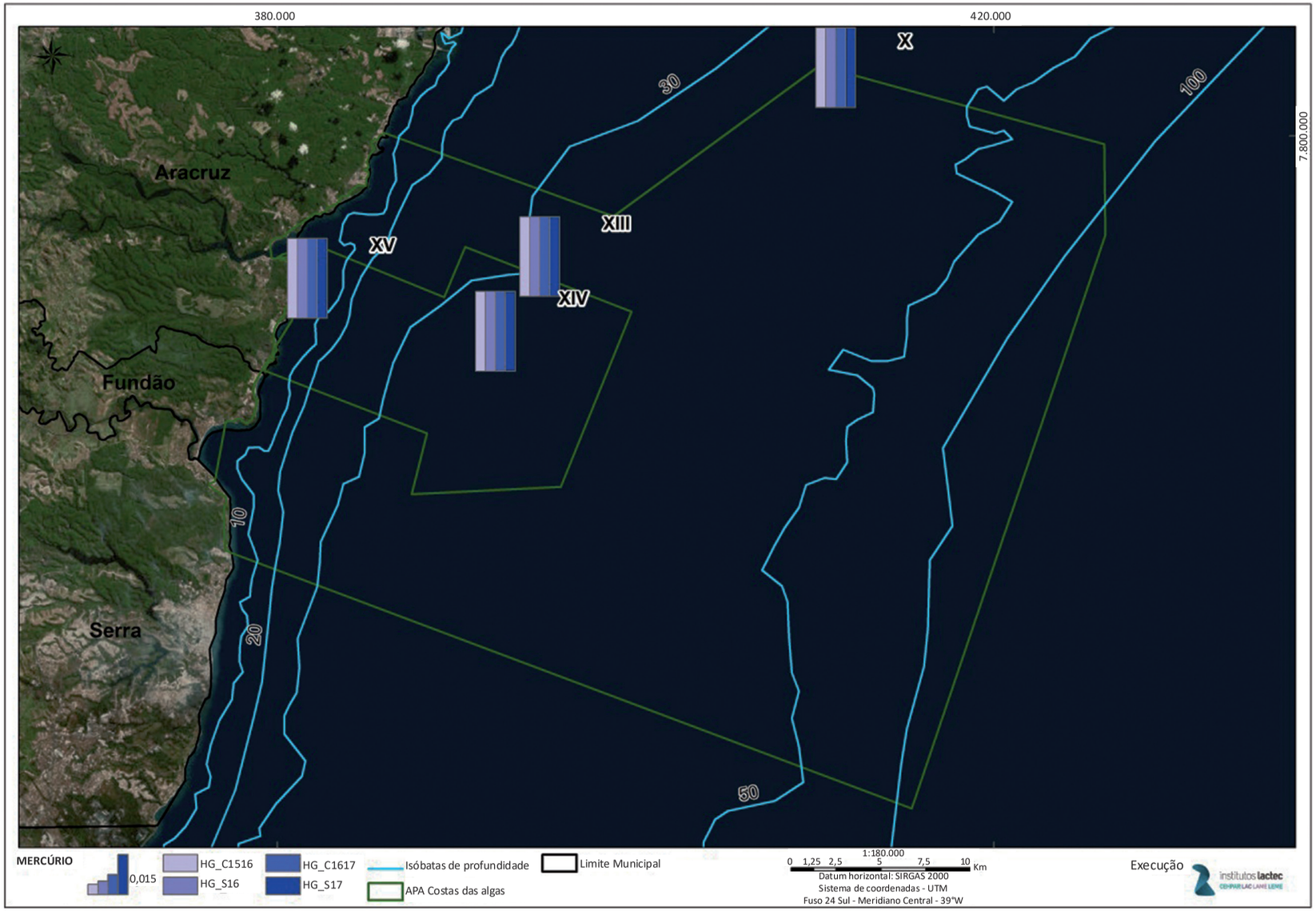
Figura 177 – Representação espacial das medianas das concentrações de mercúrio nos períodos secos e chuvosos de 2015 a 2017 na região da Costa das Algas.



www.institutoslactec.org.br

5.2.2.2 Abordagem integrada dos resultados de AET e PEL

A fim de avaliar a ação conjunta de vários metais na mesma amostra com vista a potenciais efeitos biológicos, aplicou-se a abordagem pelo cálculo do quociente médio de AET e quociente médio de PEL. O cálculo consiste em dividir a concentração de cada metal, encontrada no sedimento, pela concentração limite do indicador de qualidade. Normalizando os resultados desta forma, torna-se possível calcular um quociente médio de AET ou de PEL para cada amostra.

5.2.2.2.1 *Quocientes médios de AET*

As concentrações encontradas dos elementos alumínio, ferro, manganês e vanádio foram avaliadas de forma complementar através do indicador de qualidade AET, que representa uma concentração acima da qual efeitos biológicos adversos são sempre observados em respostas específicas. As frequências de ocorrência de resultados inferiores e superiores a AET para esses quatro elementos são apresentadas na Figura 178, Figura 179, Figura 180 e Figura 181. Nestas figuras verifica-se a ocorrência de resultados do indicador AET em função das estações de seca e chuvosa do período de 2015 a 2017.

Para o alumínio, a frequência de resultados acima de AET nas estações próximas a foz (<4 km) foi de 29%, caindo para 0%, 7% e 5% nos períodos chuvoso-2015-2016, de seca-2016, chuvoso-2016-2017 e seco-2017, respectivamente. De maneira correspondente, a frequência acima de AET para as estações localizadas entre 4 e 6,5 km foi de 88%, 54%, 33% e 3%. Já numa região distante 6,5 a 12 km, as estações amostrais apresentaram resultados superiores a AET com frequência de 50%, 28%, 3% e 0% para a mesma ordem temporal. De maneira correspondente, para as estações amostrais localizadas a distância entre 12 e 22 km os percentuais acima de AET foram de 48%, 22%, 9% e 5%. Na região da APA, localizada acima de 25 km de distância da foz, os percentuais foram de 0%, 0% 3% e 0%.

Para o ferro a frequência de resultados acima de AET ocorreu apenas em três momentos. Dois momentos ocorreram no período chuvoso de 2015-2016 com 2% dos resultados numa distância de até 4 km e 4% na região entre 4 e 6,5 km. Posteriormente, no período chuvoso de 2016-2017, 1% dos resultados de ferro no sedimento localizado até 4 km excedeu AET. As demais amostras apresentaram concentrações de ferro inferiores ao AET.

Para o manganês, a frequência de resultados acima de AET nas estações próximas a foz (<4 km) foi de 67%, 67%, 60% e 63% nos períodos chuvoso 2015-2016, seca-2016, chuvoso-2016-2017 e seco-2017 respectivamente. De maneira correspondente, a frequência acima de AET para as estações localizadas entre 4 e 6,5 km foi de 96%, 100%, 97% e 97%. Já numa região distante 6,5 a 12 km, as estações amostrais apresentaram resultados superiores a AET com frequência de 92%, 93%, 95% e 88% para a mesma ordem temporal. De maneira correspondente, para as estações amostrais localizadas a distância entra 12 e 22 km os percentuais acima de AET foram de 65%, 66%, 70% e 58%. Na região da APA, localizada acima de 25 km de distância da foz, os percentuais foram de 35%, 39% 65% e 47%.

Para o vanádio, a frequência de resultados acima de AET nas estações próximas a foz (<4 km) foi de 24%, 30%, 43% e 38% nos períodos chuvoso 2015-2016, seca-2016, chuvoso-2016-2017 e seco-2017 respectivamente. De maneira correspondente, a frequência acima de AET para as estações localizadas entre 4 e 6,5 km foi de 58%, 82%, 86% e 82%. Já numa região distante 6,5 a 12 km, as estações amostrais apresentaram resultados superiores a AET com frequência de 42%, 57%, 65% e 47% para a mesma

ordem temporal. De maneira correspondente, para as estações amostrais localizadas a distância entra 12 e 22 km os percentuais acima de AET foram de 29%, 48%, 50% e 47%. Na região da APA, localizada acima de 25 km de distância da foz, os percentuais foram de 47%, 33% 56% e 37%.

Os resultados das concentrações de alumínio, ferro, manganês e vanádio no sedimento foram transformados em quociente dos seus respectivos AET. O quociente médio de cada amostra foi calculado como a média dos quocientes individuais e representa uma estimativa do efeito conjunto dos quatro metais. A seguir os resultados foram cartografados através da mediana do conjunto de dados de cada período chuvoso ou de seco (Figura 182 e Figura 183). O resultado da cartografia do quociente médio de AET mostra que no período chuvoso de novembro de 2015 a março de 2016, portanto logo após da chegada da pluma de rejeitos no oceano, formaram-se duas zonas, ao norte e ao sul da foz do rio Doce, limitadas pela isóbata de 10 metros, onde o AET médio esteve na faixa de 1,5 a 2,0. Nos períodos subsequentes, uma área extensa do mapa, indo da costa até a isóbata de 20 metros apresentou quociente médio de AET entre 1 e 1,5 AET. O zoom do mapa na foz do rio Doce (Figura 183), ilustra a presença de uma zona com baixo AET médio relacionado, provavelmente, ao regime hidrodinâmico que não favorece a sedimentação do material fino no sedimento.

Figura 178 – Distribuição da frequência de resultados médios de alumínio inferiores e superiores ao AET.

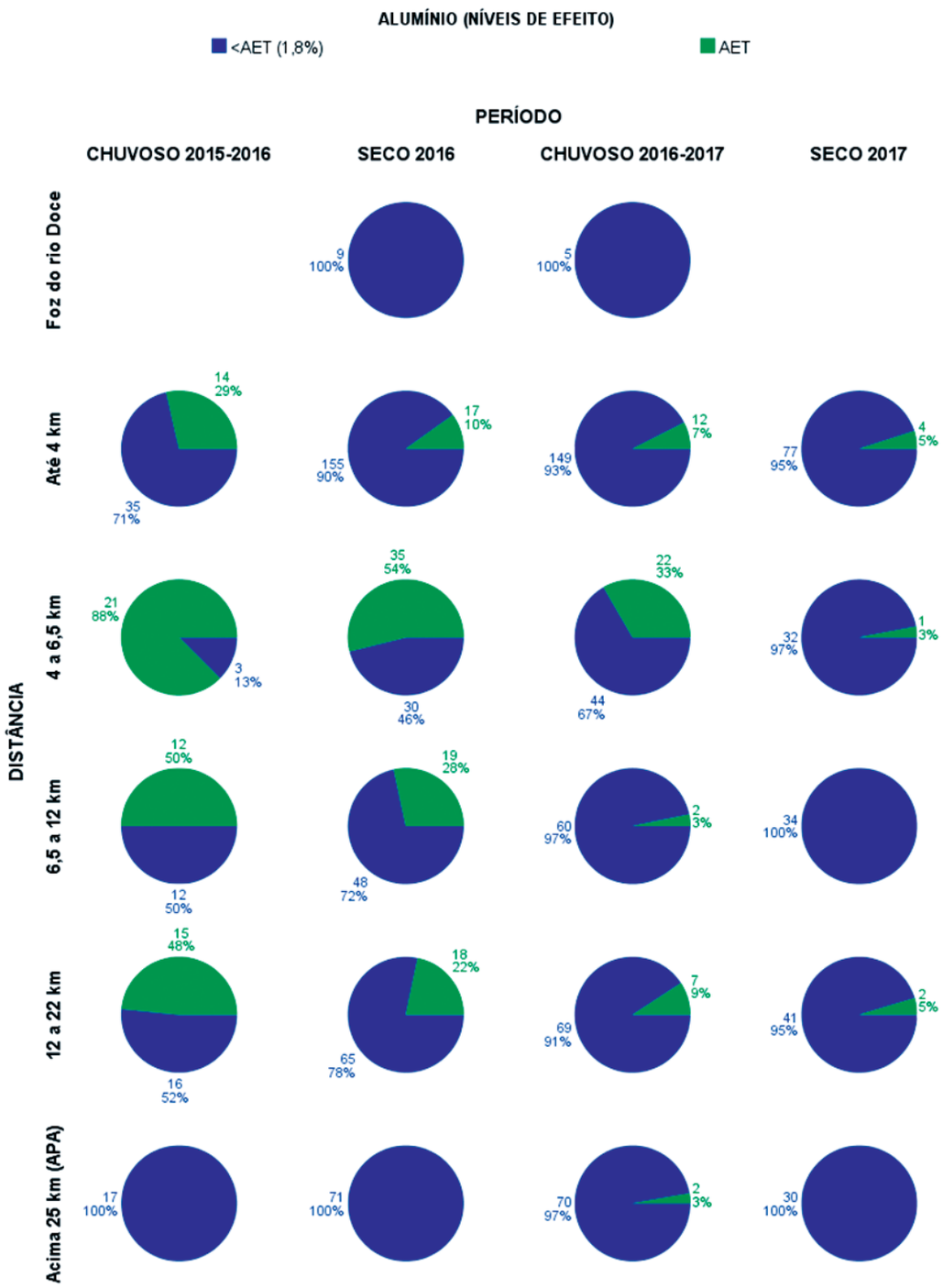


Figura 179 – Distribuição da frequência de resultados médios de ferro inferiores e superiores ao AET.

