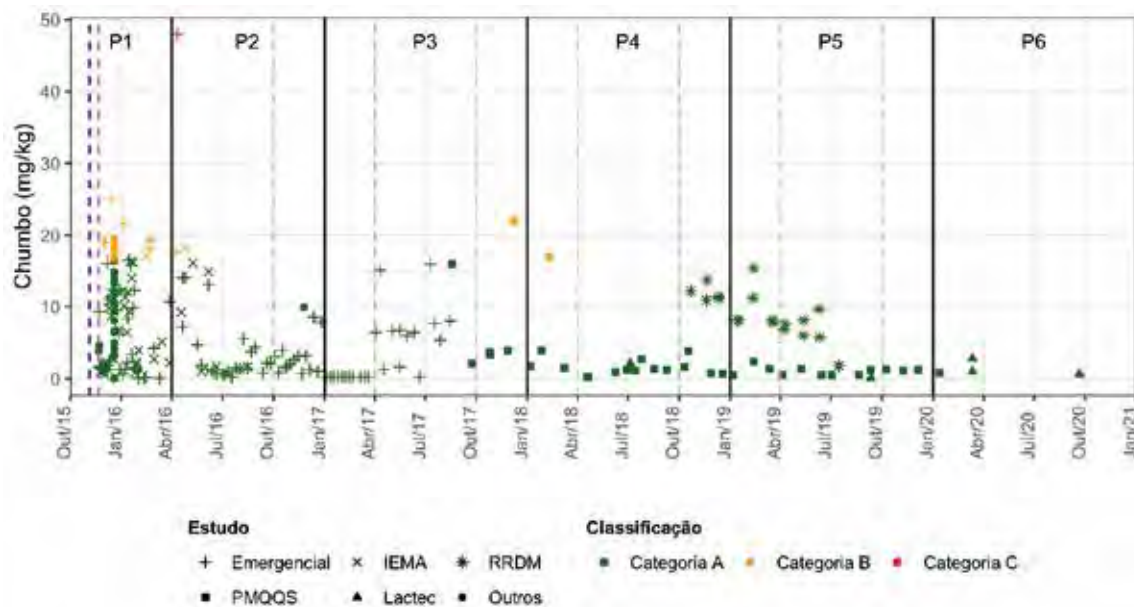


Figura 185 – Classificação dos dados de chumbo em sedimento em período pós-desastre no ambiente estuarino do rio Doce. Linha tracejada azul: rompimento da barragem de Fundão; linha tracejada rosa: chegada dos rejeitos a zona costeira; linha tracejada cinza: transição de entre períodos secos e chuvosos.



3.3.2.2.6 Cobre

Os dados de cobre foram classificados considerando o valor máximo histórico da variável registrado no estuário do rio Doce (24,9 mg/kg) e de acordo com o nível 1 da Resolução CONAMA nº 454/2012 para sedimentos de águas salobras/salinas (34 mg/kg). Na Figura 187, são apresentados os dados de cobre classificados nas categorias A, B e C no estuário do rio Doce ao longo do tempo.

Para a avaliação da tendência de evolução do dano em relação ao aumento das concentrações de EPTs, realizou-se o cálculo das proporções entre as categorias A, B e C para cada um dos compartimentos e períodos pós-desastre até o ano de 2019 (P5), considerando apenas os dados da Fundação Renova e do Lactec, conforme descrito na metodologia. Conforme pode ser visualizado na Figura 186, em P5 (janeiro/2019 a dezembro/2019), é possível verificar uma manutenção do percentual de dados na Categoria A no estuário do rio Doce em relação ao período anterior (P4 - janeiro/2019 e dezembro/2019), mostrando que, em ambos os períodos 100% dos dados estiveram de acordo com o nível 1 da Resolução CONAMA nº 454/2012 e com a variação histórica pré-rompimento.

Avaliando complementarmente os dados da RRDM, é possível verificar que foram registrados dados na categoria C em P5 pela rede, principalmente durante os meses do período seco. Os dados na categoria C correspondem a concentrações que superaram ambos os limiares supracitados. Durante estes períodos foram registrados dados na categoria C apenas pela RRDM, o que anteriormente tinha sido registrado apenas em P2 pela Fundação Renova.

Após P5, no ano de 2020 (P6), onde há a disponibilidade de dados do Lactec e da Fundação Renova, todos os dados registrados foram classificados na categoria A.

Figura 186 – Classificação das alterações para cobre em sedimento estuarino (Dados Lactec e Fundação Renova).

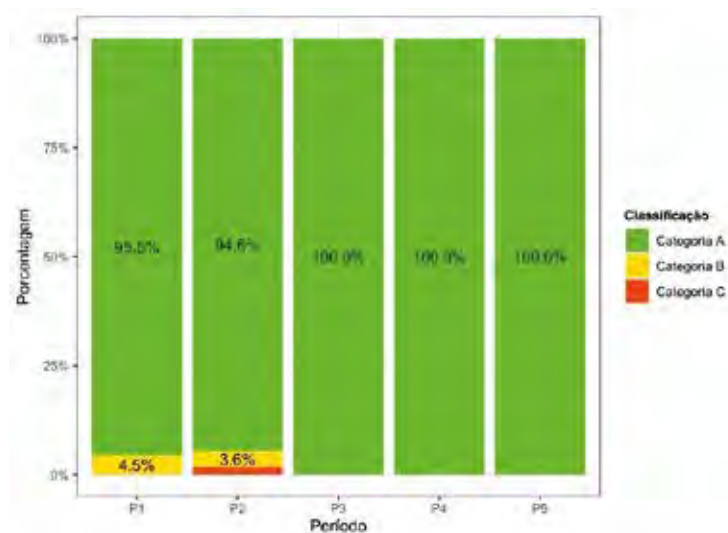
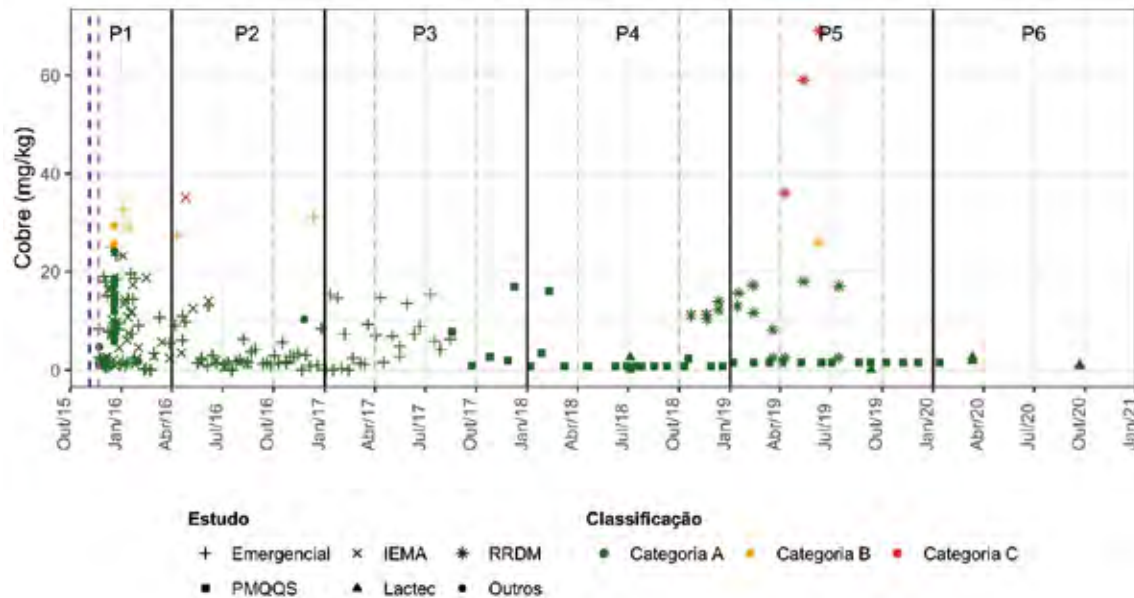


Figura 187 – Classificação dos dados de cobre em sedimento em período pós-desastre no ambiente estuarino do rio Doce. Linha tracejada azul: rompimento da barragem de Fundão; linha tracejada rosa: chegada dos rejeitos a zona costeira; linha tracejada cinza: transição de entre períodos secos e chuvosos.



3.3.2.2.7 Cromo

De acordo com a Figura 188, entre janeiro/2019 e dezembro/2019 (P5), para o cromo houve manutenção da proporção da categoria A no estuário do rio Doce em relação aos períodos P3 e P4. Em todos estes períodos 100% dos dados de cromo no sedimento foram classificados na categoria A. A ocorrência de 100% dos dados na categoria A indica que, nos referidos períodos, todos os dados estiveram de acordo com o nível 1 da Resolução CONAMA nº 454/2012 para sedimentos de águas salobras/salinas (81 mg/kg) e abaixo do valor máximo histórico da variável registrado no local (80,6 mg/kg). É possível observar que, em 2020 (P6), todos os dados também foram classificados na categoria A (Figura 189).

Os dados apresentados indicam que não estão sendo mais registradas alterações significativas quanto ao indicador cromo no ambiente estuarino em decorrência do desastre. Ressalta-se que foram registradas alterações nas concentrações de cromo na água e no sedimento de ambientes a montante do estuário, assim, por precaução, faz-se necessária a continuidade do acompanhamento das alterações das concentrações deste indicador.

Figura 188 – Classificação das alterações para cromo em sedimento estuarino (Dados Lactec e Fundação Renova).