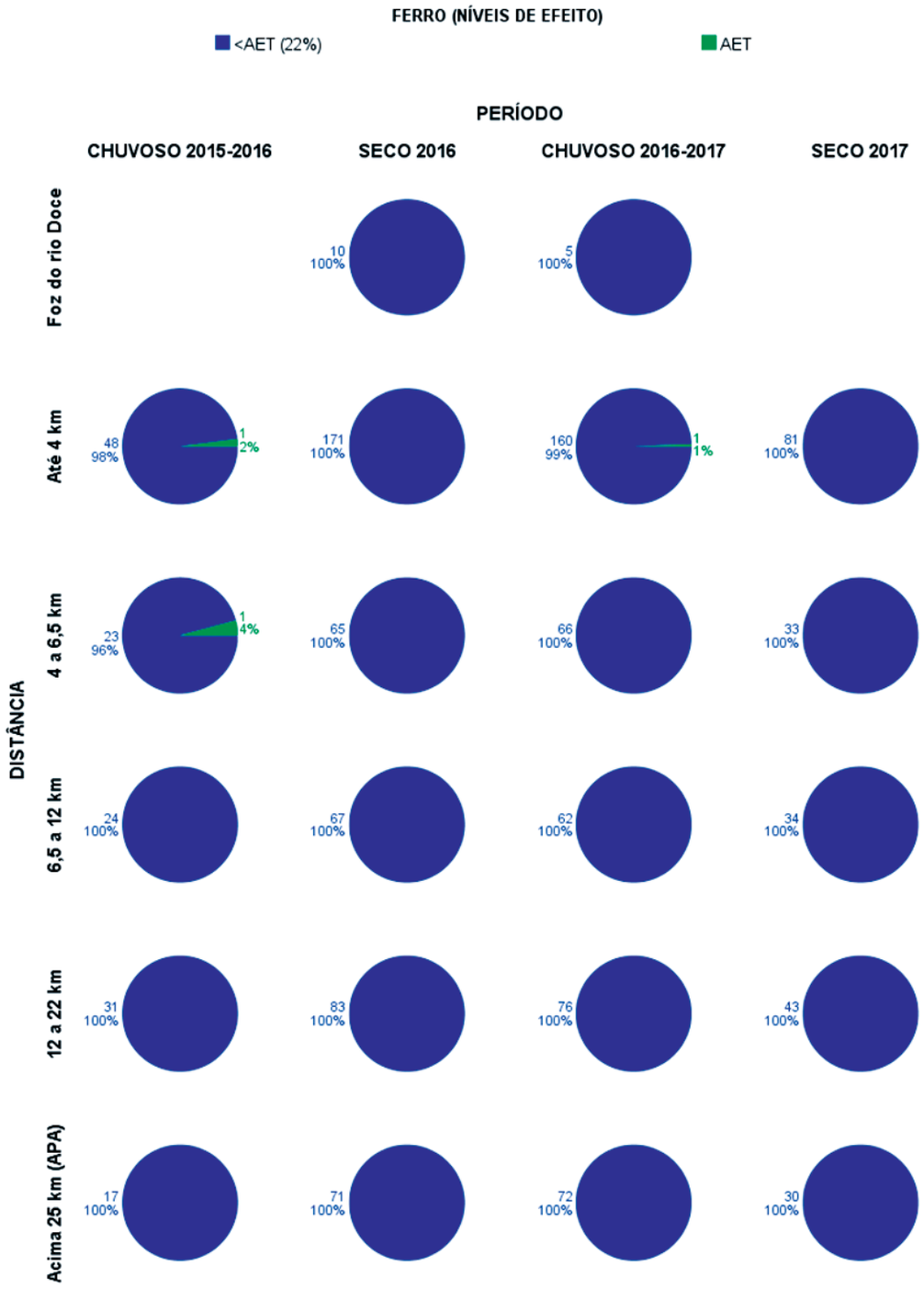


Figura 180 – Distribuição da frequência de resultados médios de manganês inferiores e superiores ao AET.

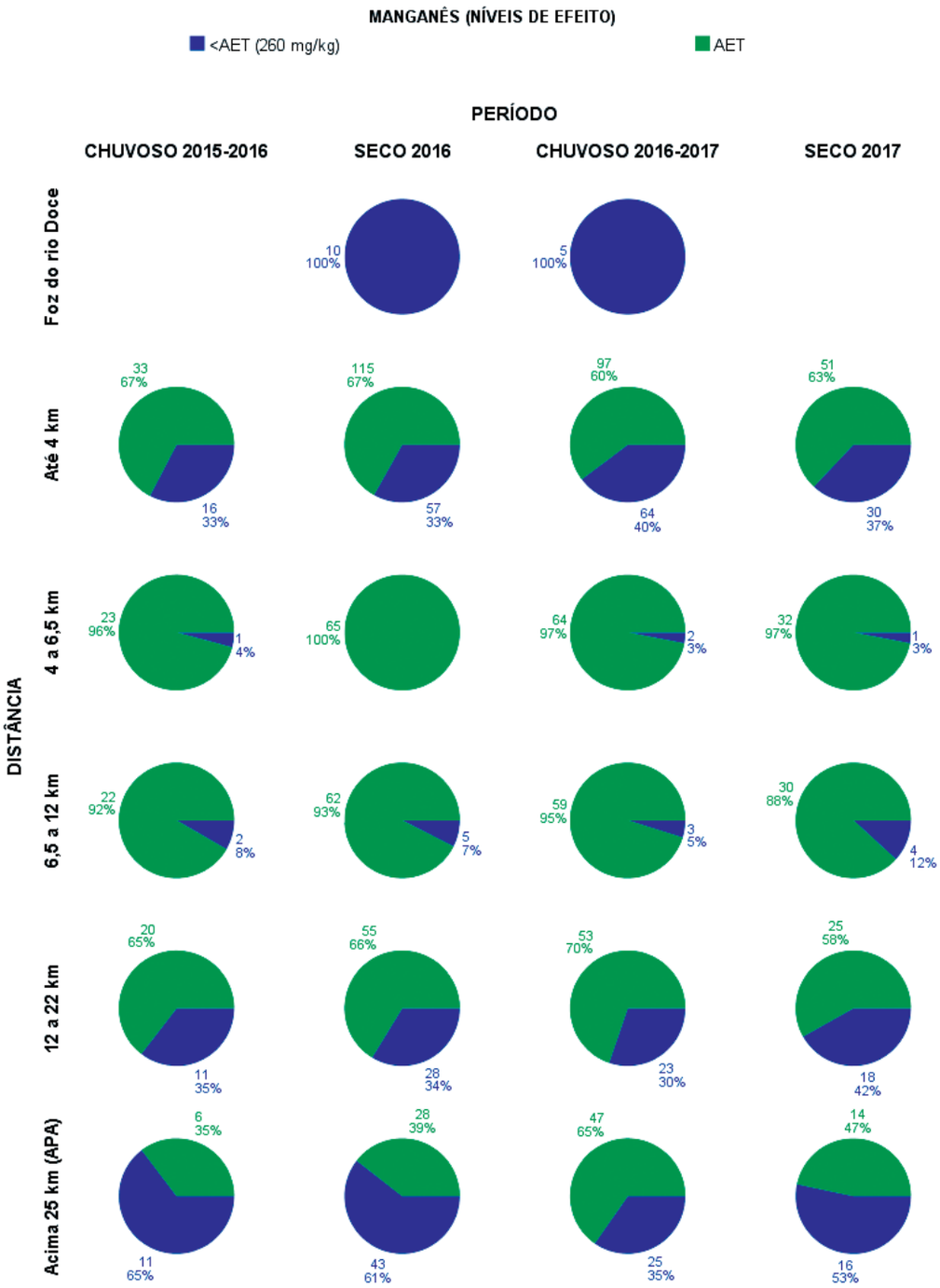
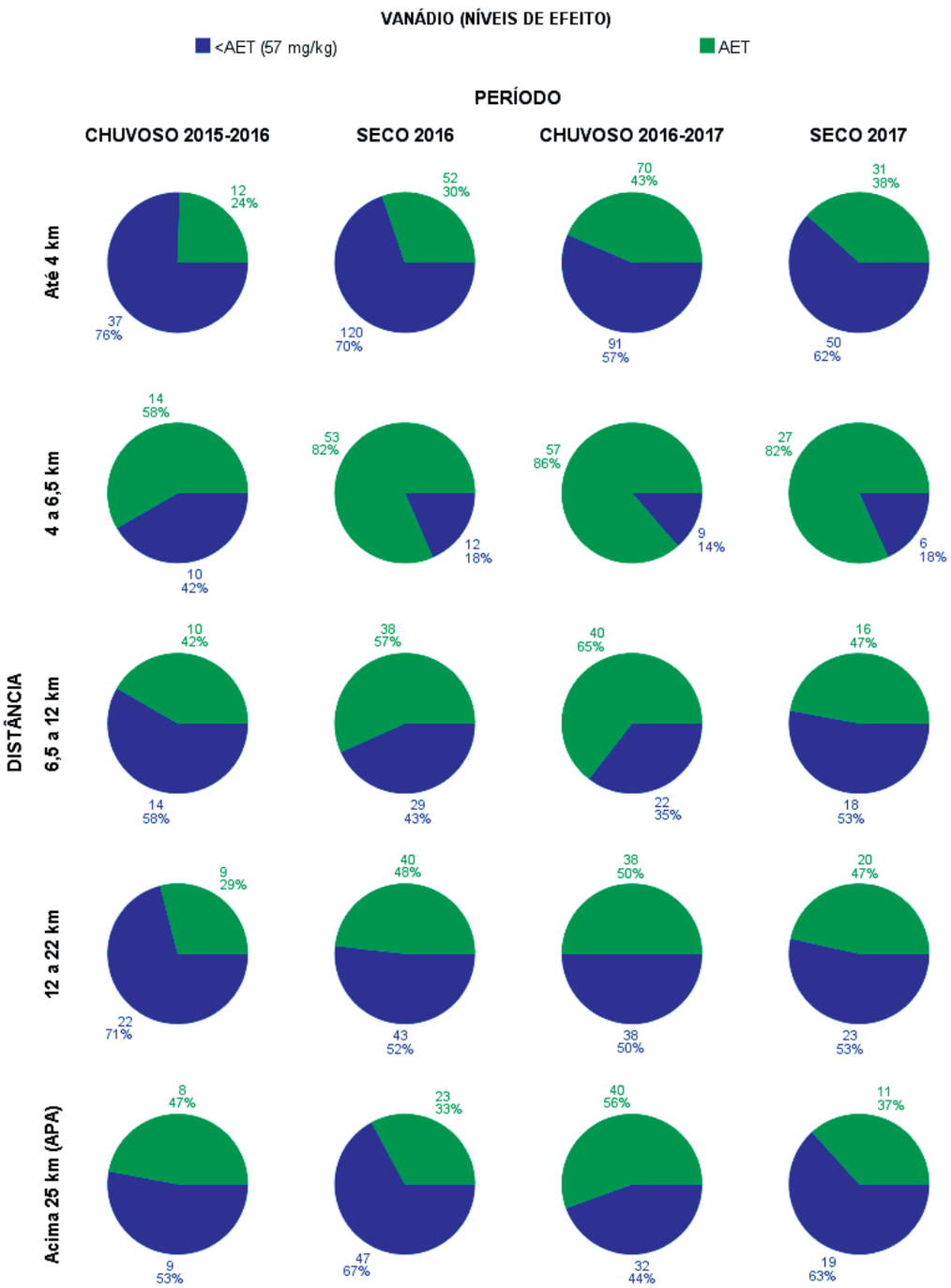


Figura 181 – Distribuição da frequência de resultados médios de vanádio inferiores e superiores ao AET.



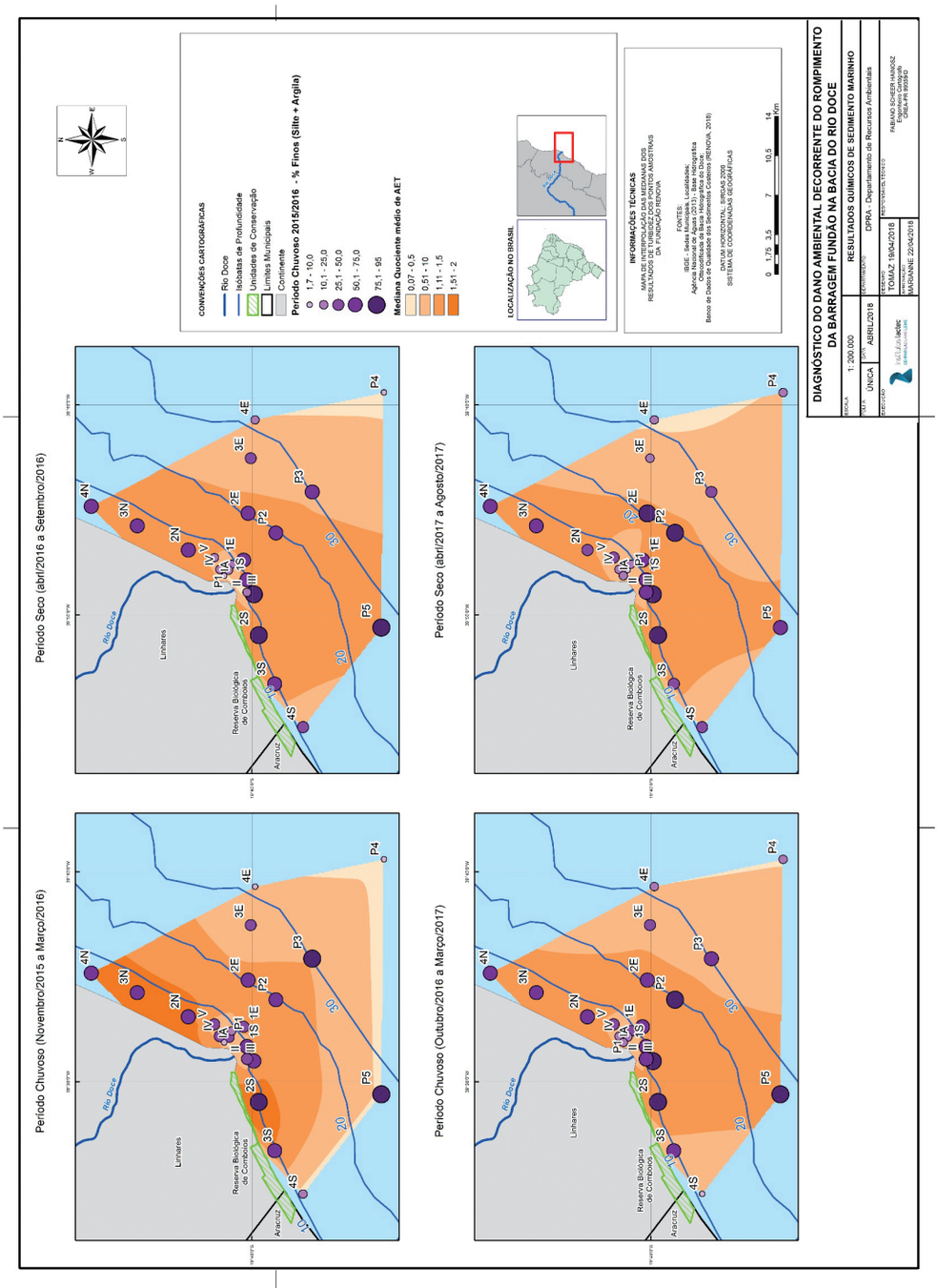


Figura 182 – Distribuição espacial dos resultados do quociente de AET na foz do rio Doce nos períodos secos e chuvosos de 2015 a 2017.

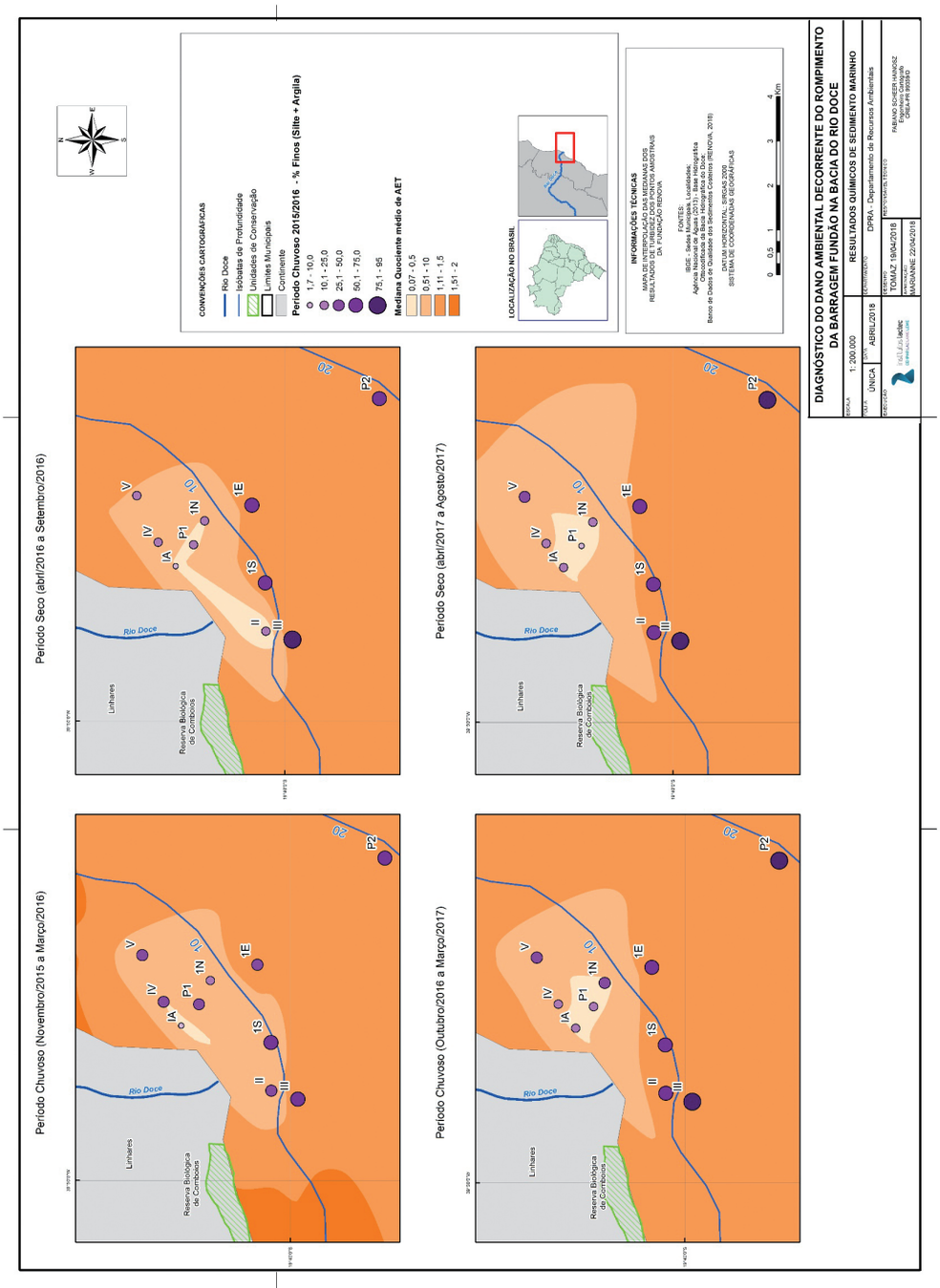


Figura 183 – Detalhe da distribuição espacial dos resultados do quociente de AET na foz do rio Doce nos períodos secos e chuvosos de 2015 a 2017.

5.2.2.2.2 *Integração resultados de PEL*

As concentrações encontradas dos elementos cromo, arsênio, zinco, bário, níquel, chumbo, cobre, cádmio e mercúrio foram avaliados através do indicador de qualidade PEL, que representa uma concentração acima da qual efeitos biológicos adversos não são esperados com frequência. A ocorrência de resultados inferiores e superiores a PEL para esses nove elementos são apresentadas no Anexo 1. Nestas figuras verifica-se a ocorrência de resultados acima do indicador PEL em função das estações de seca e chuvosa do período de 2015 a 2017.

Para o arsênio, a frequência de resultados acima de PEL nas estações na foz do rio Doce foi de 0%, 7% e 0% nos períodos chuvoso-2015-2016, de seca-2016 e chuvoso-2016-2017 respectivamente. Nas estações próximas a foz (<4 km), 3%, 4%, 1% e 0% nos períodos chuvoso-2015-2016, de seca-2016, chuvoso-2016-2017 e seco-2017 respectivamente. De maneira correspondente, a frequência acima de PEL para as estações localizadas entre 4 e 6,5 km foi de 21%, 12%, 8% e 0%. Já numa região distante 6,5 a 12 km, as estações amostrais apresentaram resultados superiores a PEL com frequência de 33%, 34%, 26% e 15% para a mesma ordem temporal. De maneira correspondente, para as estações amostrais localizadas a distância entra 12 e 22 km os percentuais acima de PEL foram de 26%, 42%, 26% e 28%. Na região da APA, localizada acima de 25 km de distância da foz, os percentuais foram de 18%, 31% 24% e 30%.

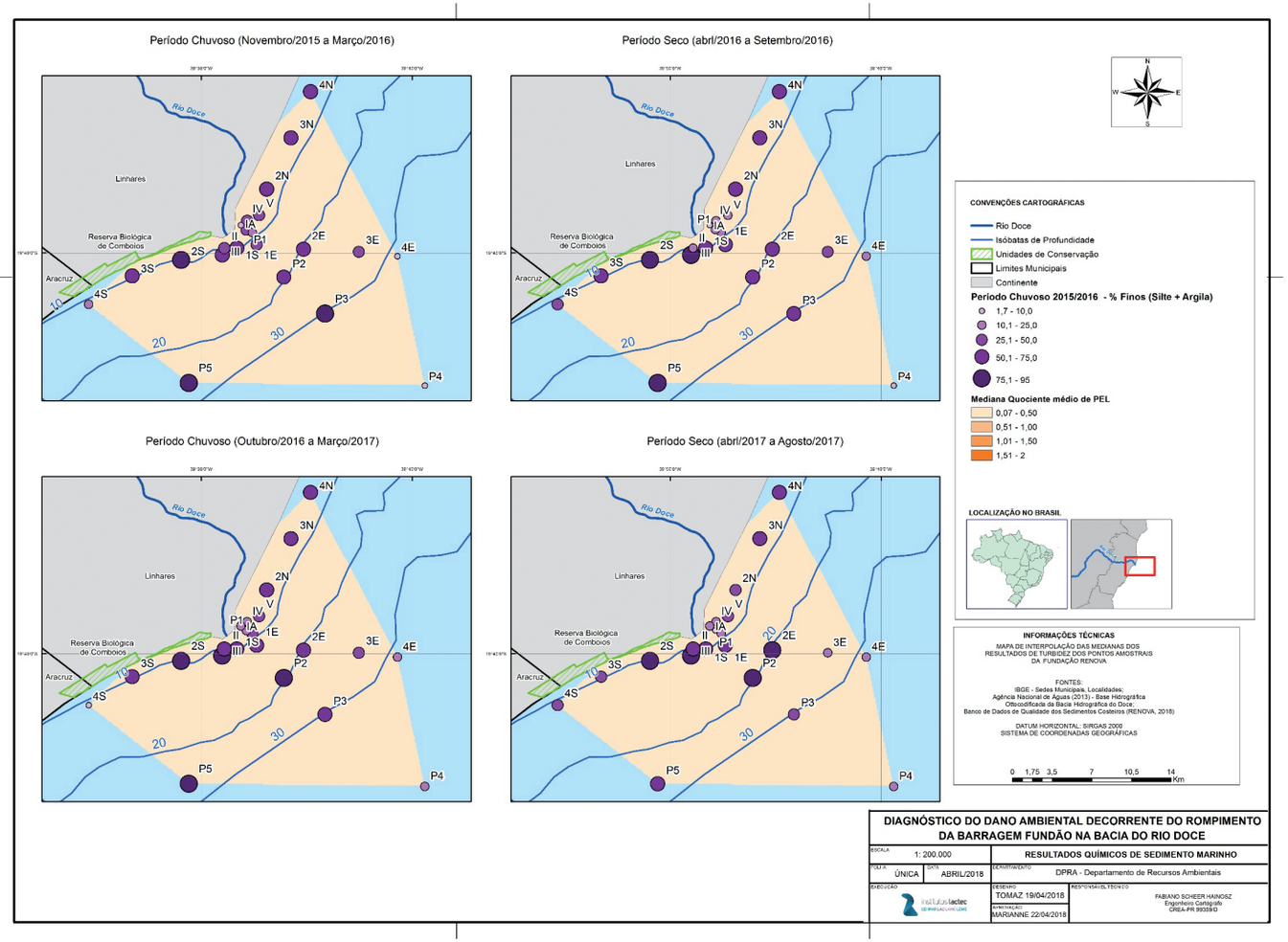
Para o cádmio, a frequência de resultados acima de PEL nas estações na foz do rio Doce foi de 0%, 0% e 0% nos períodos chuvoso-2015-2016, de seca-2016 e chuvoso-2016-2017 respectivamente. Nas estações próximas a foz (<4 km), 7%, 5%, 1% e 0% nos períodos chuvoso-2015-2016, de seca-2016, chuvoso-2016-2017 e seco-2017 respectivamente. De maneira correspondente, a frequência acima de PEL para as estações localizadas entre 4 e 6,5 km foi de 8%, 17%, 0% e 3%. Já numa região distante 6,5 a 12 km, as estações amostrais apresentaram resultados superiores a PEL com frequência de 13%, 13%, 0% e 0% para a mesma ordem temporal. De maneira correspondente, para as estações amostrais localizadas a distância entra 12 e 22 km os percentuais acima de PEL foram de 16%, 13%, 0% e 0%. Na região da APA, localizada acima de 25 km de distância da foz, os percentuais foram de 6%, 0%, 0% e 0%.

Para o cromo, foram observados resultados acima de PEL apenas na região da APA, localizada acima de 25 km de distância da foz, com percentuais de 0%, 1%, 1% e 0% na mesma ordem temporal das descrições anteriores.

Para o bário, cobre, mercúrio, níquel, chumbo e zinco nenhum resultado acima de PEL foi registrado no período avaliado.

Os resultados das concentrações destes elementos foram transformados em quociente dos seus respectivos PEL. O quociente médio de cada amostra foi calculado como a média dos quocientes individuais e representa uma estimativa do efeito conjunto dos elementos na amostra. A seguir os resultados foram cartografados através da mediana do conjunto de dados de cada período chuvoso ou seco. O resultado da cartografia do quociente médio de PEL (Figura 184) mostra que durante todo o período monitorado nenhuma região apresentou quociente superior a 0,5 podendo indicar que não são esperados efeitos biológicos frequentes ocasionados por esses nove elementos a partir desse indicador.

Figura 184 – Distribuição espacial dos resultados do quociente de PEL na foz do rio Doce nos períodos secos e chuvosos de 2015 a 2017.



www.institutolactec.org.br

5.2.3 BENTOS DE FUNDOS INCONSOLIDADOS

Os estudos sobre organismos bênticos de fundos inconsolidados na região adjacente a foz do rio Doce são apresentados a seguir por ordem cronológica das coletas das amostras e por ambiente. Alguns estudos embora não tenham sido desenvolvidos com o intuito da verificação dos danos do desastre serão utilizados como base para discussão dos dados a serem levantados pelo Lactec.

Os danos causados pelo rompimento da barragem de Fundão à comunidade dos organismos bênticos de fundos inconsolidados estão diretamente associados à dispersão da lama/pluma de sedimentos que chegou na foz do rio Doce e Zona Litorânea em 21 de novembro.

Uma breve revisão crítica sobre os trabalhos realizados em estuários foi realizado por Bernardino e seus colaboradores (2016). O principal objetivo do estudo foi rever o conhecimento sobre comunidades bentônicas estuarinas, em nível de comunidades, de bentos estuarinos e processos ecológicos associados. Para o Espírito Santo os autores citam estudos em áreas urbanas poluídas, como o principal enfoque do conhecimento da mega e macrofauna de estuários.

As primeiras amostragens de organismos bênticos na região da foz do rio Doce e Zona Litorânea após o desastre do rompimento da barragem foi realizado pela equipe da Universidade Federal do Espírito Santo.

O estudo de Gomes et al. (2017) representa segundo os autores, os primeiros dados a avaliar as condições do estuário do rio Doce antes e depois da chegada dos rejeitos da barragem de Fundão. Os resultados mostraram que a complexidade natural do ambiente representa grande dificuldade na avaliação dos impactos decorrentes da tragédia.