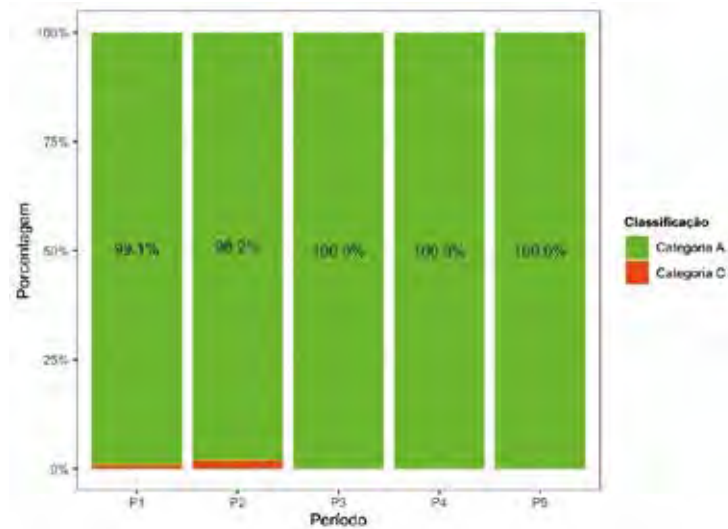
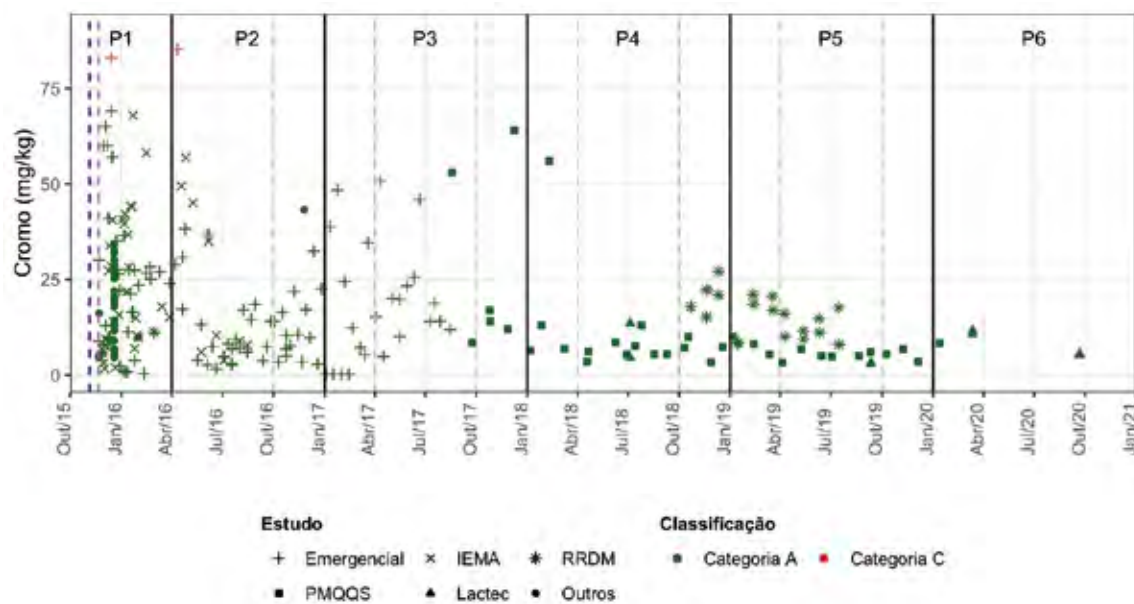


Figura 189 – Classificação dos dados de cromo em sedimento em período pós-desastre no ambiente estuarino do rio Doce. Linha tracejada azul: rompimento da barragem de Fundão; linha tracejada rosa: chegada dos rejeitos a zona costeira; linha tracejada cinza: transição de entre períodos secos e chuvosos.



3.3.2.2.8 Ferro

Os dados de ferro em sedimento foram classificados considerando o valor máximo histórico da variável registrado no estuário do rio Doce (25.101 mg/kg) e de acordo com o nível de efeitos aparentes (*Apparent Effect Threshold – AET*, 220.000 mg/kg).

Considerando os dados do Lactec e da Fundação Renova para determinação da tendência de evolução do dano, em P5 (2019), foi possível verificar uma diminuição do percentual de dados nas categorias B em relação a P4 (2018) e um aumento da proporção e dados na categoria A, mostrando que, no referido ano, um maior número de dados atendeu ao nível de efeitos aparentes (AET) e esteve de acordo com a variação histórica pré-rompimento (Figura 190). De acordo com os resultados apresentados, é possível verificar que, a cada ano, são registradas menores quantidades de dados de ferro no sedimento classificados nas categorias B e C em relação as proporções registradas em P1, e que a intensidade das concentrações também tende a diminuir.

Na Figura 191, são apresentados os dados de ferro classificados nas categorias A, B e C no estuário do rio Doce ao longo do tempo. Avaliando complementarmente os dados da RRDM, em P5, foram registrados dados na categoria B apenas pela rede durante o período seco (abril/2019 a setembro/2019). Estes dados na categoria B correspondem a concentrações de ferro que superaram os máximos históricos pré-desastre, porém estiveram abaixo do nível de efeitos aparentes (AET). As concentração máximas registradas em P5 (99.876 mg/kg) foram menores do que as registradas no período logo após o desastre (P1), quando concentrações atingiram até 323.398 mg/kg no sedimento, conforme pode ser observado na Figura 191. Já em P6 (2020) não foram observadas concentrações de ferro na categoria B, apenas na categoria A.

Figura 190 – Classificação das alterações para ferro em sedimento estuarino (Dados Lactec e Fundação Renova).

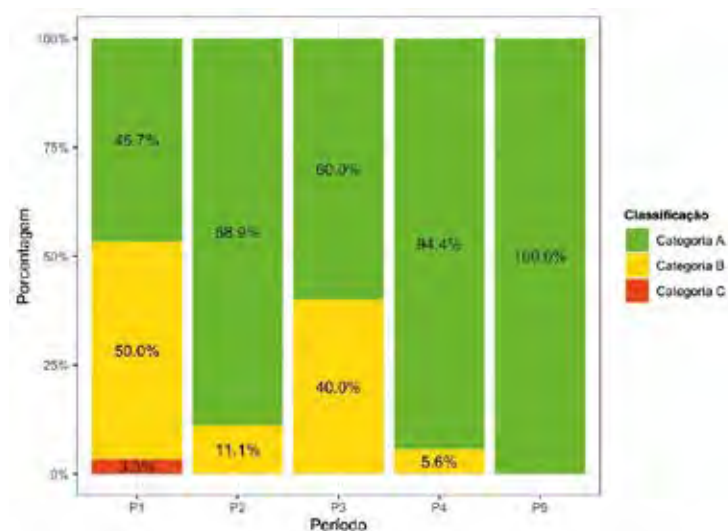
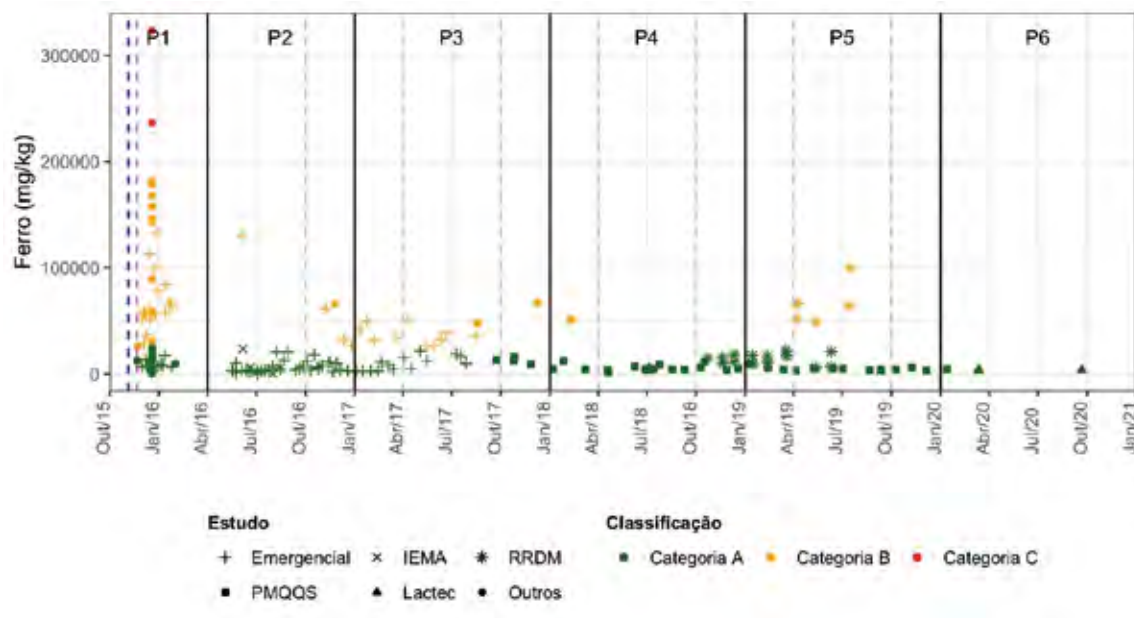


Figura 191 – Classificação dos dados de ferro em sedimento em período pós-desastre no ambiente estuarino do rio Doce. Linha tracejada azul: rompimento da barragem de Fundão; linha tracejada rosa: chegada dos rejeitos a zona costeira; linha tracejada cinza: transição de entre períodos secos e chuvosos.



3.3.2.2.9 Manganês

Os dados de manganês em sedimento foram classificados considerando o valor máximo histórico da variável registrado no estuário do rio Doce (260 mg/kg) e de acordo com o nível de efeitos aparentes (*Apparent Effect Threshold* – AET, 260 mg/kg). Na Figura 192, são apresentadas as proporções de dados de manganês classificados nas categorias A, B e C no estuário do rio Doce para cada um dos períodos pós-desastre, considerando apenas os dados do Lactec e da Fundação Renova para determinação da tendência de evolução do dano. De acordo com a referida figura, a classe “Categoria A” ocorreu em menores proporções no último período avaliado (P5) em relação ao período anterior (P4), porém em ambos os períodos foi registrado apenas 1 dado na categoria C, sendo que as diferenças nas proporções estão relacionadas ao número de dados coletados em cada período. A concentração máxima registrada em P5 (376 mg/kg) foi significativamente menor do que a concentração máxima registrada no período logo após o desastre (P1), quando concentrações de manganês atingiram até 2.427 mg/kg no sedimento, conforme pode ser observado no gráfico da Figura 193.

Foi realizada também uma avaliação dos dados do Lactec e da Fundação Renova em conjunto com os dados gerados pela Rede Rio Doce Mar, que é apresentada nos gráficos da Figura 193. Analisando de forma integral, de acordo com os resultados apresentados, é possível verificar que, a cada ano, são registradas menores quantidades de dados de manganês no sedimento classificados na categoria C em relação as proporções registradas em P1, inclusive no último período (P6 -2020), e que as concentrações também tendem a diminuir.

Figura 192 – Classificação das alterações para manganês em sedimento estuarino (Dados Lactec e Fundação Renova).

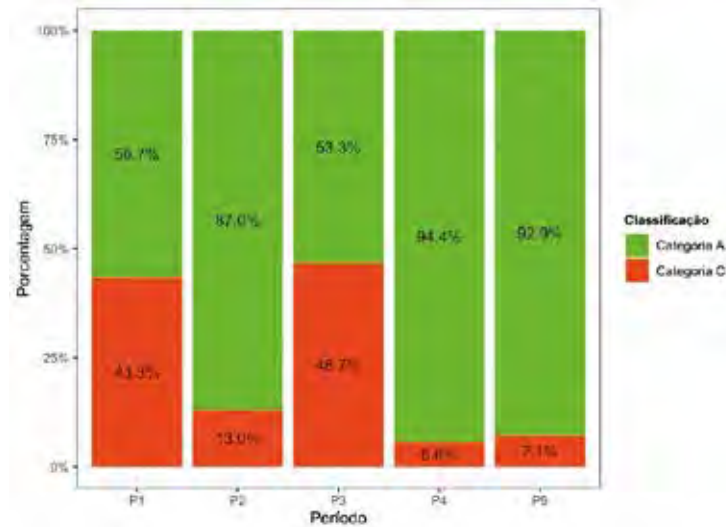
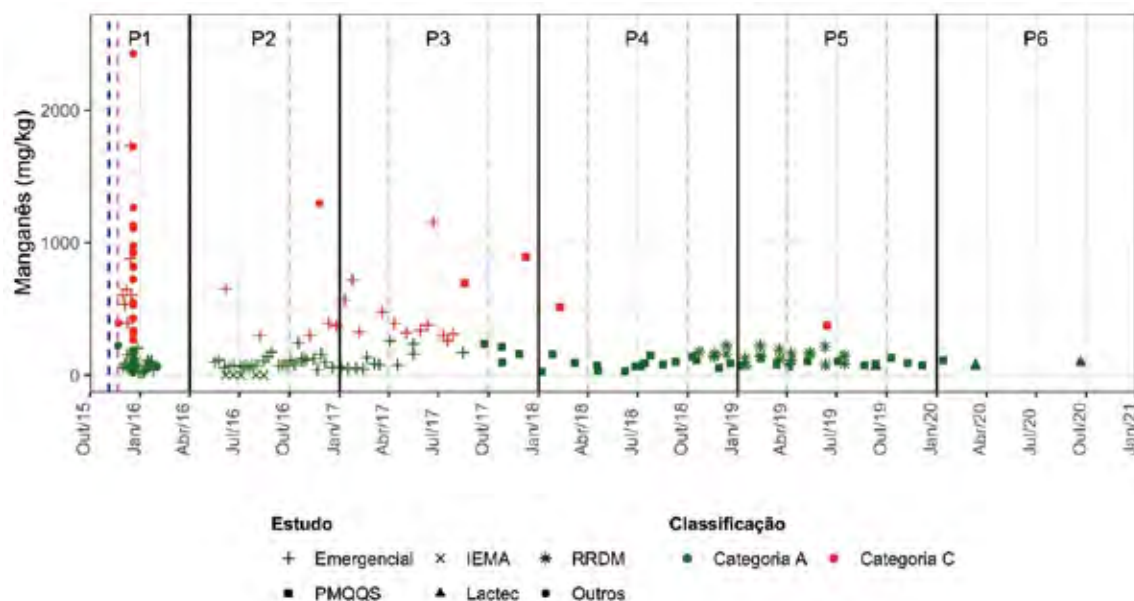


Figura 193 – Classificação dos dados de manganês em sedimento em período pós-desastre no ambiente estuarino do rio Doce. Linha tracejada azul: rompimento da barragem de Fundão; linha tracejada rosa: chegada dos rejeitos a zona costeira; linha tracejada cinza: transição de entre períodos secos e chuvosos.



3.3.2.2.10 Mercúrio

Conforme citado na metodologia, os dados de mercúrio em sedimento foram classificados considerando o valor máximo histórico registrado no estuário do rio Doce (0,11 mg/kg) e de acordo com o Nível 1 da Resolução CONAMA nº 454/2012 para águas salinas/salobras (limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota), cuja concentração é de 0,3 mg/kg.

Como pode ser observado na Figura 194, para o mercúrio houve uma diminuição da proporção da categoria A e um aumento da proporção da categoria B no estuário do rio Doce em 2019 relação ao ano de 2018. Isso indica que um maior número de dados esteve acima do nível 1 da Resolução CONAMA nº 454/2012 para sedimentos de águas salobras/salinas, porém acima do valor máximo histórico da variável registrado no local. Entretanto, conforme pode ser observado na Figura 195, os dados na categoria B foram observados no âmbito do PMQQS, cujo limite de quantificação de mercúrio no sedimento utilizado foi entre 0,13 e 0,15 mg/kg; sendo assim, todos os dados classificados na categoria B em P5 pelo PMQQS apresentaram resultados abaixo do LQ. Em P6 (2020) foi possível observar que os dados registrados pelo Lactec apresentaram classificação na categoria A.

Dessa forma, de acordo com os resultados apresentados, é possível verificar que, a cada ano, são registradas menores quantidade de dados classificados nas categorias B e C, e que a intensidade das concentrações de mercúrio também tende a diminuir no estuário do rio Doce.

Figura 194 – Classificação das alterações para mercúrio em sedimento estuarino (Dados Lactec e Fundação Renova).

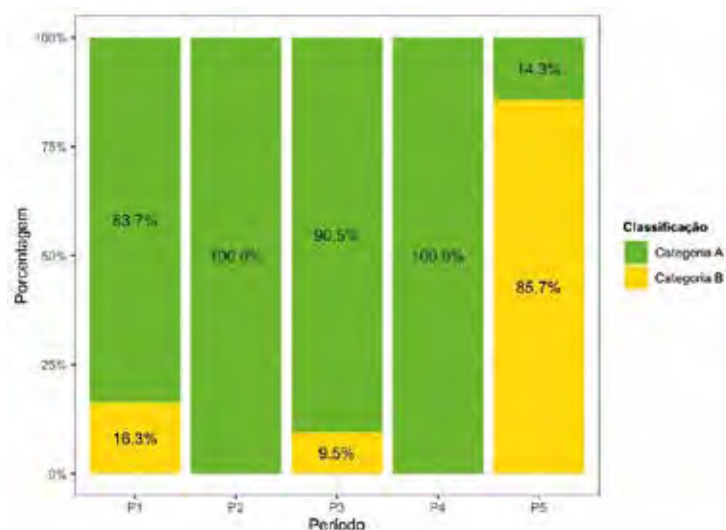
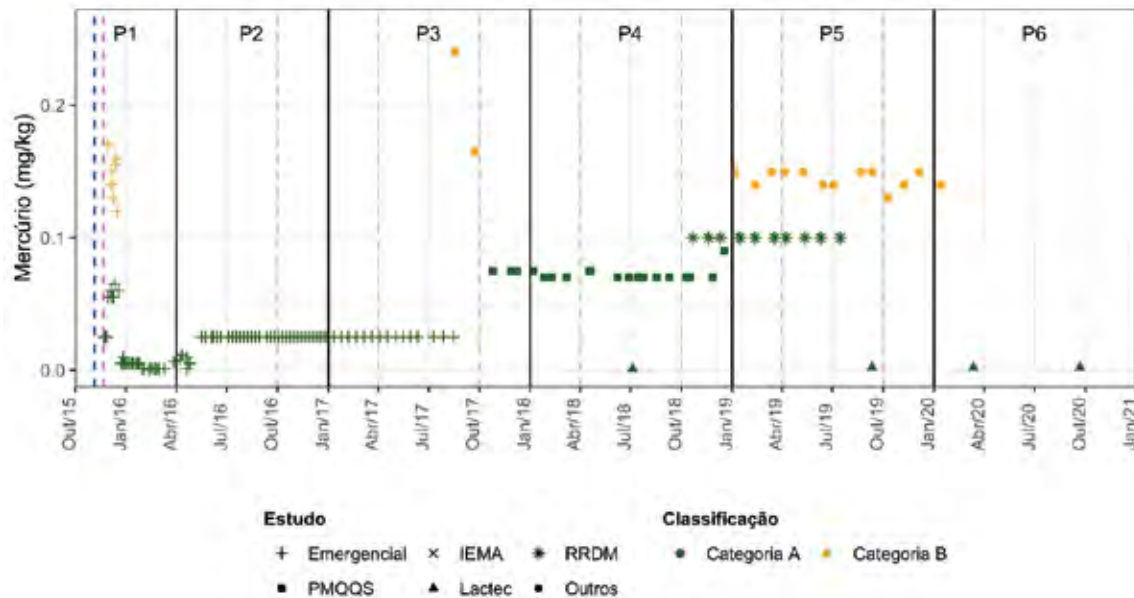


Figura 195 – Classificação dos dados de mercúrio em sedimento em período pós-desastre no ambiente estuarino do rio Doce. Linha tracejada azul: rompimento da barragem de Fundão; linha tracejada rosa: chegada dos rejeitos a zona costeira; linha tracejada cinza: transição de entre períodos secos e chuvosos.



3.3.2.2.11 Níquel

Considerando os dados do Lactec e da Fundação Renova para determinação da tendência de evolução do dano, de acordo com a Figura 196, entre janeiro/2019 e dezembro/2019 (P5), para o níquel houve uma manutenção da proporção da categoria A no estuário do rio Doce em relação aos períodos P3 e P4. Em todos estes períodos 100% dos dados de níquel no sedimento foram classificados na categoria A. A ocorrência de 100% dos dados na categoria A indica que, nos referidos períodos, todos os dados estiveram de acordo com o nível 1 da Resolução CONAMA nº 454/2012 para sedimentos de águas salobras/salinas (20,9 mg/kg) e abaixo do valor máximo histórico da variável registrado no local (32,3 mg/kg). Em P6 (2020), é possível observar que todos os dados registrados apresentaram classificação na categoria A (Figura 197).

Os dados apresentados indicam que não estão sendo mais registradas alterações significativas quanto ao indicador níquel no ambiente estuarino em decorrência do desastre. Ressalta-se que foram registradas alterações nas concentrações de níquel na água e no sedimento de ambientes a montante do estuário, assim, por precaução, faz-se necessária a continuidade do acompanhamento das alterações das concentrações deste indicador.

Figura 196 – Classificação das alterações para níquel em sedimento estuarino (Dados Lactec e Fundação Renova).

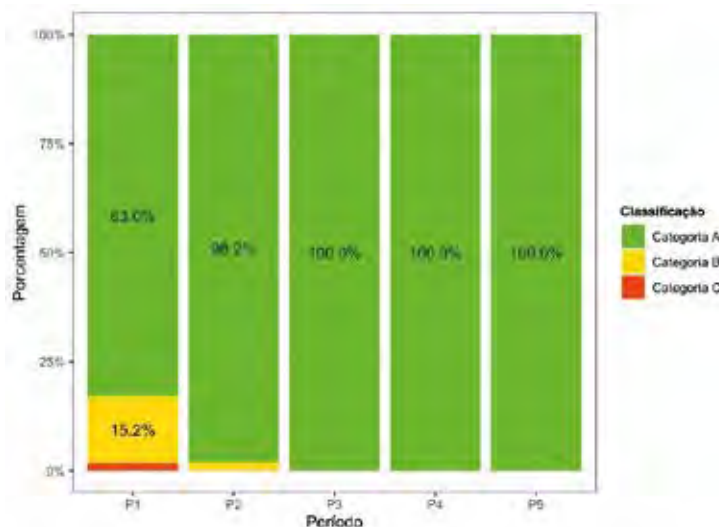
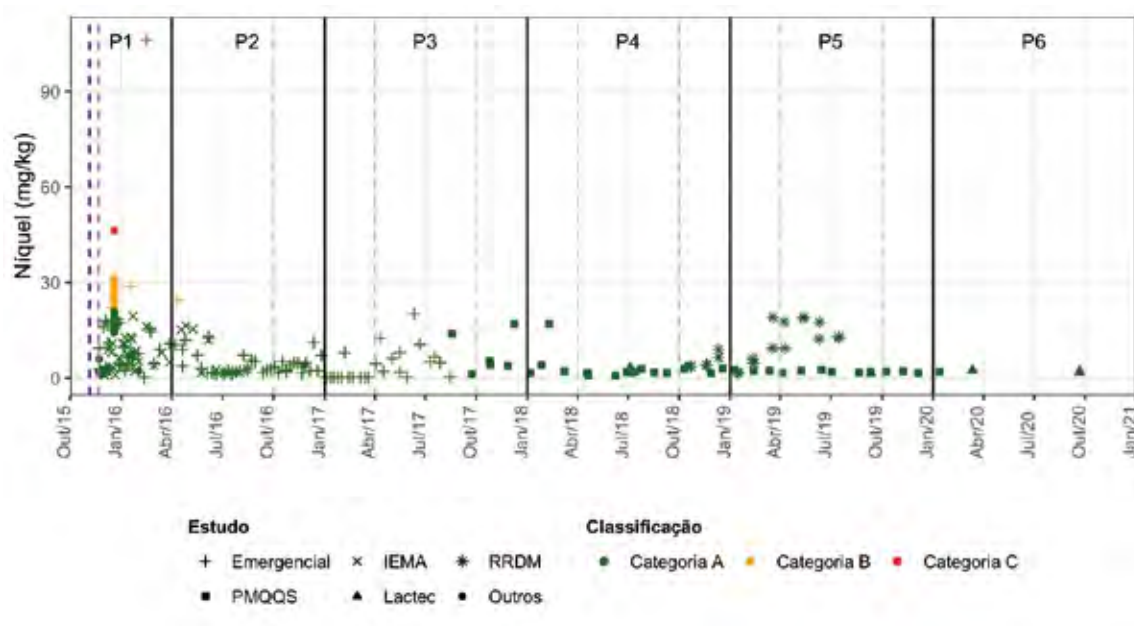


Figura 197 – Classificação dos dados de níquel em sedimento em período pós-desastre no ambiente estuarino do rio Doce.