A pesquisa foi realizada na foz do Rio Doce e executada pelo grupo de pesquisa em Ecologia Bentônica da Universidade Federal do Espírito Santo e seus colaboradores e faz parte do projeto denominado *Rede de Solos e Bentos do Estuário do Rio Doce*. Esse projeto objetiva quantificar os efeitos dos rejeitos na biogeoquímica estuarina e, determinar as consequências de médio a longo prazo para a ecologia deste ecossistema, após o desastre.

No estudo realizado por Gomes et al. (2017) a macrofauna bêntica foi amostrada em dez estações na foz do rio Doce, com a periodicidade variando de onze dias antes da chegada da pluma com os rejeitos da mineradora a dois dias após a área ter sido impactada. Em paralelo às amostragens biológicas foram colhidas amostras de sedimentos e água para a caracterização da área e verificação dos índices de contaminação.

Os seguintes taxa (23) foram coletados neste estudo: dentre os Annelida *Amphicteis* sp., *Capitella capitata*, *Cirrophorus* sp., *Glycera* sp., *Heteromastus similis, Isolda pulchella*, *Laeonereis* sp., *Magelona* sp., *Mediomastus* sp., *Alitta succinea*, *Pholoe* sp., *Polydora* sp., *Sigambra grubii*, *Sthenelais* sp. e Oligochaeta; os Mollusca capturados foram *Tellina* sp., *Tagelus plebeius*, *Macoma* sp., *Melanoides tuberculata* e *Heleobia australis*; o Cumacea *Diastylis* sp.; Nemertea e o Diptera Chironomidae. As larvas de Chironomidae foram as mais abundantes somando 63% do total da amostra. Diferenças significativas entre as densidades do táxon não foram verificadas entre as estações de coletas, mas entre os períodos amostrados houve diferença significativa. A riqueza diminuiu e alguns taxa de Annelida só foram amostrados antes do impacto. Os resultados mostraram que após o impacto houve alteração

na composição de taxa, permanecendo os taxa mais tolerantes. Os taxa *I. pulchella*, *Laeonereis* sp. e *Neanthes succinea* foram dominantes após o impacto apresentando comportamento oportunista e aparente adaptados ao ambiente impactado.

De acordo com o artigo, os resultados indicam que desde o período inicial de até dois dias após a chegada dos rejeitos, as mudanças observadas foram provavelmente causadas pelo impacto do rápido soterramento das assembleias bênticas pelos rejeitos em algumas áreas da foz.

Apesar de observados aumentos significativos nas concentrações de metais sedimentares em alguns pontos, estes não estiveram associados aos impactos na escala de tempo analisada por este estudo, e sugere que apenas quantificar estas concentrações não será suficiente para determinar os efeitos sobre comunidades biológicas estuarinas ou marinhas.

Poucos dias após o vazamento da lama pela foz do Rio Doce, no período de 26/11 a 05/12/2015, pesquisadores da Marinha do Brasil realizaram uma expedição na região litorânea do Estado do Espírito Santo, próximo à foz do Rio Doce, na localidade de Regência. A expedição teve como objetivo efetuar um levantamento das condições hidrobiológicas na região litorânea adjacente à foz do Rio Doce, por meio de coleta diária de dados hidroceanográficos e geológicos, a fim de realizar a caracterização preliminar dos danos causados na área (MARINHA DO BRASIL, 2016).

Durante a expedição foram colhidas amostras de bentos e avaliadas amostras de duas estações na isóbata de 10 metros e de três estações na isóbata de 20 metros. Em cada estação foi analisada apenas uma réplica coletada. No total foi registrado 176 indivíduos distribuídos em 15 grupos taxonômicos. O grupo mais abundante foi poliqueta, seguido de anfípoda e outros (111, 19 e13 respectivamente). Holoturoidea, Sipuncula e Nematoda foram os grupos menos abundantes, com um indivíduo cada (MARINHA DO BRASIL, 2016).

O ponto amostral com maior número de indivíduos foi o localizado ao norte na isóbata de 20m e o com menor número de indivíduos o localizado ao sul na isóbata de 10m. Em geral os pontos amostrais da isóbata de 10 metros apresentaram menor número de indivíduos que os pontos amostrais na isóbata de 20m, sendo os pontos da isóbata de 10 metros com maior concentração visual de “lama alaranjada” (material alóctone). Os pontos amostrais localizados a norte apresentaram maior número de indivíduos e os pontos ao sul os menores valores em suas respectivas isóbatas (10 e 20m). O ponto central apresenta valor intermediário aos outros pontos da respectiva isóbata (20m) (MARINHA DO BRASIL, 2016).

O relatório técnico coordenado por Valle (2017) apresenta uma síntese dos padrões de biodiversidade após o rompimento da barragem. As coletas foram realizadas em setembro de 2016 e contemplou apenas duas estações no ambiente estuarino e duas estações no ambiente marinho. As estações estuarinas localizaram-se na foz do rio Doce, no município de Regência. As coletas no ambiente marinho foram realizadas em áreas com recifes coralíneos, nas proximidades de Barra Nova, na parte sul do banco de Abrolhos. No estudo a maior ênfase foi dada para a comunidade bêntica dos recifes de corais.

Nas duas estações estuarinas foram coletados 1297 indivíduos distribuídos em 18 taxa que são: Polychaeta *Pisione parhelenae, Laeonereis culveri, Notomastus sp., Paraprionospio pinnata, Polydora sp., Lumbrineris sp., Scolelepis sp., Hermundura tricuspis,* Hirudinea, Oligochaeta Naididae, Mollusca

Mactra janeiroensis, *Austromacoma constricta,* Diptera, *Polypedilum* sp., *Coelotanypus* sp., Isopoda *Eurydice* sp., Ostracoda, Decapoda *Metharpinia* sp. e Hemichordata *Glossobalanus* sp.. Não foram realizados cálculos de índices ecológicos tampouco, análises estatísticas dos dados.

No que diz respeito ao ambiente praial alguns estudos foram publicados após o desastre.

O Relatório Técnico elaborado pela Empresa Samarco apresentou os resultados das campanhas realizadas em novembro/15, dezembro/15 e janeiro/16 em praias na foz do rio Doce. A macrofauna ao longo das três campanhas foi composta por 12 taxa distribuídos em cinco filos: Annelida (Polychaeta e Oligochaeta), Mollusca (Bivalvia), Arthropoda (Insecta e Crustacea), Nemertea e Platyhelminthes. O filo Annelida apresentou o maior número de taxa (05 taxa), seguido por Arthropoda, com quatro taxa. Para os demais filos (Mollusca, Nemertea e Platyhelminthes) foi encontrado apenas um táxon (APLYSIA SOLUÇÕES AMBIENTAIS, 2016).

A campanha de janeiro/16 (3ª campanha) apresentou redução do número de taxa (02) em relação à campanha de novembro/15 (1ª campanha) e dezembro/15 (2ª campanha), quando foram encontrados respectivamente 11 e 9 taxa. Na 3ª campanha foram encontrados somente os filos Arthropoda e Nemertea, com somente um táxon em cada filo. No estudo foram verificadas diferenças significativas entre as campanhas e pontos amostrais em todos os índices ecológicos calculados. Os menores valores foram registrados nas segunda e terceira campanhas. (APLYSIA SOLUÇÕES AMBIENTAIS, 2016).

No Relatório Técnico da Ecoservation Estudos e Projetos Ambientais (2016) buscou-se consolidar e analisar de forma integrada os dados do Programa de Monitoramento da Comunidade do Zoobentos do Rio Doce, correlacionando as informações obtidas no período pós-desastre com a Barragem da SAMARCO em Mariana/MG – ocorrida em novembro de 2015 – com dados pretéritos obtidos em trabalhos de pesquisa, afim de se estabelecer um nível de background pré-impacto e um nível de afetação pós-impacto. Na matriz de dados dois pontos, localizados em Regência, apresentavam resultados da comunidade bêntica da região estuarina. Para a elaboração da matriz de dados foram utilizados os resultados dos laudos produzidos pelos laboratórios Ethica Ambiental, Limnos-Sanear, Tommasi Analítica e SGS-Geosol. Sobre o conjunto dos dados foram realizadas Análises de Consistência, Análises Estatísticas Univariadas e Análises Estatísticas Multivariadas (ECOSERVATION ESTUDOS E PROJETOS AMBIENTAIS, 2016).

Teixeira (2016) caracterizou a estrutura da macro e meiofauna bêntica de duas praias do norte do Espírito Santo. Foram realizadas coletas ao longo do ano, em Urussuquara, São Mateus e em Degredo, Linhares. Na Praia de Urussuquara a macrofauna foi composta por 15 táxons, sendo Polychaeta o mais abundante, contribuindo com 70,19% dos organismos encontrados. Os demais grupos taxonômicos, tais como: Amphipoda, Isopoda, Mysidacea, Oligochaeta e Nemertea, contribuíram juntos com 29,81%. A densidade média da macrofauna bentônica foi de 593,6 inds/m2. A meiofauna foi caracterizada através de cinco taxa. Nematoda foi o mais abundante, seguido de Polychaeta intersticiais. Os demais grupos taxonômicos, tais como: Copepoda, Turbellaria e Halacaroidea contribuíram juntos com 18,71%. A densidade média da meiofauna foi de 10,1 inds/10cm^2. A macrofauna da praia de Degredo foi composta por 14 táxons, sendo Polychaeta o mais abundante contribuindo com 94,79% dos organismos encontrados. A meiofauna também foi composta por cinco taxa, sendo Polychaeta intersticial o mais abundante contribuindo com 44,05%, seguido dos Nematoda com 35,24% dos organismos

encontrados. Os demais grupos taxonômicos, tais como: Copepoda, Turbellaria e Halacaroidea contribuíram juntos com 20,71%. A densidade média da meiofauna foi de 13,4 inds/10cm^2.

Bernardino et al. (2016) observaram o impacto da contaminação por óleo nas comunidades praiais da APA Costa das Algas em Aracruz.

Zanette (2017) avaliou a composição da macrofauna bêntica, ao longo do gradiente de exposição à pluma de rejeitos, de quatro praias do litoral do Espírito Santo, 80 dias após o desastre. As coletas foram realizadas no litoral norte do estado do Espírito Santo na Praia de Conceição da Barra, Praia de Guriri, Praia de Pontal do Ipiranga e a Praia de Povoação. No total foram registrados 3.201 organismos, distribuídos em 25 táxons, sendo Nematoda o grupo mais abundante, seguido de Polychaeta. Os taxa Nemertea, Oligochaeta, Entognatha, Insecta, Crustacea e Mollusca estiveram presentes, contribuindo com apenas 5,9% no total de animais da amostra. A análise feita a partir dos índices ecológicos permitiu observar um acréscimo gradual no número de táxons, na diversidade e na riqueza à medida que se afasta da foz do rio Doce. Um alto grau de similaridade entre as comunidades das praias mais distantes foi verificado através das variáveis biológicas, além de uma clara separação da praia localizada na foz do Rio Doce.

No mesmo estudo Zanette (2017) estimou a composição e abundância da meiofauna bêntica da Praia de Povoação, após 62 dias da chegada da lama de rejeitos do desastre de Mariana. A meiofauna foi composta por Platyhelmintes (Proseriata n.i.), Nematoda (Família Thoracostomopsidae), Acari e uma espécie não identificada de Enchytraeidae (Oligochaeta). Segundo a autora a baixa salinidade, esperada pelo grande aporte de água doce na foz do Rio Doce, sugeria que sua fauna original deveria apresentar baixa riqueza de espécies, como registrada no trabalho. Entretanto, também atribuiu ao aporte da lama tóxica para explicar a ausência de grupos esperados nestas condições, e a co-dominância de platelmintos e nemátodas.

Coutinho e Bernardino (2017) avaliaram a variabilidade espaço-temporal da macrofauna bêntica, em duas praias dissipativas de Aracruz (Praia de Putiri e Praia dos Quinze), através de amostragem hierárquica. Os resultados indicaram mudanças significativas na composição e densidade tanto na escala espacial como temporal. As variações foram atribuídas às características do sedimento como, alterações do teor de matéria orgânica e o tamanho do grão.

Em áreas manguezais Bernardino et al. (2018) compararam as abundâncias e diversidade da macrofauna em duas localidades, às margens do rio Piraquê-Açu-Mirim, com vegetação natural, com uma localidade onde a vegetação foi removida. Os taxa mais abundantes foram Polychaeta e Oligochaeta. Os resultados mostraram que as diferenças entre as áreas com relação às abundâncias, biomassas e diversidade podem não estar diretamente associadas à remoção da vegetação do mangue. Segundo os autores a fauna estuarina pode recolonizar as áreas que foram impactadas. Contudo, a variação na composição de espécies entre as áreas faz com que a qualidade de alimento disponível para a cadeia trófica seja comprometida, sugerindo que em larga escala a cadeia trófica estuarina seja impactada.

No que se refere a contaminação de organismos bênticos alguns estudos importantes foram realizados após o desastre.

A primeira expedição do Navio de Pesquisa Soloncy Moura (CEPSUL/ICMBio) ocorreu entre os dias 26/01/16 a 03/02/16 e abrangeu o litoral do Espírito Santo e região de Abrolhos no sul da Bahia.

A equipe de trabalho foi formada por pesquisadores das Universidades Federais do Espírito Santo e do Rio Grande do Sul e Estadual do Rio de Janeiro além, dos técnicos do Instituto Chico Mendes. A expedição buscou avaliar os impactos negativos sobre a biodiversidade marinha, com especial ênfase nas áreas das Unidades de Conservação e seus entornos, totalizando 13 estações de coletas. Foram realizadas coletas de água, fito e zooplâncton, peixes e epifauna e endofauna pelágica e bêntica através de métodos de pesca variados. Alguns espécimes foram utilizados para análises com biomarcadores e concentração de metais e os demais animais, para caracterização da comunidade local (BIANCHINI, 2016; ICMBIO, 2016a, b).