3.3.2.2.12 Zinco

Considerando os dados do Lactec e da Fundação Renova para determinação da tendência de evolução do dano, de acordo com a Figura 198, em P5 (2019), para o zinco houve uma manutenção da proporção da categoria A no estuário do rio Doce em relação aos períodos P3 e P4. Em todos estes períodos 100% dos dados de zinco no sedimento foram classificados na categoria A. A ocorrência de 100% dos dados na categoria A indica que, nos referidos períodos, todos os dados do Lactec e da Fundação Renova estiveram de acordo com o nível 1 da Resolução CONAMA nº 454/2012 para sedimentos de águas salobras/salinas (150 mg/kg) e abaixo do valor máximo histórico da variável registrado no local (79 mg/kg).

Foi realizada também uma avaliação dos dados do Lactec e da Fundação Renova em conjunto com os dados gerados pela Rede Rio Doce Mar, que é apresentada nos gráficos da Figura 199. Foi registrado apenas um dado, pela RRDM, na categoria B em P5. Ressalta-se que nos dois períodos anteriores (P3 e P4), não tinham mais sido registradas concentrações de zinco passíveis de classificação na categoria B ou C.

Em P6 (2020), é possível observar que todos os dados registrados também apresentaram classificação na categoria A.

Figura 198 – Classificação das alterações para zinco em sedimento estuarino (Dados Lactec e Fundação Renova).

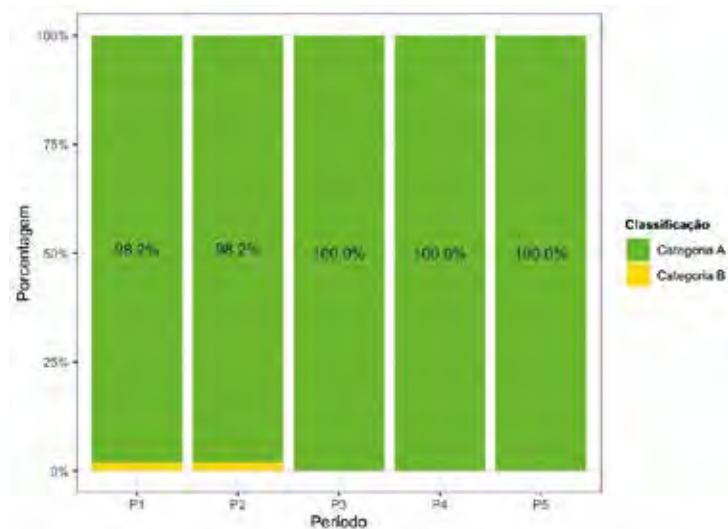
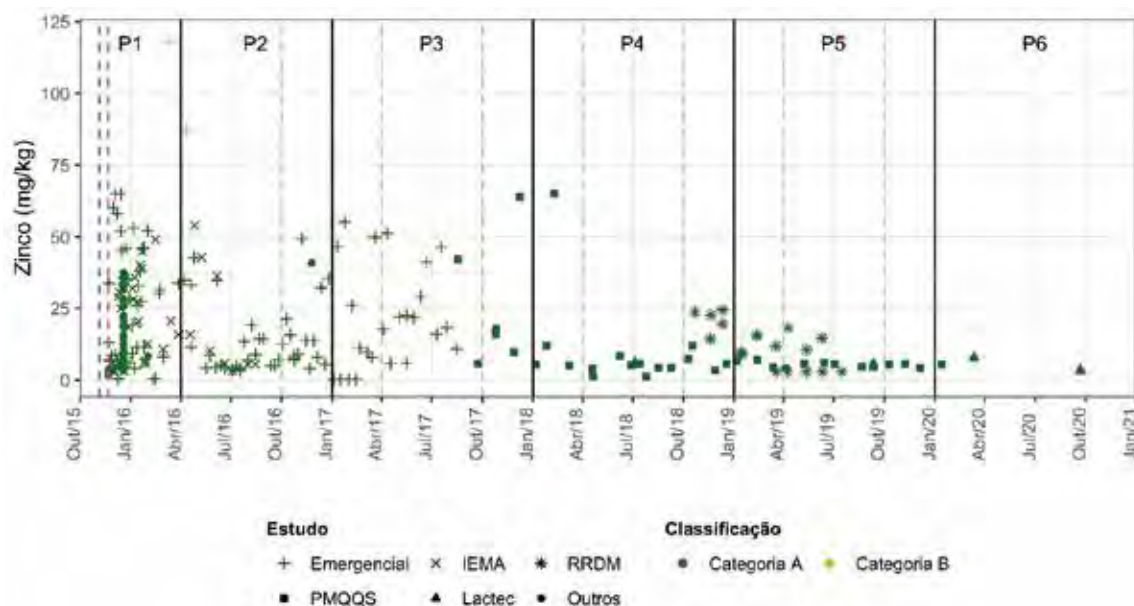


Figura 199 – Classificação dos dados de zinco em sedimento em período pós-desastre no ambiente estuarino do rio Doce.



3.3.2.2.13 *Síntese do dano aumento da concentração de EPTs no sedimento*

Cada um dos dados pós-desastre utilizado foi classificado de acordo com as categorias A, B e C, considerando o valor máximo histórico da variável registrado no estuário do rio Doce e de acordo com o Nível 1 da Resolução CONAMA nº 454/2012 (limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota) ou com níveis limiares de efeito à biota aquática estabelecidos em Buchman (2008).

No diagnóstico de danos (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020e), o dano de aumento da concentração de EPTs no sedimento do estuário do rio Doce foi classificado como gravíssimo, de acordo com os dados obtidos entre novembro/2015 e março/2016. Neste estudo, verificou-se uma tendência à redução do dano com o passar do tempo, onde avaliou-se o comportamento dos indicadores de dano entre abril/2016 e fevereiro/2019.

Para a continuação da avaliação da tendência de evolução do dano em relação ao aumento das concentrações de EPTs no ano de 2019 (P5), foram considerados apenas os dados da Fundação Renova e do Lactec, em virtude de minimizar possíveis diferenças relacionadas a metodologia de coleta e análise das amostras e a variação do número de estações de monitoramento em cada compartimento ao longo dos anos. As diferenças metodológicas utilizadas para a determinação de EPTs no sedimento podem gerar componentes de incerteza atrelados a diferentes fatores, tais como: condições ambientais; operador; equipamentos; padrões utilizados; método de medição; amostragem e outros. Entende-se que em uma possível avaliação da tendência de evolução do dano em 2020, será possível incluir os dados da RRDM e avaliar a tendência de evolução do dano entre os anos de 2019 e 2020, visto que ambos os anos vão apresentar resultados a partir do mesmo número de campanhas do Lactec, Fundação Renova e RRDM.

Dito isso, para a avaliação dessa tendência realizou-se o cálculo das proporções entre as categorias A, B e C em cada período até o P5 (2019). Em P5 (2019), a categoria A mostrou-se predominante entre as demais ao longo de todos os compartimentos do ambiente para todos os indicadores utilizados no estuário do rio Doce. Todos os indicadores, com exceção do mercúrio, apresentaram aumento ou manutenção (quando 100% dos dados foram classificados na categoria A em ambos os períodos) da proporção de dados na categoria A em relação ao período anterior (P4 - 2018) neste estuário, indicando uma diminuição das concentrações de EPTs entre P4 e P5. Apesar de o indicador mercúrio apresentar uma diminuição das proporções de dados na categoria A em P5, ao comparar com o período logo após o desastre (P1), as proporções de dados na categoria A aumentaram, indicando uma tendência de redução das concentrações deste indicador.

Assim, é possível verificar também que todos os indicadores apresentaram um aumento dos percentuais na categoria A e redução dos percentuais na categoria B e C em relação ao período P1 (novembro/2015 a março/2016) até o final de 2019, indicando que as concentrações superiores aos limiares utilizados são observadas com menor frequência com o passar dos anos. Desse modo, entende-se que o dano relativo ao aumento das concentrações de EPTs no sedimento tende a reduzir, mas ainda não foi cessado, da mesma forma que foi considerado no diagnóstico de danos (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020e).

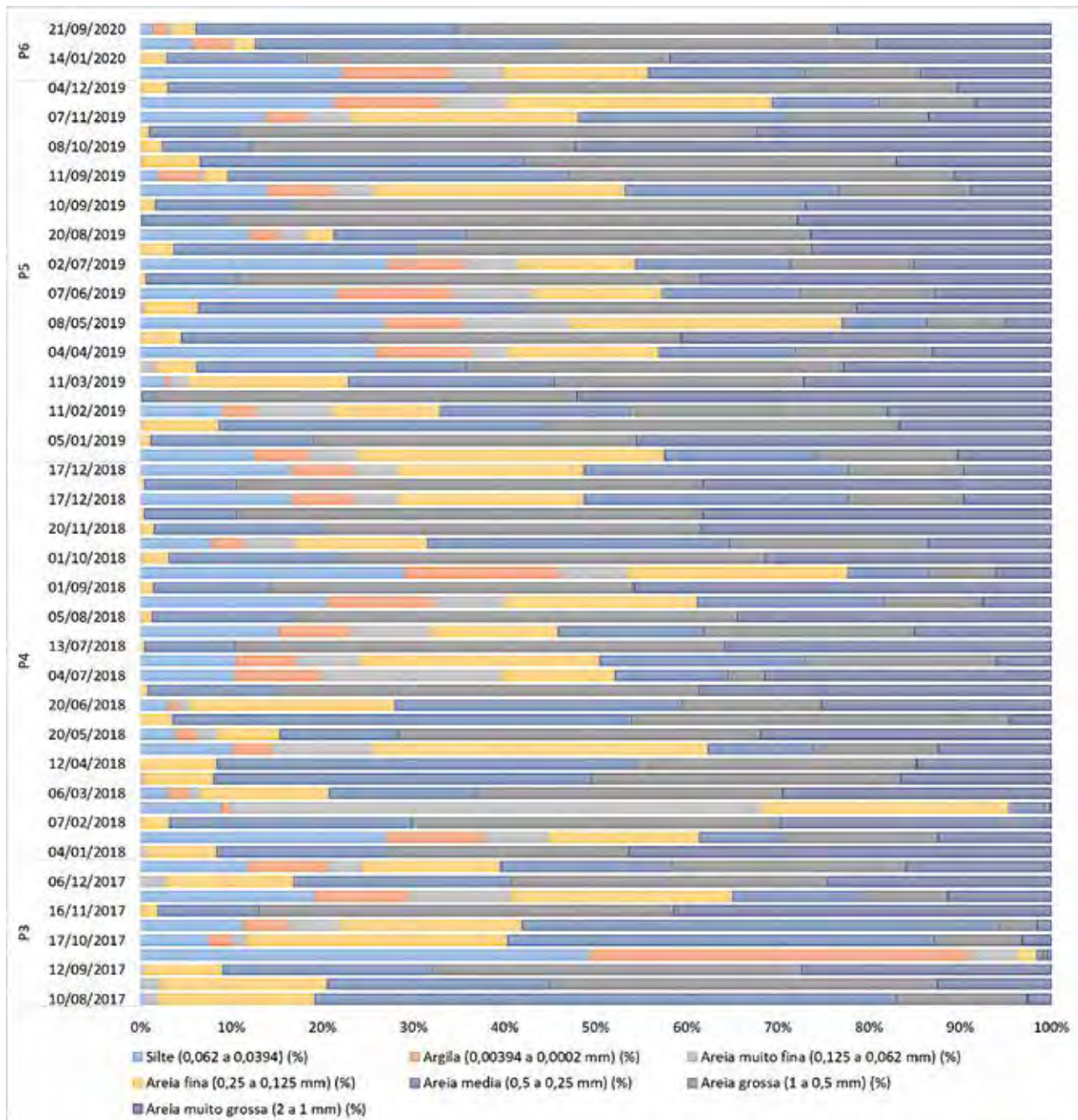
Devido a possibilidade de novos aumentos das concentrações de EPTs relacionadas a aportes continentais influenciados pelos rejeitos que ainda estão no leito e margens dos rios e reservatórios, conforme ocorrido após a cheia de janeiro/2020 (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020i), considera-se que este dano é parcialmente reversível.

3.3.3 ESTUÁRIO DO RIO PIRAQUÊ-AÇU

3.3.3.1 Granulometria do sedimento superficial no estuário do rio Piraquê-açu

Os dados de sedimentologia apresentados foram analisados a partir de amostras coletadas no estuário do rio Piraquê-açu pela Fundação Renova (PMQQS) e pelo Lactec a partir de 10/08/2017, ou seja, aproximadamente vinte meses após a pluma de rejeitos alcançar a foz do rio Doce (Figura 200).

Figura 200 – Classificação granulométrica do sedimento no Estuário Piraquê-açu, 2017 a 2020, por amostragem. Fonte dos dados: Lactec e Fundação Renova.



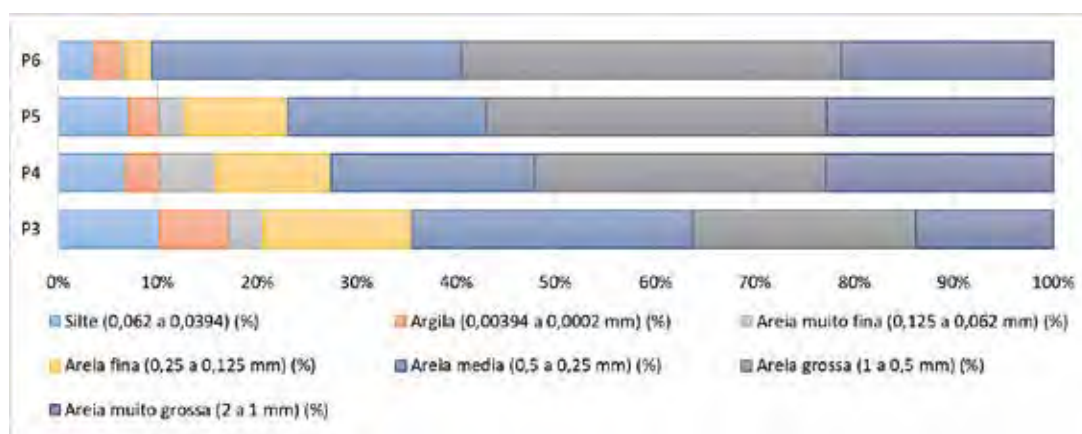
Conforme pode ser observado ao longo das amostragens, a variabilidade granulométrica no estuário do rio Piraquê-açu foi elevada, não sendo possível verificar um padrão de distribuição de frequência das faixas granulométricas em função do período do ano (estação seca ou chuvosa).

Entretanto, a partir da compilação da base de dados primários e secundários à segmentação temporal, ou seja, analisando toda a composição granulométrica das amostras dentro dos períodos P3, P4, P5 e P6, observa-se a predominância das frações de areia média a areia muito grossa como classes granulométricas mais frequentes para a área analisada.

Importante destacar que, por ser um ambiente estuarino, a variabilidade observada na composição granulométrica pode ser atribuída aos eventos de maré e vazão do corpo hídrico, que influenciam diretamente na turbulência e capacidade de retenção e mobilização do sedimento na coluna d'água e, conseqüentemente, favorece a deposição de sedimentos ou seu carreamento para outras áreas (KENNISH, 2000).

A partir da análise conjunta das amostragens entre os períodos (Figura 201), a predominância de frações de maior tamanho de grão sugere que este ambiente possui relativa capacidade de escoamento de material sedimentar de menores frações. A partir dos dados analisados não é possível verificar que ocorreram alterações nas características granulométricas dos sedimentos superficiais em decorrência do desastre, principalmente pela falta de dados logo após a chegada da pluma de rejeitos no ambiente marinho.

Figura 201 – Classificação granulométrica do sedimento no Estuário Piraquê-açu, 2017 a 2020, por período.



3.3.3.2 Concentração de EPTs no sedimento

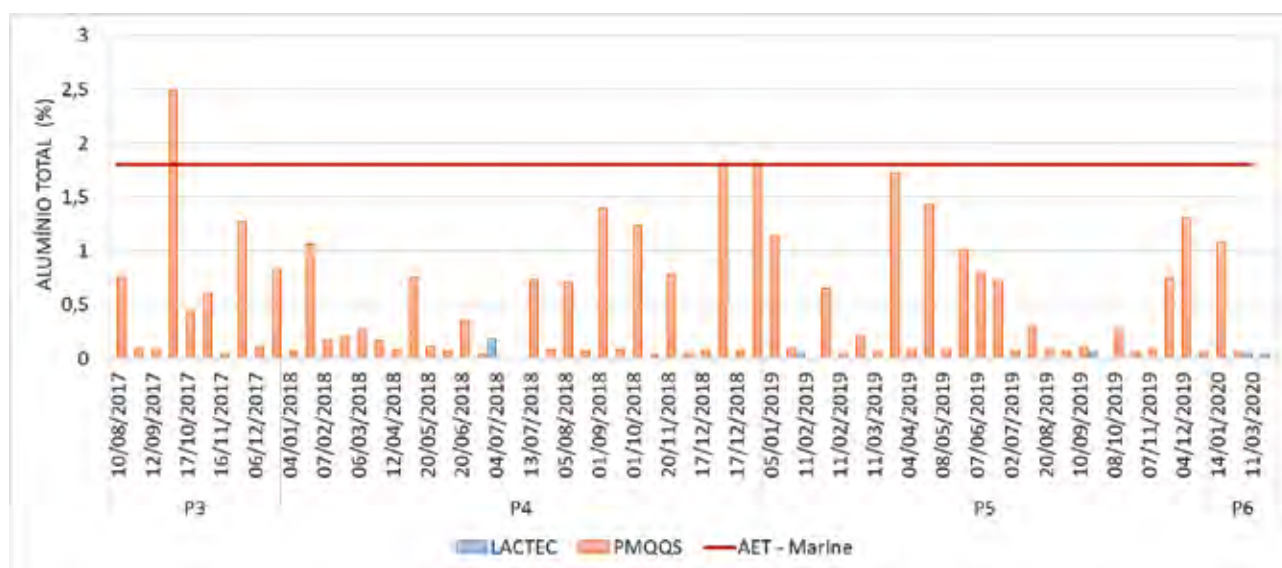
A seguir, apresentam-se a análise das concentrações dos parâmetros químicos de interesse para a caracterização do estuário do rio Piraquê-açu. Ressalta-se que para os EPTs que apresentaram concentração em acordo com os limites legislados ou padrões internacionais, em todos os momentos amostrais, não serão aqui apresentados, sendo eles: bário, cádmio, chumbo, cobre, cromo, ferro, níquel e zinco.

3.3.3.2.1 Alumínio Total

Os dados apresentados foram analisados a partir de amostras de sedimentos coletadas no estuário do rio Piraquê-açu pela Fundação Renova (PMQQS) e pelo Lactec após a chegada da pluma de sedimentos ocasionada pelo rompimento da barragem de Fundão à foz do rio Doce (Figura 202). Por este parâmetro não apresentar concentração limite estabelecida em legislação nacional, para a avaliação da concentração de alumínio total utilizou-se o nível de referência estabelecido em Buchman (2008), como concentração limite de efeitos aparentes a biota aquática (*"Apparent effects threshold"* – AET), ou seja, a partir desta concentração são esperados efeitos a biota aquática.

De forma geral, o parâmetro alumínio total apresentou concentrações variáveis ao longo dos períodos P3, P4, P5 e P6, variando desde concentrações abaixo do limite de quantificação até 24.868 mg/kg, sendo esta a única amostragem onde a concentração deste parâmetro ultrapassou a concentração AET (1,80%), ocorrente em 12/09/2017. Nas demais amostras, inclusive nos períodos principais de avaliação do presente relatório (P5 – 2019 e P6 – 2020), não foram observadas concentrações em desacordo com o limite estabelecido como de possíveis efeitos aparentes a biota aquática.

Figura 202 – Variação de alumínio total (%)no sedimento do estuário do rio Piraquê-açu, 2017 a 2020.