Segundo os pesquisadores a exposição dos organismos aquáticos aos metais, pode causar distúrbios iônicos e osmóticos em algumas espécies, pode alterar os metabolismos aeróbico e energético e induzir a geração de moléculas extremamente tóxicas que provocam danos oxidativos importantes às biomoléculas, tais como lipídeos, proteínas e DNA (ICMBIO, 2016a, b).

Por esse motivo, foram empregadas técnicas de medição de biomarcadores que podem fornecer respostas bioquímicas, fisiológicas ou histológicas mensuráveis que indicam a presença de contaminantes no ambiente (ICMBIO, 2016a, b).

Para a detecção da acumulação e contaminação de pescados por metais-traço, foi utilizada a Resolução da Diretoria Colegiada da Agência Nacional de Vigilância Sanitária RDC nº 42, de 29 de agosto de 2013, que dispõe sobre o Regulamento Técnico MERCOSUL sobre “Limites Máximos de Contaminantes Inorgânicos em Alimentos”. Esta legislação estabelece os limites máximos dos metais As, Cd, Pb e Hg em moluscos, crustáceos e peixes destinados ao consumo humano. Assim, a RDC nº 42 foi utilizada como base para comparação dos resultados, no que concerne as concentrações dos metais As, Cd e Pb no músculo dos crustáceos capturados nos pontos de coleta na área em avaliação, visando a detecção de resultados “não conformes” com a legislação vigente.

Para as análises de ecotoxicologia foram utilizados os seguintes organismos bênticos: uma espécie de hidrocoral o coral-de-fogo (*Millepora alcicornis*), uma espécie de coral, o coral-couve-flor (*Mussismilia hartii*), espécies de poliquetos, espécies de moluscos e de crustáceos. Durante as análises foram verificadas as concentrações de metais nos tecidos através de biomarcadores que estão relacionados a funções fisiológicas chave nos organismos analisados, e que respondem ao estresse provocado por exposição a metais. Dentre os crustáceos foi analisado tecido muscular dos camarões-rosa (*Farfantepenaeus paulensis* e *F. brasilienses*) e do camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*), que foram selecionadas pela maior frequência e pela importância comercial nos pontos de coletas (BIANCHINI, 2016; ICMBIO, 2016a, c).

Durante a campanha foram amostrados os seguintes animais do compartimento bêntico: poliquetos, lírio-do-mar e lagosta sapateira (não identificados no momento da campanha), o camarão-rosa *Farfantepenaus brasilienses* e o siri *Callinectes danae*, na área da Costa das Algas. Na região da foz do rio Doce foram coletadas uma espécie de bivalvo e uma de ofiuróide (não identificado no momento da campanha), três espécies de siris *C. danae*, *C. ornato* e *Portunus (Achelous) spinimanus*, duas espécies de camarões o camarão-sete-barbas *Xiphopenaus kroyeri* e *F. brasilienses* e o coral-mole *Renilla* sp.. Na área de Barra Nova o único organismo bêntico coletado foi um bivalvo não identificado no momento da amostragem. Em Abrolhos foram coletadas uma espécie de ofiuróide, duas de caranguejos que

não foram identificados no momento das coletas e duas espécies de corais, *Millepora alcicornis* e *Mussismilia harttii* (BIANCHINI, 2016).

No primeiro relatório foram apresentados os resultados das análises dos níveis de lipoperoxidação no hidrocoral *M. alcicornis* dos pontos de Abrolhos. Os resultados mostraram os maiores níveis de lipoperoxidação nos pontos da face norte de Abrolhos em relação àqueles organismos coletados na face sul, coincidindo com os resultados obtidos para a comunidade zooplanctônica. Em função dos resultados obtidos os pesquisadores indicaram os organismos para serem utilizados em programas de biomonitoramento na área de Abrolhos (BIANCHINI, 2016).

Os resultados das concentrações corporais de metais (arsênio, cádmio e chumbo), que foram obtidas através de tecido muscular dos crustáceos, indicaram níveis de metais acima dos permitidos pela legislação em várias amostras de distintas áreas. A frequência de contaminação do músculo, com níveis de metais acima do limite, variou de 43 a 91% das amostras analisadas. Os autores atribuem esse resultado à capacidade de mobilidade dos animais estudados. Já as concentrações de Cr, Cu, Fe e Mn foram geralmente maiores nos pontos de coletas mais próximos da foz do rio Doce. Além disso, as concentrações médias de metais obtidas no estudo foram, de forma geral, superiores das relatadas na literatura para algumas espécies de invertebrados capturados na costa do Espírito Santo (BIANCHINI, 2016).

A partir dos resultados obtidos para qualidade de água foi possível verificar que também ocorreram aumentos significativos nos níveis de contaminação no pescado. Os autores atribuíram que além dos metais associados à mineração, como o ferro e manganês, o desastre promoveu a mobilização de outros metais não associados à essa atividade, tais como o Cd, Cu e Pb (FAURG, 2016b).

A segunda expedição da equipe foi realizada em abril de 2016 onde foram mantidos os mesmos pontos de coletas da primeira expedição, e adicionadas mais quatro regiões que são, Guarapari e Vitória, ao sul da foz do rio Doce e Degredo e Itaúnas ao norte da foz (ICMBIO, 2016d). As áreas de amostragens compreenderam Vitória, Barra Nova, São Mateus, Itaúnas, Conceição da Barra, Degredo, Linhares, Aracruz, foz do rio Doce, Abrolhos, APA Costa das Algas, REVIS de Santa Cruz, APA de Setiba e Guarapari (FAURG, 2016a).

O relatório Técnico-Científico 105/2016 elaborado pela Universidade do Rio Grande do Sul apresenta os resultados das coletas realizadas em abril de 2016 no litoral norte do Espírito Santo até sul da Bahia (FAURG, 2016a). Os resultados da campanha também foram disponibilizados através do documento produzido pelo ICMBio em maio de 2016 (ICMBio, 2016d).

No estudo foram coletadas amostras de água para análise das concentrações de metais, amostras de zooplâncton, crustáceos, corais e peixes. Os organismos bênticos corais e crustáceos foram coletados manualmente e através de armadilhas e redes de arrasto, respectivamente. As amostras de corais foram mantidas em nitrogênio líquido e os crustáceos foram dissecados, após anestesia, na própria embarcação, e realizada a coleta de amostras de músculo. Foram utilizadas para as análises as seguintes espécies de camarões: camarão-rosa (*F. paulensis*), camarão-sete-barbas (*X. kroyeri*) e o camarão-branco (*Litopenaeus schmidt*).

Além das espécies utilizadas nos testes de toxicidade, também foram amostradas várias espécies de ofiuróides incluindo a espécie invasora *Ophiotela mirabilis*, os siris *Callinectes* sp. e *C. ornatos* e o camarão *F. brazilienses*, uma espécie de bivalvo (não identificado no momento da coleta) e os corais *M. alcicornis* e *M. hartii*.

Os resultados indicaram que apenas uma amostra de músculo do camarão *L. schmidt* apresentou nível de Arsênio acima da legislação vigente e uma amostra apresentou nível de Chumbo acima da legislação vigente. Todas as demais amostras apresentaram níveis de Arsênio, Cádmio e Chumbo "em conformidade" com a legislação, totalizando 99% das amostras.

Observou-se nas amostras dos pescados que houve uma significativa redução nas concentrações dos metais analisados, com exceção da concentração de ferro.

Com relação às amostras de corais, que foram avaliadas através da técnica de peroxidação lipídica, os resultados apontaram que houve uma redução no dano biológico ao nível de lipídeos, com relação aos resultados apresentados da Primeira Expedição, sugerindo uma redução do impacto de estressores ambientais na área do estudo. A exceção foi para as amostras de Abrolhos que os níveis de lipoperoxidação corporal foram semelhantes àqueles observados no estudo anterior.

Em função dos resultados obtidos durante as expedições, para concentração de metais no músculo dos pescados, a proibição da pesca para as espécies de camarões investigadas, ainda continua ativa até o presente momento.

Em todas as campanhas os pesquisadores sugerem que seja mantido o monitoramento contínuo, principalmente nas Unidades de Conservação, e que sejam realizadas coletas de organismos para fins de testes ecotoxicológicos para a verificação dos danos ambientais, e como as comunidades biológicas vão se comportar ao longo do tempo, e se foram impactadas de forma crônica.

5.3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Foram apresentadas as avaliações dos dados de granulometria e elementos metálicos e do semi-metal arsênio, das amostras de sedimento coletadas na região marinha costeira, distante até 22 km da foz do rio Doce e APA Costa das Algas, provenientes dos monitoramentos realizados pela Fundação Renova e pelo IEMA. O período abrangido por esta avaliação compreendeu dados desde novembro de 2015 até agosto de 2017.

A partir do processamento e análise de dados construiu-se uma racionalização descritiva para cada parâmetro analisado nas amostras de sedimento. Vários aspectos foram discutidos com detalhes à medida que os resultados das análises granulométricas e dos elementos metálicos foram sendo apresentados. Estes aspectos abordaram questões como, por exemplo:

- se há possíveis indícios de aporte continental para os elementos analisados;
- se o material particulado em suspensão transportado pela pluma apresentava concentrações de metais superiores ao observado antes da chegada da pluma;
- se a região mais frequente de ocorrência de um determinado elemento pode coincidir ou ter relação com a presença de sedimentos finos;
- se foi possivelmente observado aumento e posterior diminuição da concentração do metal no sedimento;
- se as concentrações dos metais podem ter atingido níveis supostamente perigosos com relação a efeitos biológicos;

- se o ambiente marinho pode ser uma fonte para algum elemento encontrado em alta concentração;
- se elementos estão ou não presentes em região além do alcance do rio Doce.

Apesar de uma síntese poder significar uma simplificação exagerada para um monitoramento tão extenso quanto este, pelo menos se deve destacar o que se apresentou com mais evidência a partir desta análise parcial dos dados de sedimento pós-desastre.

Há possíveis indicações que para os elementos alumínio, ferro, manganês, vanádio, cromo, zinco, bário, níquel, cobre e cádmio o aporte continental do rio Doce é uma fonte que naturalmente transfere cargas desses elementos para o ambiente marinho. Para manganês e vanádio, além do aporte continental, um aporte autóctone do ambiente marinho parece contribuir como fonte desses elementos.

Não há evidências concretas de aporte continental para o arsênio, chumbo e mercúrio, porém há indícios de uma fonte autóctone, provavelmente proveniente da composição mineralógica da bacia do rio Doce, ser a mantenedora das concentrações de arsênio no sedimento. Já o chumbo e mercúrio não contam nem com a fonte terrestre nem marinha o que se reflete nas baixas concentrações determinadas analiticamente.

Através da análise do material particulado em suspensão, antes e após a chegada da pluma de rejeitos na foz do rio Doce, verificou-se um possível aumento no aporte de alumínio, ferro, vanádio, cromo e cádmio.

Com exceção do arsênio, todos os outros elementos metálicos ocorreram com maior concentração na mesma região do fundo oceânico onde se observou a maior proporção de sedimento fino, localizada entre a foz do rio Doce até a distância de 6,5 km de raio. Nesta mesma região foi observado que possivelmente as concentrações de alumínio, ferro e vanádio no sedimento, aumentaram logo após a chegada da pluma do desastre e, na sequência, diminuíram para concentrações mais próximas às existentes antes do desastre. Entretanto, estas verificações podem ainda se alterar com a análise de novos dados, envolvendo principalmente análise de resultados de coletas de sedimento em diferentes profundidades.

Na região da APA Costa das Algas houve a presença de ferro, manganês, cromo, arsênio, zinco, bário, chumbo, cádmio no sedimento, sendo que cromo, chumbo, cobre e zinco apresentaram valores menores que os limites de efeito e equivalentes aos encontrados no sedimento marinho junto a foz do rio Doce. Alumínio, bário e ferro apresentaram concentrações menores na região da APA do que na desembocadura do rio Doce e também abaixo dos limites de efeito. Concentrações elevadas de manganês e arsênio já eram verificadas na região da APA anteriormente ao rompimento da barragem do Fundão. Manganês apresentou concentrações acima do limite aparente de efeito (AET) em períodos chuvosos e arsênio concentrações acima do limite provável de efeitos (PEL).

Os elementos que apresentaram concentrações pós-desastre acima dos índices de qualidade de sedimentos voltados à proteção da vida marinha foram alumínio, ferro, manganês, vanádio, arsênio e cádmio. A cartografia dos índices da abordagem integrada dos potenciais efeitos das concentrações desses metais mostrou no período chuvoso de novembro de 2015 a março de 2016, portanto subsequente a chegada da pluma de rejeitos no oceano, a presença de duas zonas ao longo da costa, uma ao norte e outra ao sul da foz do rio Doce, onde o índice de efeito médio (quociente de AET) esteve

na faixa de 1,5 a 2,0; que corresponde ao dobro do supostamente necessário para que se observem efeitos sobre as comunidade biológicas. Nos períodos subsequentes, essas duas zonas deixaram de ser observadas, permanecendo uma área que se estende desde a costa até a isóbata de 20 metros e que apresentou quociente médio de AET entre 1 e 1,5 com viés de redução.

Vale ressaltar que, a análise de novos resultados é necessária para confirmar as evidências registradas neste relatório parcial ou mesmo revelar fatos novos, tendo em vista a grande quantidade de material oriundo do rompimento da barragem de Fundão que ainda se encontra presente na calha do rio Doce e que pode vir a ser deslocado para o ambiente marinho costeiro.

O levantamento das pesquisas dos bentos de fundos inconsolidados realizadas na Zona Litorânea do Espírito Santo após o rompimento da barragem veio reiterar que, um dos principais objetivos dos estudos realizados nos últimos anos foi de produzir dados visando auxiliar no monitoramento das comunidades bênticas depois do impacto.

Ao longo do período pós-desastre foram realizadas pesquisas em praias, região estuarina, manguezais e ambiente marinho raso. Contudo, as metodologias aplicadas nos estudos foram variadas, nem sempre propiciando as comparações entre dados.