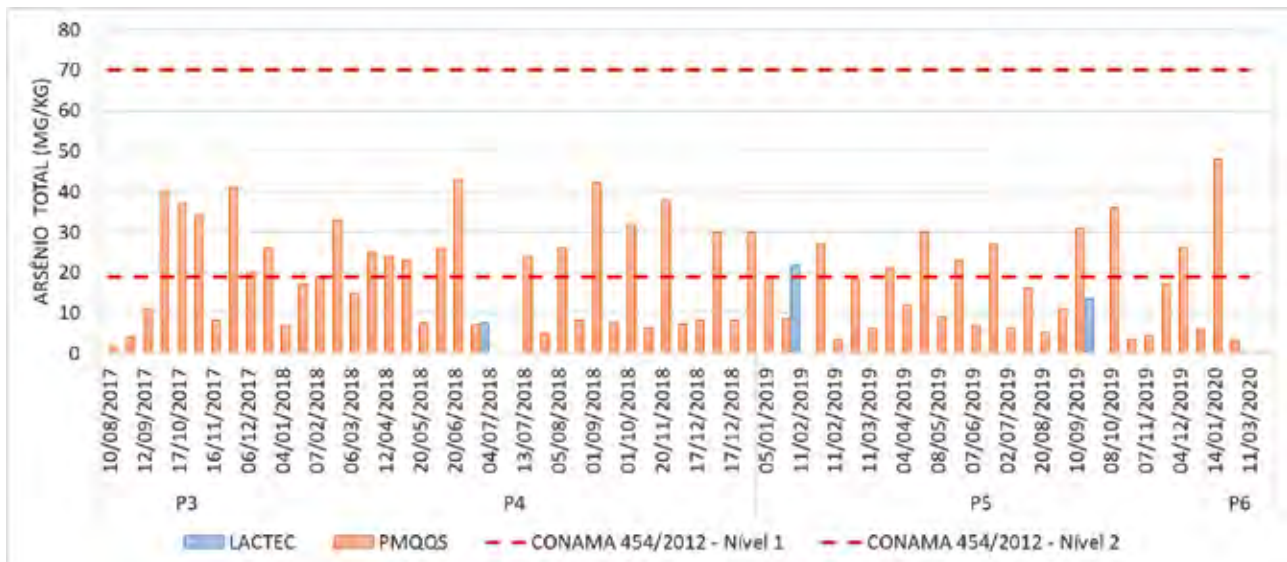


3.3.3.2.2 Arsênio Total

Conforme estabelece a Resolução CONAMA nº 454/2012, os limites de concentração previstos para o parâmetro arsênio total nos sedimentos é de 19 e 70 mg/kg, respectivamente representados pelo Nível 1 e pelo Nível 2. Com base nos dados levantados pela Renova (PMQQS) e Lactec, verifica-se que este elemento continuou apresentando em P5 e P6 uma variabilidade de concentrações similares aos períodos anteriores (Figura 203), não sendo evidente um padrão ou tendência de comportamento de sua ocorrência. Ao longo de P3, P4, P5 e P6 foram observadas concentrações de arsênio no sedimento do estuário do rio Piraquê que ultrapassaram o nível da Resolução CONAMA nº 454/2012, porém em nenhuma ocasião ultrapassam o nível 2 desta resolução.

Conforme variabilidade verificada ao longo das amostragens, não é evidente que as alterações observadas para este parâmetro possam ter relação com o desastre, visto que, além do tempo transcorrido entre o desastre e o início das amostragens, a falta de informações pretéritas deste ambiente não permite inferir se este elemento ocorre naturalmente neste ambiente em maiores concentrações.

Figura 203 – Variação de arsênio total (mg/kg) no sedimento do estuário do rio Piraquê-açu, 2017 a 2020.

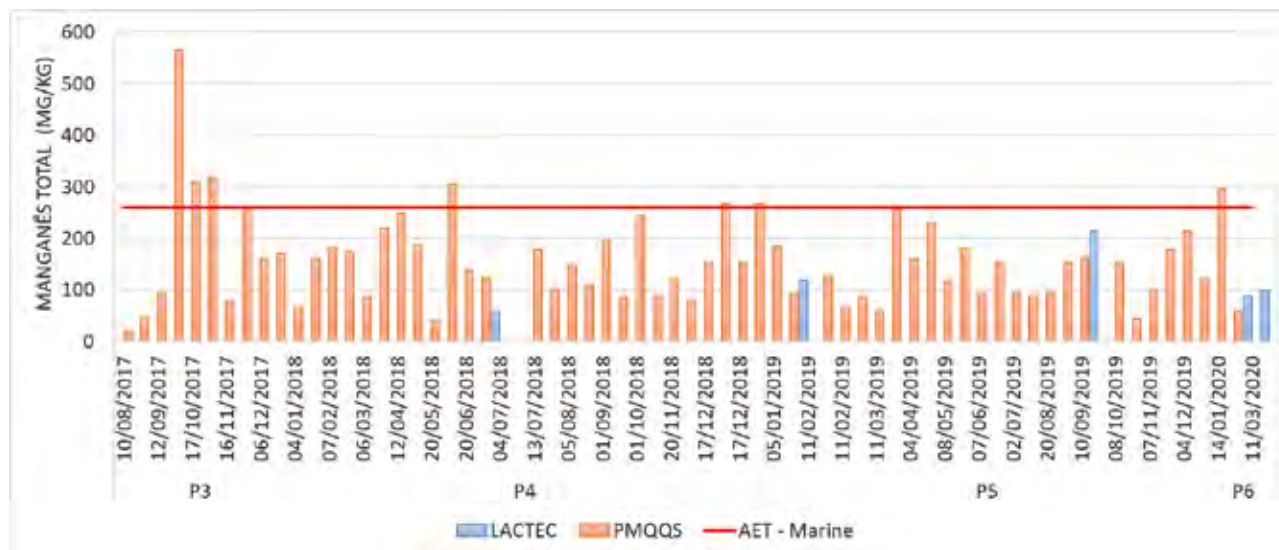


3.3.3.2.3 Manganês Total

Assim como para alumínio, o parâmetro manganês não possui limite estabelecido em legislação nacional e, assim, a critério de avaliação utilizou-se o limite estabelecido para AET de acordo com Buchman (2008). Como pode ser observado na Figura 204, ao longo de todo o período amostral este elemento apresentou variabilidade em concentração, estando acima da concentração de AET (260 mg/kg) em alguns momentos amostrais, atingindo uma concentração máxima de aproximadamente 570 mg/kg em 12/09/2017. Durante P5 e P6 as concentrações mais elevadas foram registradas em janeiro/2020 (P6), quando registrou-se uma concentração de manganês no sedimento de 295 mg/kg.

A partir da análise das informações do gráfico (associada a lacuna de dados pretéritos deste parâmetro para esta área), não pôde ser observada relação entre a ocorrência dos picos de concentração e o desastre.

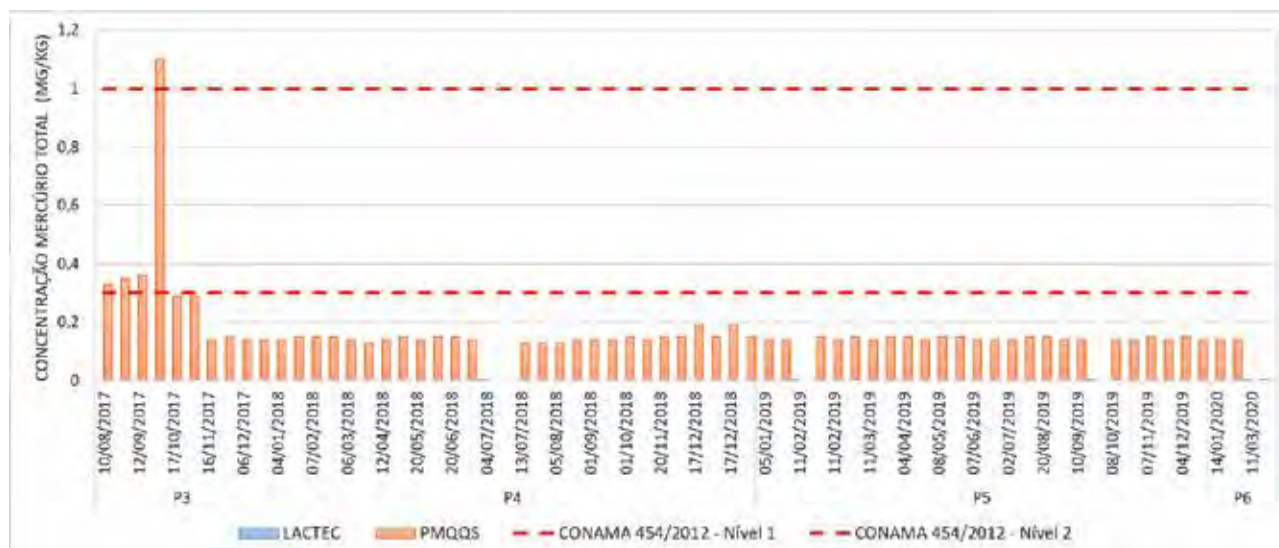
Figura 204 – Variação de manganês total (mg/kg) no sedimento do estuário do rio Piraquê-açu, 2017 a 2020.



3.3.3.2.4 Mercúrio Total

Conforme pode ser observado na Figura 205, até o final de P4, o parâmetro mercúrio atendeu integralmente aos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 454/2012, com exceção de quatro amostras, coletadas em P3, onde este parâmetro atingiu concentrações superiores ao nível 1 e em uma ocasião ao nível 2 da Resolução CONAMA nº 454/2012. Após esta data, inclusive com a inclusão dos dados de 2019 (P5), não foram registradas mais concentrações de mercúrio no sedimento acima dos padrões estabelecidos na resolução citada.

Figura 205 – Variação de mercúrio total (mg/kg) no sedimento da lagoa Monsarás, 2016 a 2020.



3.3.4 LAGOA MONSARÁS

3.3.4.1 Granulometria do sedimento superficial na lagoa Monsarás

Os dados de sedimentologia apresentados foram analisados a partir de amostras coletadas na lagoa Monsarás pela Fundação Renova (PMQQS e Renova-Emergencial) e pelo Lactec após o rompimento da barragem de Fundão e chegada da pluma à foz do rio Doce. Os registros iniciais para este parâmetro foram obtidos a partir de 29/02/2016 pela Samarco, ou seja, aproximadamente três meses após a pluma de rejeitos alcançar a foz do rio Doce (Figura 206).

Conforme pode ser observado ao longo das amostragens, a variabilidade granulométrica na lagoa Monsarás foi elevada, inclusive em P5 e P6, não sendo possível verificar um padrão único de classificação da granulometria do sedimento superficial dos pontos amostrados na Lagoa Monsarás.

A partir da compilação da base de dados primários e secundários à segmentação temporal, ou seja, analisando toda a composição granulométrica das amostras dentro dos períodos P1, P2, P3, P4, P5 e P6 observa-se (Figura 207) uma diminuição dos percentuais da fração argila ao longo do tempo. Esses maiores percentuais de argila em P1 podem estar associados a deposição de material oriundo do desastre na lagoa Monsarás, entretanto devido à falta de dados pretéritos não foi possível fazer essa confirmação. Ao longo dos demais períodos, as frações predominantes foram de areia média a areia muito grossa como classes granulométricas mais frequentes para a área analisada, entretanto observou-se em algumas amostras percentuais de sedimentos mais finos (silte e argila) mais elevados ao longo de P2, P3, P4 e P5.