Para o ambiente estuarino foi realizado um estudo que integrou os resultados obtidos nos laudos técnicos, com o intuito de fornecer informações temporais da comunidade bêntica na foz do rio Doce, relacionando com as características sedimentológicas do ambiente.

Estudos mostraram que houve uma redução do número de taxa e indivíduos após a chegada da lama na Zona Litorânea. Poucas espécies de poliquetas foram registradas com maiores abundâncias sugerindo serem boas indicadores de ambiente alterados.

Alguns estudos com meiofauna foram realizados no período em conjunto com as amostragens de macrofauna bêntica. Os organismos da meiofauna aparentemente são mais sensíveis às alterações no ambiente.

Grande enfoque foi dado à toxicidade dos organismos de interesse comercial, principalmente os camarões. A periodicidade das coletas foi constante permitindo comparações dos danos ambientais entre os tempos amostrais.

Através do presente levantamento pode-se perceber que no primeiro ano após o desastre houve uma maior preocupação em registrar os prejuízos causados pelo rompimento da barragem. No entanto, os estudos publicados nos anos seguintes foram com dados produzidos em 2015/2016. Desta forma, observou-se que não houve uma preocupação com o monitoramento das comunidades biológicas atingidas pelo desastre, mesmo que tenha sido recomendado pelos pesquisadores.

Próximas etapas do diagnóstico envolverão a avaliação de novos dados de qualidade do sedimento gerados pela Fundação Renova ou outras instituições após agosto de 2017, a análise conjunta dos dados de granulometria e qualidade do sedimento com resultados de modelagens hidrossedimentológicas e a comparação com dados primários gerados nas campanhas executadas pelo Institutos Lactec, auxiliando assim no entendimento dos possíveis danos ocasionados pelo desastre quanto a qualidade do sedimento costeiro.

5.4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, J. E., de LACERDA, L. D., MIGUENS, F. C., & MARINS, R. v. 2014. The geostatistics of the metal concentrations in sediments from the eastern Brazilian continental shelf in areas of gas and oil production. **Journal of South American Earth Sciences**, 51, 91-104.

ALBINO J.; SUGUIO, K. Sedimentation processes and beach morphodynamics active at the Doce River mouth, Espírito Santo State, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 82(4):1031-1044. Brazil, 2010.

APLYSIA SOLUÇÕES AMBIENTAIS. Monitoramento ambiental dos efeitos da pluma de turbidez sobre o ecossistema de praia (REBIO Comboios). Samarco Mineração S.A**. Relatório Técnico número 1763/2016**. 113 pp. 2016.

APRILE, F.M; LORANDI, R; BIANCHINI JR, I. **A Dinâmica Costeira e os Processos Erosivos na Foz do Rio Doce, Espírito Santo – Brasil.** Bioikos 18 (1): 71-78, 2004, PUC-Campinas, 2004.

BERNARDINO, A.F.; GOMES, L.E.O; HADLICH, H.L.; ANDRADES, R. & CORREA, L.B. Mangrove clearing impacts on macrofaunal assemblages and benthic food webs in a tropical estuary. **Marine Pollution Bulletin.** 126: 228-235, 2018.

BERNARDINO, A.F.; PAGLIOSA, P.R.; CHRISTOFOLETTI, R.A.; BARROSO, F., NETTO, S.A.; MUNIZ, P. & LANA, P.C. Benthic estuarine communities in Brazil: moving forward to long term studies to assess climate change impacts. **Brazilian Journal of Oceanography.** 64(2): 81-96, 2016.

BIANCHINI, A. Avaliação do impacto da lama/pluma Samarco sobre os ambientes costeiros e marinhos (ES e BA) com ênfase nas Unidades de Conservação. Primeira Expedição do Navio de pesquisa Soloncy Moura do CEPSUL/ICMBio. Relatório Técnico. Universidade Federal do Rio Grande. Instituto de Ciências Biológicas. Rio Grande do Sul. 62 pp. 2016.

Buchman, M. F., 2008. **NOAA Screening Quick Reference Tables, NOAA OR&R Report 08-1**. Office of Response and Restoration Divion, National Oceanic and Atmospheric Administration, 34 pages. Seattle WA , 2008.

BUCHMAN, M.F. NOAA screening quick reference tables. NOAA HAZMAT, Report 99–1, **Coastal Protection and Restoration Division, National Oceanic and Atmospheric Administration**, 12p. Seattle, WA, 1999.

BURDIGE, D.J. The biogeochemistry of manganese and iron reduction in marine sediments. **Earth Science Reviews,** 35: 249-284. Virginia, USA, 1993.

CAMARGO, M. G. 2005. **SYSGRAN - Análises e gráficos sedimentológicos**. Centro de Estudos do Mar, Universidade Federal do Paraná, versão 3.0. Disponível em http://www.cem.ufpr/sysgran.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT. **Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Introduction.** Updated. In: Canadian environmental quality guidelines. Canada, 1999. Canadian Council of Ministers of the Environment. Winnipeg, 2001.

COUTINHO, M.S.& BERNARDINO, A.F. Spatial and seasonal changes in benthic macrofauna from two dissipative sandy beaches in eastern Brazil). **Brazilian Journal of Oceanography**. 65(4):666-677, 2017.

CPMAIS. 2015. **12ª Campanha de monitoramento marinho - Estaleiro Jurong Aracruz - EJA**. Relatório Técnico CP+ RT 022/15

CTA. **Estudo de Impacto Ambiental - EIA Estaleiro Jurong Aracruz**. Diagnóstico ambiental. 2009

ECOLOGY/ECOCONSERVATION. Estudo de Impacto Ambiebtal (EIA) Mineroduto Morro do Pilar**. Manabi. Relatório Técnico – RT-ECV-002/13**.Meio Físico, 888p., 2013.

ECOSERVATION ESTUDOS E PROJETOS AMBIENTAIS. Análise estatística dos dados do Programa de Monitoramento da Comunidade do Zoobentos do Rio Doce. Período de novembro de 2015 a maio de 2016. Samarco. Relatório Técnico – RT ECV 188/16. 158 pp. 2016.

FAURG - Fundação de Apoio à Universidade do Rio Grande. 2016b. **Relatório Técnico-Científico**. Contrato 105/2016. Etapa 5. Análise de comparativa sobre os resultados entre as Expedições Soloncy Moura I e II e as amostras coletadas antes do evento. 16 pp. http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/Rio_Doce/relatorio_contrato_105_2016_ETAPA_5.pdf . Acessado em, 20 de abril 2018.

FAURG - Fundação de Apoio à Universidade do Rio Grande. **Relatório Técnico-Científico**. Contrato 105/2016. 2016a. Etapa I - Análise de contaminantes. 63 pp. http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/Rio_Doce/dcom_relatorio_contrato_105_2016.pdf . Acessado em, 23 de abril de 2018.

FOLK R.L. & WARD W.C. Brazos river bar: a study of significance of grain size parameters. **Journal of Sediment Petrology**. 27 : 3-26. 1957.

GOLDER. **Análise da Ocorrência de Deposição de Rejeitos Oriundos da Barragem de Fundão no Ambiente Marinho Adjacente ao Rio Doce**. Submetido à Samarco Mineração S/A. Maio, 2016.

GOMES, L.E.O; CORREA, L.B.; SÁ, F.; RODRIGUES NETO, R. & BERNARDINO, A.F. The impacts of the Samarco mine tailing spill on the Rio Doce estuary, Eastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin.** 120: 28-36, 2017.

IBGE. **Levantamento de recursos naturais.** Secretaria de Estado e Planejamento e Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Vol.34, Folha SE 24, Rio Doce, 547p. Rio de Janeiro, 1987.

ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Ministério do Meio Ambiente. 2016(a). Complementação da Nota Técnica número 006/2016 Conjunta – Centro TAMAR/APA Costa das Algas/REBio de Combios/RVS de Santa Cruz. **Informação Técnica número 003/2016 – Centro TAMAR/ICMBio.** 8 pp. Acessado em, 19 de abril de 2018. http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/DCOM_Informacao_Tecnica_03_16_CTAMAR_Metais_e_Pesca_Mar_do_Rio_Doce.pdf .

ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Ministério do Meio Ambiente. 2016(b). Relatório do cruzeiro de avaliação de efeitos da pluma de sedimentos oriunda da foz do rio Doce sobre a biota marinha, a partir do norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. **Relatório Técnico da Primeira Expedição.** 16 pp. Acessado em, 20 de abril de 2018. http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/Documentos/ICMBio_Relatorio_do_cruzeiro_de_levantamento_impactos_lama_biodiversidade_marinha_ES_BA_final_17fev2016.pdf .

ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Ministério do Meio Ambiente. 2016(c). Consolidação das informações apresentadas pelos pesquisadores da UFES e FURG a partir das campanhas amostrais realizadas na região marinha da foz do rio Doce. **Nota Técnica número 012/2016 Cento TAMAR/DIBIO/ICMBio.** 18 pp. http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/Documentos/ICMBio_Documentos_Rio_Doce_Tamar_nota_tec01_17maio2016.pdf . Acessado em, 20 de abril de 2018.

ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Ministério do Meio Ambiente. 2016(d). Relatório da Segunda Expedição para avaliação dos efeitos da pluma de sedimentos oriunda da foz do rio Doce sobre o ambiente marinho no estado do Espírito Santo ao sul da Bahia. **Relatório Técnico da Segunda Expedição**. 19 pp. http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/Documentos/ICMBio_Relatorio_do_segundo_cruzeiro_de_levantamento_impactos_lama_biodiversidade_marinha_ES_BA_31mai2016.pdf . Acessado em, 20 de abril de 2018.

IGAM – Instituto Mineiro de Gestão das Águas. Monitoramento da qualidade das águas superficiais do rio doce no estado de Minas Gerais. **Relatório Técnico**. Acompanhamento da qualidade das águas do Rio Doce após o rompimento da barragem da Samarco no distrito de Bento Rodrigues – Mariana/MG. Governo do Estado de Minas Gerais, 29 pp. 2015. http://www.igam.mg.gov.br/images/stories/2015_ARQUIVOS/QUALIDADE_RIO_DOCE/Relatorio_Qualidade_17novCompleto.pdf . Acessado em, 24 de abril de 2018.

LACERDA, L.D.; MARINS, R.V. Geoquímica de sedimentos e o monitoramento de metais na plataforma continental nordeste oriental do Brasil. ***Journal* Geochimica Brasiliensis,** Vol.20: 123-135. Fortaleza, Ceará, 2006.

LEDOUX, H.; GOLD, C. An efficient natural neighbour interpolation algorithm for geoscientific modelling. IN: **Developments in Spatial Data Handling,** 97p-108p., 2005.

MARINHA DO BRASIL. Levantamento Ambiental Expedito em Regência/ES. LH-035/15. Relatório de levantamento Hidroceanográfico. Navio de Pesquisa Hidroceanográfico Vital de Oliveira. Relatório Final. 137 pp. 2016.

MIRLEAN, N., et al. 2012. Arsenic enrichment in shelf and coastal sediment of the Brazilian subtropics. Continental Shelf Research, 35: 129-136.

NEFF, J.M. **Bioaccumulations in marine organisms.** Effect of contaminants from oil well produced water. Elsevier 1ª ed., 452p. London, 2002.

PETROBRAS. **EIA – Estudo de Impacto Ambiental. Dutos Cacimbas-Barra do Riacho e Terminal Aquaviário de Barra do Riacho**. Setembro, 2007.

PORTOCEL. Relatório de Controle Ambiental - RCA Dragagem de manutenção das áreas navegáveis do terminal especializado de Barra do Riacho. Relatório Técnico CPM RT 063/10. 2010.

PORTOCEL. Relatório de Monitoramento da Dragagem da Portocel - Campanha Pré-Operacional. Relatório Técnico CPM RT 358/08. 2008.

QUARESMA, V.S.; CATABRIGA, G; BOURGUIGNONS.N; GODINHO, E; BASTOS, A.C. Modern sedimentary processes along the Doce river adjacent continental shelf. **Brazilian Journal of Geology,** 45(4): 635-644. Vitoria, Espirito Santo, 2015.

REZENDE, C.E., OVALLE, A.R., CARVALHO, C.E., LACERDA, L.D. **Geochemistry and spatial distribution from two offshore oil fields in Southeastern Brazil.** In: LACERDA, L.D., SANTELLI, R.E., DUURSMA, E.K., ABRÃO, J.J. **Facets of Environmental Geochemistry in Tropical and Subtropical Environments,** 355- 364p. Springer, Berlim, Heidelberg, 2004.

ROMERO, T. B. **Metais em sedimentos do estuário do rio Doce (ES) após rompimento da barragem em mariana (MG**). Monografia apresentada ao Curso de Oceanografia, do Instituto de Ciências do Mar, da Universidade Federal do Ceará. 2017.

Serviço Geológico do Brasil (CPRM). **Atuação da CPRM no Monitoramento Especial da bacia do rio Doce**. 14 de janeiro de 2016.

SIBSON, R. A brief description of natural neighbour interpolation. **Interpreting multivariate data** Vol.21. New York, USA. 1981.

SOARES, R.S. **Análise Sedimentológica da Plataforma Continental, Foz, Talude e Cânions do Estado do Espírito Santo – Brasil.** Monografia de Oceanografia. Labomar-Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2014.

TEIXEIRA, B.A.C. **Estrutura da fauna bentônica de duas praias do Norte do Espírito Santo.** Dissertação de Mestrado em Biodiversidade Tropical. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro Universitário Norte do Espírito Santo. 93 p., 2016.

UFES – Universidade Federal do Espírito Santo. **Monitoramento da influência da pluma do rio Doce após o rompimento da barragem de rejeitos em Mariana/MG – novembro de 2015: processamento, interpretação e consolidação de dados.** Rede UFES – rio Doce, Vitória, 2017. Disponível

UFES. Universidade Federal do Espírito Santo. Relatório Técnico Parcial e Resultados Parciais das Análises Realizadas em Amostras Coletadas na Plataforma Adjacente a Foz do Rio Doce: Embarque NOc. Vital de Oliveira. **Departamento de Oceanografia e Ecologia.** Vitória, Espírito Santo, 2016.