Da mesma forma que no estuário do rio Doce, após o pico da cheia de janeiro de 2020 (BRASIL (MPF)/ LACTEC, 2020i), avaliou-se neste relatório apenas os dados do Lactec e da Fundação Renova, devido a indisponibilidade de dados de outras fontes até o momento da elaboração deste relatório. Nos dados da campanha de março/2020, conforme detalhado em Brasil (MPF)/ Lactec(2020i), observou-se um percentual médio de 10,6% de argila e 23,8% de silte, apresentando um aumento dos percentuais de finos em relação a média dos últimos períodos (P3, P4 e P5), indicando que grandes cheias tem a capacidade de influenciar a distribuição granulométrica dos sedimentos superficiais da Lagoa Monsarás. Na campanha de setembro/2020 do Lactec observou-se uma diminuição dos percentuais de finos em relação ao verificado logo após a cheia (março/2020), evidenciando uma tendência de retomada da distribuição granulométrica do sedimento superficial da lagoa Monsarás para um predomínio de frações de areia. Conforme indicado no em Brasil (MPF)/ Lactec (2020i), as concentrações e quantidades de sólidos transportados pelo rio Doce ainda sofrem influência do desastre, desse modo, durante novos períodos de cheia podem ocorrer deposições de materiais mais finos oriundos do desastre com o potencial de alterar a granulometria do sedimento da lagoa.

Figura 206 – Classificação granulométrica do sedimento na lagoa Monsarás, 2016 a 2020, por amostragem. Fonte dos dados: Lactec e Fundação Renova.

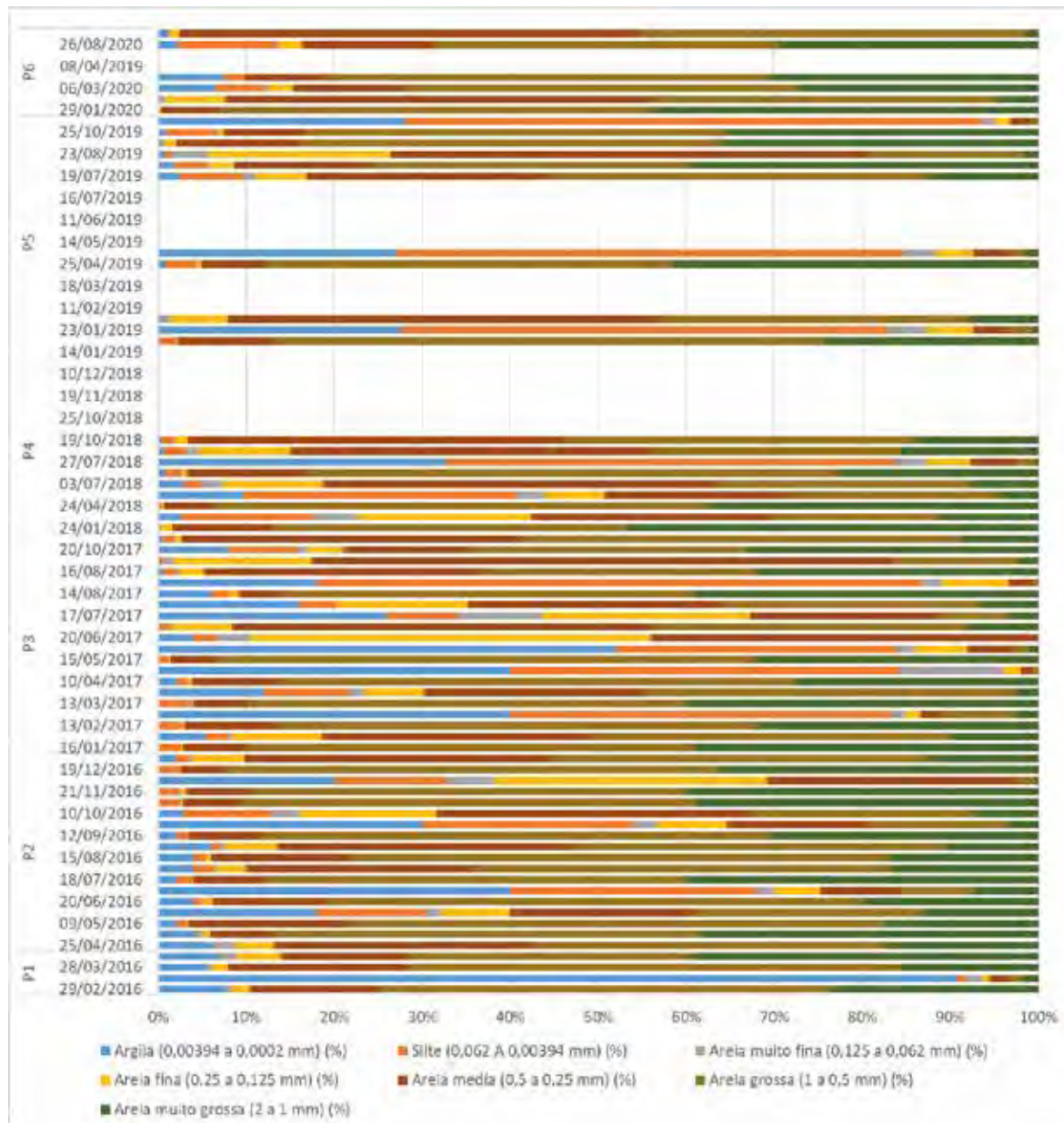
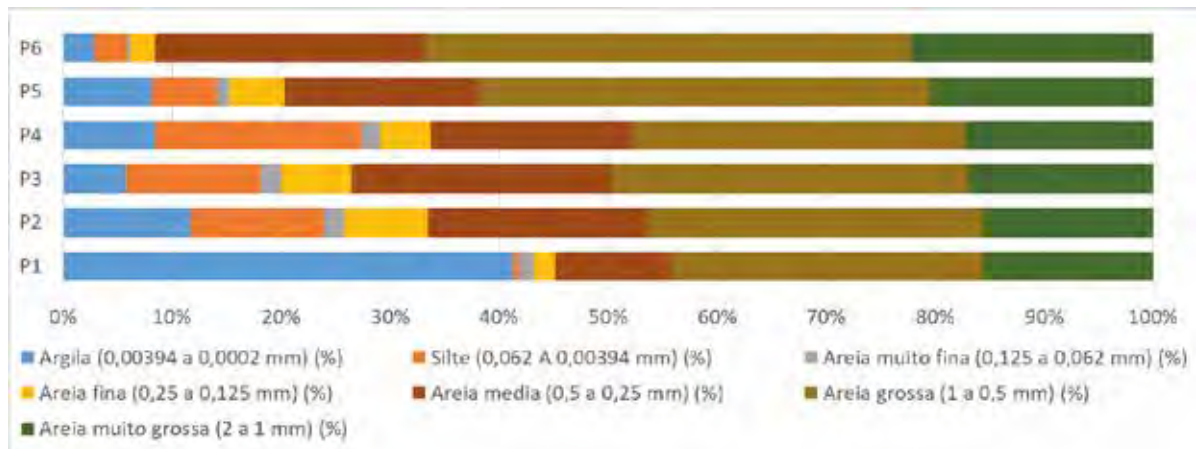


Figura 207 – Classificação granulométrica do sedimento na lagoa Monsarás, 2016 a 2020, por período. Fonte dos dados: Lactec e Fundação Renova.



3.3.4.2 Concentração de EPTs

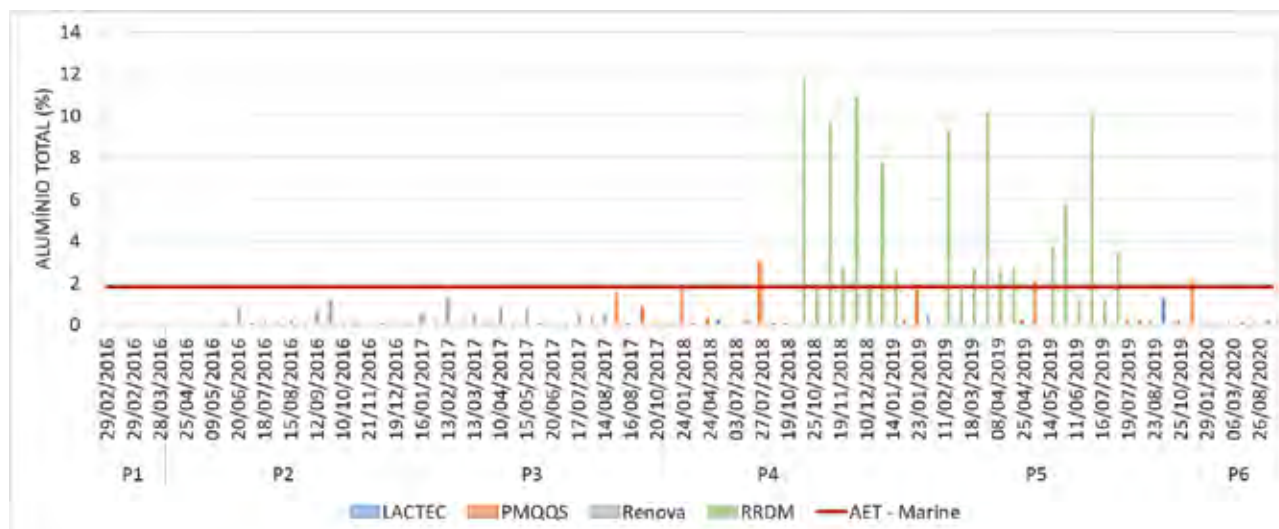
No presente documento, são apresentados os resultados dos EPTs cujas concentrações superaram o nível 1 da Resolução CONAMA nº 454/2012 ou algum dos outros padrões internacionais utilizados para avaliação da qualidade do sedimento (BUCHAMN,2008) ao longo dos períodos avaliados.

Os EPTs, indicadores do dano à qualidade dos sedimentos, que apresentaram concentrações abaixo dos padrões utilizados em todas as campanhas de monitoramento na lagoa Monsarás foram: chumbo, cromo, ferro e zinco. Desse modo, são apresentadas a seguir a variação das concentrações de alumínio, arsênio, bário, cádmio, cobre, manganês, mercúrio e níquel ao longo dos períodos pós desastre.

3.3.4.2.1 Alumínio Total

Os dados apresentados foram analisados a partir de amostras de sedimento coletadas na Lagoa Monsarás pela Fundação Renova (PMQQS e Renova-Emergencial), pelo Lactec e pela Rede Rio Doce Mar após a chegada da lama de rejeitos à foz do rio Doce. Os registros iniciais para este parâmetro foram obtidos a partir de 20/06/2016 pela Samarco, ou seja, aproximadamente sete meses após a pluma de rejeitos alcançar a foz do rio Doce (Figura 208).

Por este parâmetro não apresentar concentração limite estabelecida em legislação nacional, para a avaliação da concentração de alumínio total utilizou-se o nível de referência estabelecido em Buchman (2008), como concentração limite de efeitos aparentes a biota aquática (*"Apparent effects threshold"* – AET), ou seja, a partir desta concentração são esperados efeitos a biota aquática.

Figura 208 – Variação de alumínio total (%) no sedimento da lagoa Monsarás, 2016 a 2020.