VALLE, R. (Cood.) Avaliação dos impactos da ruptura da barragem de rejeitos de Fundão em Mariana nove meses após o desastre. Capítulo 5 - Avaliação dos Danos Ambientais Decorrentes do Rompimento das Barragens ao Longo da Bacia do Rio Doce e Zona Costeira Adjacente – BIODIVERSIDADE. **Relatório Técnico**. COPPETEC Fundação, Rio de Janeiro. 79 p. 2017.

ZANETTI, G. **Macrofauna bêntica da zona de lavado de praias capixabas 80 dias após o desastre de Mariana (MG).** Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Santa Cruz Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação. Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais. 41 pp. 2017.

6 QUALIDADE DAS ÁGUAS FLUVIAIS

No presente documento são avaliadas as condições que as águas do rio Doce, em especial, e demais tributários passaram a apresentar, em termos qualitativos, após o desastre de Mariana. A partir da comparação de dados físicos, químicos e bacteriológicos obtidos após o desastre com aqueles provenientes da linha-base, ou seja, de condição anterior ao rompimento, buscou-se identificar as variáveis de qualidade de água que apresentaram alterações a partir do evento, bem como a extensão dessas alterações ao longo do tempo e da região avaliada.

Para tanto foram utilizados dados de qualidade de água dos programas de monitoramento do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) e do Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA).

A apresentação de tais resultados visa subsidiar a compreensão do evento ocorrido tomando-se como referencial as condições da qualidade da água antes do desastre (INSTITUTOS LACTEC, 2017), bem como o desenrolar do evento em termos temporais e espaciais.

Convém destacar que futuramente quando da elaboração do relatório de diagnóstico final, pretende-se incluir a avaliação da qualidade da água dos reservatórios hidrelétricos presentes na calha do rio Doce de montante para a jusante: UHE Risoleta Neves, UHE Baguari, UHE Aimorés e UHE Mascarenhas. Adicionalmente, serão avaliadas as lagoas marginais ao rio Doce localizadas entre os municípios de Colatina/ES e Linhares/ES, as quais foram atingidas pelas águas ainda alteradas do rio Doce na cheia de janeiro/2016 conforme notas técnicas do IEMA.

6.1 METODOLOGIA

Para a avaliação das condições de qualidade de água que, em especial, o rio Doce passou a apresentar após a ruptura da barragem de Fundão, foi necessário o cumprimento de diversas etapas metodológicas, descritas nos itens a seguir.

6.1.1 ABRANGÊNCIA DA REGIÃO DE ESTUDO

De modo a viabilizar a comparação de dados de qualidade de água pré e pós-desastre, buscou-se avaliar, sempre que possível, as mesmas estações de monitoramento utilizadas para a elaboração da linha-base (INSTITUTOS LACTEC, 2017).

No estado de Minas Gerais, foram avaliados no presente relatório os dados de qualidade de água de 12 estações de monitoramento do rio Doce (Tabela 32). Também foram listadas na Tabela 32 as estações de monitoramento localizadas nos rios Gualaxo do Norte e rio do Carmo, que contribuem para a formação do rio Doce e fazem parte do trecho principal percorrido pela lama de rejeitos oriundos da barragem de Fundão. Em afluentes do rio Doce, foram avaliados os dados de nove estações de monitoramento (Tabela 33). As 23 estações citadas fazem parte da rede de monitoramento do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM).

No que concerne as estações localizadas na calha do rio Doce, monitoradas pelo IGAM, estas apresentaram frequência de monitoramento diária logo após a data do rompimento (05/11/2015).

No início de dezembro/2015, a frequência de amostragem passou a ser semanal. Em janeiro/2016, a frequência foi alterada, passando a ser quinzenal. Nos meses de outubro e novembro/2016, as amostragens de água foram realizadas mensalmente. Entre dezembro/2016 e março/2017, as campanhas voltaram a ser semanais, em virtude da preocupação com o início do período chuvoso (IGAM, 2017). Após março/2017, houve uma pausa no monitoramento por questões contratuais, sendo que a retomada do monitoramento do rio Doce pelo IGAM se deu em julho/2017, com frequência mensal.

As estações RD011 e RD071 (Tabela 32), nos rios Gualaxo do Norte e do Carmo, respectivamente, também foram monitoradas mais frequentemente, apresentando um número maior de observações. Contudo, a estação RD011 foi instalada após o rompimento da barragem em 25/11/2015 (IGAM, 2016a), sendo que não apresenta série histórica de dados.

Tabela 32 – Estações de monitoramento de qualidade de água avaliadas no rio Doce (MG).

Estação IGAM	Data de Instalação	Rio	Município	Latitude	Longitude
RD011	25/11/15	Rio Gualaxo do Norte	Barra Longa	20° 17’ 9.780’’	43° 03’ 57.024’’
RD071	01/10/08	Rio do Carmo	Barra Longa	20° 16’ 58.252’’	43° 01’ 55.971’’
RD072	01/10/08	Rio Doce	Rio Doce, Santa Cruz do Escalvado	20° 14’ 52.739’’	42° 53’ 08.481’’
RD019	02/09/97	Rio Doce	Rio Casca, São Domingos do Prata	20° 01’ 19.735’’	42° 45’ 09.475’’
RD023	16/09/97	Rio Doce	Marliéria, Pingo-d’Água	19° 45’ 36.732’’	42° 29’ 07.464’’
RD035	05/08/97	Rio Doce	Santana do Paraíso	19° 29’ 20.727’’	42° 29’ 40.462’’
RD033	30/07/97	Rio Doce	Belo Oriente, Bugre	19° 19’ 39.725’’	42° 22’ 33.457’’
RD083	08/07/08	Rio Doce	Fernandes Tourinho, Periquito	19° 05’ 43.722’’	42° 09’ 18.448’’
RD044	21/02/00	Rio Doce	Governador Valadares	18° 53’ 01.719’’	41° 57’ 11.44’’
RD045	30/07/97	Rio Doce	Governador Valadares	18° 51’ 37.719’’	41° 50’ 02.436’’
RD053	04/09/97	Rio Doce	Galileia, Tumiritinga	18° 58’ 11.723’’	41° 38’ 50.431’’
RD058	22/02/00	Rio Doce	Conselheiro Pena	19° 09’ 59.728’’	41° 27’ 36.427’’
RD059	04/09/97	Rio Doce	Resplendor	19° 20’ 46.734’’	41° 14’ 20.421’’
RD067	25/03/98	Rio Doce	Aimorés (MG), Baixo Guandu (ES)	19° 30’ 21.739’’	41° 00’ 48.415’’

Para as estações de qualidade de água localizadas em afluentes do rio Doce (Tabela 33), de acordo com as planilhas obtidas a partir do *site* do IGAM (http://portalinfohidro.igam.mg.gov.br/serie-historica), o monitoramento ocorreu de modo trimestral, o que resultou em um número menor de observações em relação às estações monitoradas no rio Doce. Todas as estações já faziam parte da rede de amostragem do IGAM, mesmo antes do desastre.

Tabela 33 – Estações de monitoramento de qualidade de água localizadas em afluentes do rio Doce e em rios que contribuem para sua formação (MG).

Estação IGAM	Data de Instalação	Rio	Município	Latitude	Longitude
RD013	23/07/97	Rio Piranga	Ponte Nova	20° 23’ 0.741’’	42° 54’ 09.483’’
RD018	15/02/00	Rio Casca	Rio Casca, São Pedro dos Ferros	20° 05’ 54.758’’	42° 37’ 48.472’’
RD073	17/10/08	Ribeirão Sacramento	Bom Jesus do Galho, Pingo-d’Água	19° 42’ 33.952’’	42° 26’ 44.903’’
RD034	17/02/00	Rio Piracicaba	Coronel Fabriciano, Timóteo	19° 31’ 49.727’’	42° 36’ 10.466’’
RD039	30/07/97	Rio Santo Antônio	Naque	19° 13’ 26.723’’	42° 20’ 35.455’’
RD040	18/02/00	Rio Corrente Grande	Governador Valadares, Periquito	19° 01’ 15.72’’	42° 09’ 46.448’’
RD089	10/07/08	Rio Suaçuí Grande	Governador Valadares	18° 51’ 01.719’’	41° 47’ 04.434’’
RD057	04/09/97	Rio Caratinga	Conselheiro Pena	19° 04’ 16.726’’	41° 32’ 40.428’’
RD065	27/08/97	Rio Manhuaçu	Aimorés	19° 29’ 52.738’’	41° 10’ 11.42’’

No estado do Espírito Santo, o monitoramento da qualidade da água após o desastre de Mariana foi realizado pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA) em cinco pontos no rio Doce: P1, P2, P3, P4 e P5. Com exceção do ponto P1, que coincide com a estação RD067 do IGAM, todos os demais locais foram avaliados no presente estudo. Convém ressaltar que destes locais, somente os pontos P2 e P4 apresentaram localização coincidente com a rede de amostragem anterior ao desastre, a qual serviu para a elaboração da linha-base.

De modo a facilitar a comparação de dados anteriores e posteriores ao desastre, optou-se por utilizar neste relatório uma nomenclatura diferenciada de acordo com a localização das estações, de montante para a jusante (Tabela 34):

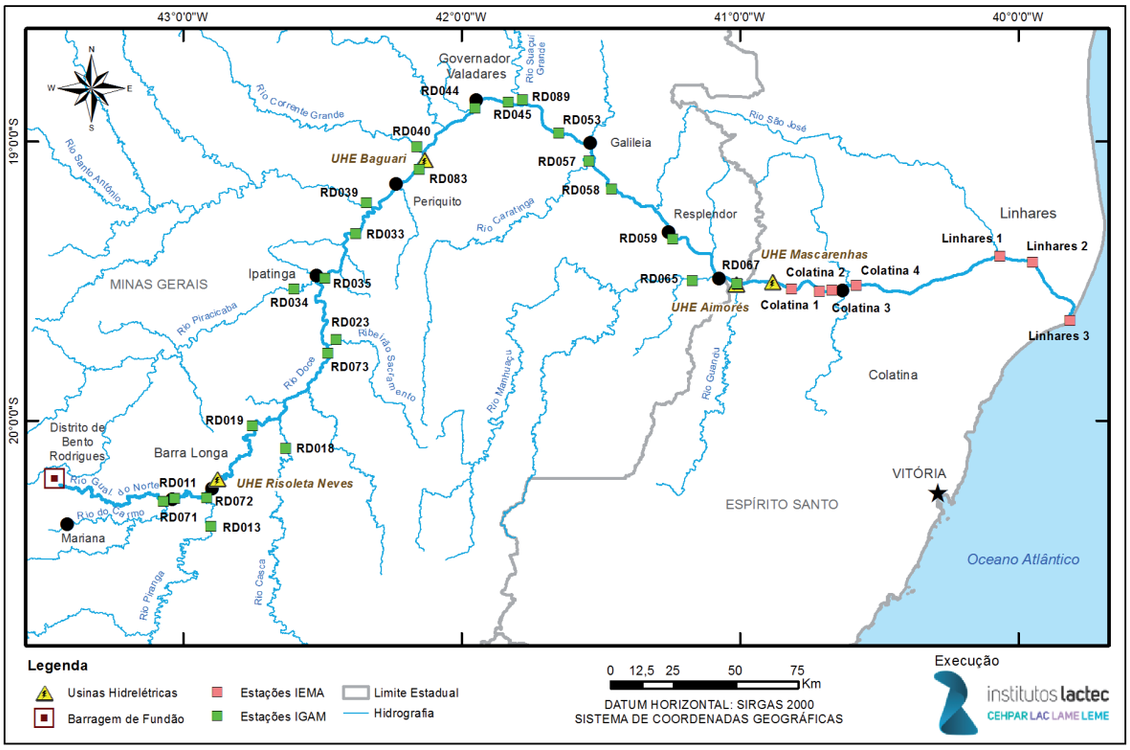
Tabela 34 – Estações de monitoramento de qualidade de água avaliadas no rio Doce (ES).

Nomenclatura adotada	Antes do desastre	Após o desastre	Latitude	Longitude	Descrição
Colatina 1	RDC1E010	P2	19° 31’ 41.016’’	40° 48’ 46.008’’	Distrito de Itapina
Colatina 2	RDC1E015		19° 31’ 56.742’’	40° 40’ 4.405’’	Bairro Honório Fraga
Colatina 3		P3	19° 31’ 52.320’’	40° 37’ 51.60’’	Ponte Florentino Avidos
Colatina 4	RDC1E020		19° 31’ 0.743’’	40° 34’ 49.402’’	Bairro Barbados
Linhares 1	RDC1E025	P4	19° 24’ 38.016’’	40° 03’ 54.0’’	Ponte Joaquim Calmon
Linhares 2	RDC1E030		19° 25’ 55.746’’	39° 56’ 52.380’’	30 km a montante da foz do rio Doce
Linhares 3		P5	19° 39’ 18.0’’	39° 49’ 0.840’’	Foz do rio Doce

Com o rompimento da barragem de Fundão, o IEMA iniciou o monitoramento do rio Doce em 10/11/2015, quando a onda de cheia atingiu o município de Colatina (CPRM, 2015). Entre dezembro/2015 e janeiro/2016, as coletas de amostras de água no rio Doce foram mais frequentes. Entre fevereiro/2016 e abril/2016, as coletas ocorreram de modo semanal. No período de maio/2016 a agosto/2016, as coletas foram quinzenais. Após agosto/2016, o IEMA deixou de monitorar o rio Doce.

Na Figura 185 está apresentada a localização das estações de monitoramento de qualidade de água listadas na Tabela 32 à Tabela 34, as quais tiveram seus dados avaliados e resultados apresentados neste documento.

Figura 185 – Localização das estações de monitoramento na região de estudo.



6.1.2 PERÍODO AVALIADO

Nesse documento, apresentam-se os resultados de avaliações realizadas quanto a alterações na qualidade da água em relação às condições de linha-base, ou seja, aquelas anteriores ao desastre. Para tanto, foram utilizados dados dos programas de monitoramento do IGAM e do IEMA. No relatório de linha-base, a influência da sazonalidade sobre alguns parâmetros de qualidade de água ficou evidenciada. Deste modo, quando comparados os dados relativos aos períodos pré e pós-desastre, a distinção entre a estação seca e a chuvosa foi levada em consideração.