De forma geral, o parâmetro alumínio total apresentou concentrações variáveis ao longo dos períodos P2, P3 e início de P4, variando desde concentrações abaixo do limite de quantificação do método analítico utilizado até 30.204 mg/kg, sendo que esta foi a única amostragem onde a concentração deste parâmetro ultrapassou a concentração AET (1,80%), ocorrente em 27/07/2018. Com a inclusão dos dados da Rede Rio Doce Mar observou-se em diversas ocasiões que as concentrações de alumínio ultrapassaram o limite de AET em P4, P5 e P6. Não é possível observar uma tendência de aumento nas concentrações deste indicador dentro do período compreendido pelos dados da RRDM.

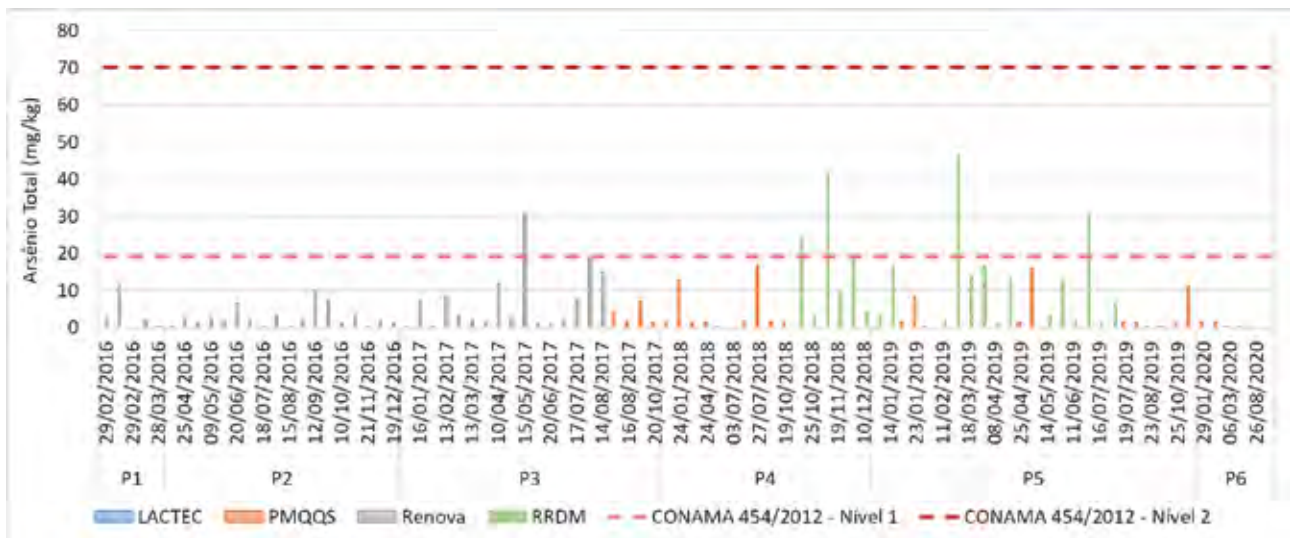
3.3.4.2.2 Arsênio Total

Conforme estabelece a Resolução CONAMA nº 454/2012, os limites de concentração previstos para o parâmetro arsênio total nos sedimentos é de 19 e 70 mg/kg, respectivamente representados pelo Nível 1 e pelo Nível 2.

Com base nos dados levantados pela Renova (PMQQS e Renova-Emergencial), Lactec e RRDM verifica-se que este elemento apresentou variabilidade ao longo das amostragens realizadas (Figura 209), não sendo evidente um padrão ou tendência de comportamento de sua ocorrência.

Com a inclusão dos dados da RRDM na presente análise observou-se uma frequência maior de concentrações de arsênio acima do nível 1 da Resolução CONAMA nº 454/2012 em relação aos períodos anteriores. Entretanto, ao longo de P4, P5 e P6 não foi possível verificar um padrão de aumento das concentrações de arsênio no sedimento. Com relação ao padrão Nível 2 da resolução citada, informa-se que não foram registradas concentrações de arsênio que superaram este limite em nenhuma ocasião.

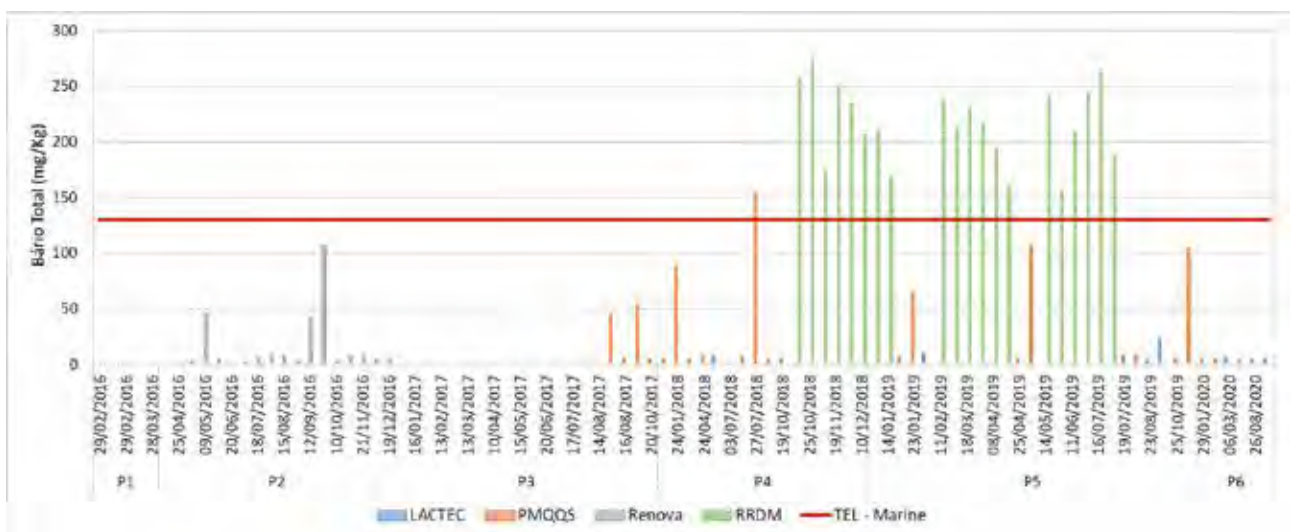
Figura 209 – Variação de arsênio total (mg/kg) no sedimento da lagoa Monsarás, 2016 a 2020.



3.3.4.2.3 Bário

Nos dados apresentados em Brasil (MPF)/ Lactec (2020e), obtidos a partir de amostras de sedimento coletadas na lagoa Monsarás pela Fundação Renova (PMQQS e Renova-Emergencial) e Lactec, não tinham sido registradas concentrações de bário no sedimento acima do nível de efeitos limiares à biota (*Threshold Effects Level - TEL*), cuja concentração é de 130,1 mg/kg. Com a inclusão dos dados da RRDM na presente análise observou-se em diversas ocasiões concentrações de bário acima do nível citado (Figura 210) sendo que a concentração mais elevada registrada foi de aproximadamente 280 mg/kg. A inclusão dos dados de bário provenientes da RRDM em P4, P5 e P6 evidenciou que podem ser verificadas alterações quanto a este parâmetro em relação ao nível de efeitos limiares à biota (*Threshold Effects Level - TEL*).

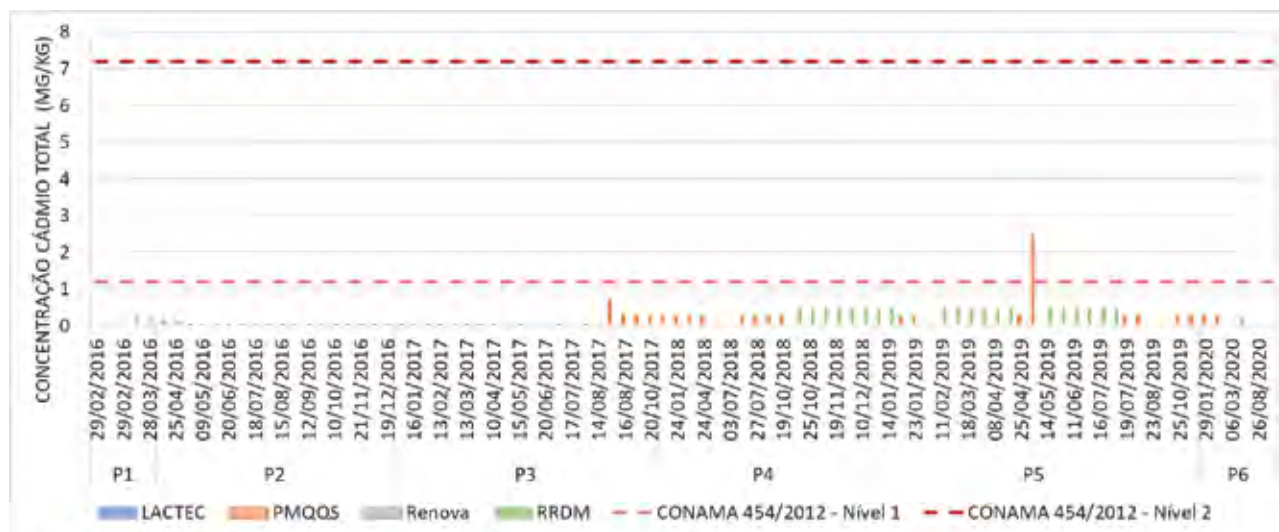
Figura 210 – Variação de bário total (mg/kg) no sedimento da lagoa Monsarás, 2016 a 2020.



3.3.4.2.4 Cádmio Total

Nos dados apresentados em Brasil (MPF)/ Lactec (2020e), obtidos a partir de amostras de sedimento coletadas na lagoa Monsarás pela Fundação Renova (PMQOS e Renova-Emergencial) e Lactec, não tinham sido registradas concentrações de cádmio no sedimento acima do nível 1 da Resolução CONAMA nº 454/2012. Com a inclusão dos dados referentes a P5 e P6, observou-se pela primeira vez uma concentração de cádmio (2,5 mg/kg) acima do nível da resolução citada (Figura 211) em abril/2019.

Figura 211 – Variação de cádmio total (mg/kg) no sedimento da lagoa Monsarás, 2016 a 2020.



3.3.4.2.5 Cobre Total

Nos dados apresentados em Brasil (MPF)/ Lactec (2020e), obtidos a partir de amostras de sedimento coletadas na lagoa Monsarás pela Fundação Renova (PMQOS e Renova-Emergencial) e Lactec, não tinham sido registradas concentrações de cobre no sedimento acima do nível 1 da Resolução CONAMA nº 454/2012. Com a inclusão dos dados da RRDM na presente análise observou-se em 3 ocasiões concentrações de cobre acima do nível da resolução citada (Figura 212), sendo que a concentração mais elevada registrada foi de 81 mg/kg. A inclusão dos dados de cobre provenientes da RRDM em P4, P5 e P6 evidenciou que podem ser verificadas alterações quanto a este parâmetro em relação ao nível 1 da Resolução CONAMA nº 454/2012 na lagoa Monsarás.