Quando do início da elaboração desse documento, os dados pós-desastre do IGAM que se encontravam disponíveis para avaliação eram aqueles relativos ao período de novembro/2015 a dezembro/2017. Convém destacar, contudo, que houve uma pausa no monitoramento do rio Doce executado pelo IGAM entre abril/2017 e junho/2017 por questões contratuais. No Espírito Santo, o IEMA realizou o monitoramento do rio Doce entre novembro/2015 e agosto/2016. A partir de agosto/2016, o IEMA

descontinuou suas atividades de monitoramento no rio Doce, sendo que as mesmas têm sido realizadas pela Fundação Renova. Por questões metodológicas, os dados da Fundação Renova serão avaliados em momento oportuno, mas não no presente documento.

Os dados pós-desastre, assim como os dados relativos ao período anterior ao rompimento, foram separados de acordo com as estações seca e chuvosa. De acordo com IGAM (2016b), na região o período chuvoso ocorre na região normalmente entre outubro e março, e o período seco, entre abril e setembro.

Ressalta-se que se optou por avaliar o mês de novembro/2015 como um período distinto, visto que o desastre ocorreu naquele mês. Além disso, buscou-se uma divisão mais equitativa dos dados entre os períodos, de modo que apresentassem um número de observações semelhantes. Deste modo, de acordo com a base de dados disponíveis do IGAM e do IEMA, resultaram seis períodos pós-desastre para o estado de Minas Gerais e três períodos pós-desastre para o estado do Espírito Santo (Tabela 35).

Assim, as comparações entre os períodos pré e pós-desastre seguiram de acordo com a sazonalidade encontrada na região, ou seja, os períodos pós-desastre chuvosos (novembro/2015; dezembro/2015 a março/2015; outubro/2016 a março/2017; outubro/2017 a dezembro/2017) foram comparados com o período pré-desastre chuvoso e os períodos pós-desastre secos (abril/2016 a setembro/2016; julho/2017 a setembro/2017) foram comparados com o período pré-desastre seco.

Tabela 35 – Segmentação dos períodos pré e pós-desastre.

Período	Minas Gerais (IGAM)	Espírito Santo (IEMA)	Estação	Abreviação
Pré-desastre	Série histórica de dados	Série histórica de dados	Seca	T0-Sc
			Chuvosa	T0-Ch
Pós-desastre	Novembro/2015	Novembro/2015	Chuvosa	T1
	Dezembro/2015 a Março/2016	Dezembro/2015 a Março/2016	Chuvosa	T2
	Abril/2016 a Setembro/2016	Abril/2016 a Agosto/2016	Seca	T3
	Outubro/2016 a Março/2017	-	Chuvosa	T4
	Julho/2017 a Setembro/2017	-	Seca	T5
	Outubro/2017 a Dezembro/2017	-	Chuvosa	T6

6.1.3 VARIÁVEIS DE QUALIDADE DE ÁGUA

Para a avaliação de alterações na qualidade da água decorrentes do rompimento da barragem de Fundão, foram analisados resultados dos programas de monitoramento do IGAM e do IEMA em relação a variáveis físicas, químicas e bacteriológicas, as quais encontram-se listadas na Tabela 36. Ressalta-se que nem todas as variáveis monitoradas pelo IGAM foram também monitoradas pelo IEMA, conforme pode ser observado na referida tabela.

Para aqueles parâmetros contemplados pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005) foram dispostos na referida tabela também os limites para rios de classe 2. A Resolução CONAMA nº 357/2005 dispõe sobre as condições e os padrões de qualidade que o corpo hídrico deve apresentar

de acordo com sua classe de enquadramento. O rio Doce, assim como a grande maioria de seus afluentes, não possui enquadramento aprovado no âmbito do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH). Dessa forma, conforme orientação da resolução CNRH nº 91/2008 (artigo 15, parágrafo 2º) (BRASIL, 2008), até que a autoridade outorgante estabeleça a classe correspondente, poderá ser adotada, para as águas doces superficiais, a classe 2.

Tabela 36 – Variáveis de qualidade de água avaliadas e respectivos limites dispostos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para rios de classe 2.

Variáveis físicas			
Variável de qualidade de água	**IGAM/ MG**	**IEMA/ ES**	**Limite para rios de Classe 2**
Cor verdadeira[1]	X	X	≤ 75 UC
Sólidos totais	X	X	-
Sólidos dissolvidos totais	X	X	≤ 500 mg/L
Sólidos em suspensão totais	X	X	≤ 100 mg/L*
Turbidez	X	X	≤ 100 UNT
Variáveis químicas			
Variável de qualidade de água	**IGAM/ MG**	**IEMA/ ES**	**Limite para rios de Classe 2**
Alcalinidade total[1,2]	X		-
Cianeto livre[1]	X	X	≤ 0,005 mg/L
Condutividade elétrica in loco	X	X	-
Cloreto total[1]	X	X	≤ 250 mg/L
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)[1]	X	X	≤ 5 mg/L
Demanda química de oxigênio (DQO)[1]	X	X	-
Dureza total[1, 2]	X		-
Fenóis totais[1]	X	X	≤ 0,003 mg/L
Fósforo total[1]	X	X	≤ 0,1 mg/L
Nitrato[1]	X	X	≤ 10 mg/L
Nitrito[1]	X	X	≤ 1 mg/L
Nitrogênio amoniacal[1]	X	X	3,7mg/L N, para pH ≤ 7,5 2,0 mg/L N, para 7,5 < pH ≤ 8,0 1,0 mg/L N, para 8,0 < pH ≤ 8,5 0,5 mg/L N, para pH > 8,5
Nitrogênio orgânico[1]	X		-
Oxigênio dissolvido (OD)	X	X	≥ 5,00 mg/L
pH in loco	X	X	6,0 a 9,0
Sulfato total[1, 2]	X		≤ 250 mg/L

Variáveis químicas (metais e semimetais)			
Variável de qualidade de água	**IGAM/ MG**	**IEMA/ ES**	**Limite para rios de Classe 2**
Alumínio dissolvido	X	X	≤ 0,1 mg/L
Arsênio total	X	X	≤ 0,01 mg/L
Bário total[1, 2]	X	X	≤ 0,7 mg/L
Cádmio total	X	X	≤ 0,001 mg/L
Cálcio total[1, 2]	X		-
Chumbo total	X	X	≤ 0,01 mg/L
Cobre dissolvido	X	X	≤ 0,009 mg/L
Cromo total	X	X	≤ 0,05 mg/L
Ferro dissolvido	X	X	≤ 0,3 mg/L
Magnésio total[1, 2]	X		-
Manganês total	X	X	≤ 0,1 mg/L
Mercúrio total	X	X	≤ 0,0002 mg/L
Níquel total	X	X	≤ 0,025 mg/L
Potássio dissolvido[1, 2]	X		-
Sódio dissolvido[1, 2]	X		-
Zinco total	X	X	≤ 0,18 mg/L
Variáveis bacteriológicas			
Variável de qualidade de água	**IGAM/ MG**	**IEMA/ ES**	**Limite para rios de Classe 2**
Coliformes termotolerantes[1]	X	X	≤ 1.000 NMP/100mL

* Limite da Classe 2 da Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01/2008.

[1] Variáveis monitoradas menos frequentemente no estado de Minas Gerais, resultando em um número limitado de observações.

[2] Variáveis não monitoradas entre outubro e dezembro/2017.

Complementarmente, no APÊNDICE A constam os Limites de Quantificação (LQ) dos métodos utilizados para determinação dos parâmetros supracitados em laboratório. Foram apresentados os limites de quantificação utilizados tanto no período anterior ao rompimento da barragem quanto no período posterior ao desastre. Contudo, tais informações não se encontraram disponíveis para todas as variáveis avaliadas.

No APÊNDICE B estão apresentados os números de observações por variável de qualidade de água, estação de monitoramento e período avaliado.

Destaca-se que nos casos em que os resultados das análises dos parâmetros de qualidade de água resultaram em valor inferior ao limite de quantificação do método, utilizou-se o próprio valor do LQ para fins de cálculo. Deste modo, faz-se importante conhecer os limites de quantificação utilizados para evitar interpretações equivocadas.

6.1.4 AVALIAÇÃO DOS DADOS DE QUALIDADE DE ÁGUA

Para a avaliação dos dados de qualidade de água, foi necessário considerar primeiramente a existência de três tipos diferentes de conjunto de dados: (a) Minas Gerais – rio Doce, que engloba os resultados das estações de monitoramento no rio Doce e dos rios Gualaxo do Norte e do Carmo; (b) Minas Gerais – afluentes do rio Doce, que engloba os resultados de estações de monitoramento de afluentes do rio Doce no estado de Minas Gerais; (c) Espírito Santo – rio Doce, que engloba os resultados das estações de monitoramento no rio Doce no trecho capixaba. Na sequência, os três conjuntos estão detalhados, assim como as suas especificidades:

a) Minas Gerais – rio Doce: formado por dados das estações listadas na Tabela 32 do item 6.1.1, apresenta série histórica para diversos parâmetros de qualidade de água, incluindo metais. Após o desastre, as estações de qualidade de água do rio Doce, no trecho mineiro, continuaram a ser monitoradas de modo ainda mais frequente do que se tinha previamente ao rompimento. As estações dos rios Gualaxo do Norte e do Carmo foram relacionadas nesse conjunto por fazerem parte do trecho principal percorrido pela lama e terem sido monitorados pelo IGAM no pós-desastre na mesma temporalidade que as estações do rio Doce.

b) Minas Gerais – afluentes do rio Doce: formado por dados das estações listadas na Tabela 33 do item 6.1.1, apresenta série histórica para diversos parâmetros de qualidade de água, incluindo metais. Após o rompimento da barragem, a frequência de monitoramento permaneceu trimestral, sendo retomado em janeiro/2016, o que resultou em um menor número de observações para a maioria dos afluentes em relação às estações do rio Doce.

c) Espírito Santo – rio Doce: formado por dados das estações listadas na Tabela 3434 do item 6.1.1, apresenta série histórica para os parâmetros de qualidade de água necessários para o cálculo do Índice de Qualidade das Águas (pH, turbidez, oxigênio dissolvido, coliformes termotolerantes, demanda bioquímica de oxigênio, fósforo total, nitrogênio total, sólidos totais). Todavia, o mesmo não contempla valores de metais em água. Deste modo, não existe série histórica para metais no rio Doce no trecho capixaba, com exceção de alguns poucos resultados para o zinco total. Após o evento do rompimento da barragem, a avaliação de metais foi incluída no monitoramento do rio Doce. Diferentemente dos demais conjuntos, o monitoramento foi encerrado em agosto/2016.

Os conjuntos de dados foram avaliados de acordo com os itens a seguir descritos, de acordo com suas especificidades. Preferencialmente, os dados gerados após o desastre foram comparados com aqueles referentes ao período anterior ao rompimento. Em situações em que dados de linha-base não se encontravam disponíveis, utilizaram-se os limites dispostos pela resolução CONAMA nº 357/2005 para rios de classe 2 como referência.

6.1.4.1 Avaliação espacial e temporal dos dados de qualidade de água

Com o objetivo de se observar a evolução da variação dos parâmetros de qualidade de água ao longo do tempo e do espaço, foram elaborados gráficos combinados de *box plot* e dispersão visando a comparação de dados de qualidade de água gerados após o rompimento da barragem de Fundão com aqueles referentes ao período anterior ao desastre.

Os dados referentes ao período pré-desastre foram representados por meio de gráficos do tipo *box plot* (Figura 186). Este tipo de gráfico apresenta toda a variação do conjunto de dados e mostra cinco medidas: o limite inferior, o primeiro quartil, a mediana (segundo quartil), o terceiro quartil e o limite superior. Os quartis são medidas estatísticas de posição e dividem os dados em quatro partes iguais. Essas medidas estatísticas estão descritas na Tabela 37.

Figura 186 – Representação do gráfico box plot.

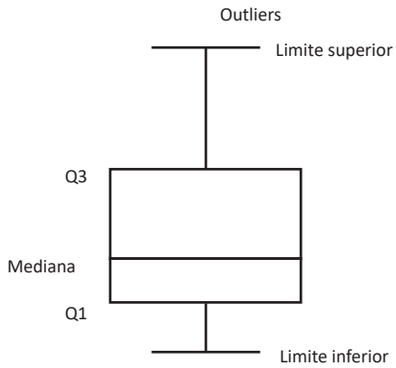


Tabela 37 – Descrição dos intervalos do box plot.

Quartil	Descrição
1º quartil (Q1)	25% dos dados são menores que ou iguais a este valor.
2º quartil (Q2) ou mediana	50% dos dados são menores que ou iguais a este valor.
3º quartil (Q3)	75% dos dados são menores que ou iguais a este valor.
Amplitude interquartílica (AIQ)	A distância entre o 1º e o 3º quartil (Q3-Q1)

Os *outliers* são os valores discrepantes, ou seja, que vão além dos limites definidos pelas equações abaixo:

$$\text{Outlier superior} = Q3 + (1{,}5 \times AIQ);$$

$$\text{Outlier inferior} = Q1 - (1{,}5 \times AIQ).$$

Os dados pós-desastre, devido ao número limitado de observações para algumas variáveis de qualidade de água, foram inseridos no gráfico em forma de pontos.

A Figura 187 apresenta o modelo do gráfico combinado utilizado visando a avaliação temporal e espacial do evento.

Assim, os gráficos de *box plot* representam os dados históricos, sendo o *box plot* de cor branca referente aos dados da estação chuvosa e o *box plot* de cor cinza referente aos dados da estação seca.

Para o período pós-desastre, as cores dos dados plotados representam os períodos nos quais os dados foram particionados. Ainda, se correspondente com a estação chuvosa (outubro a março), o dado foi representado na forma de cruz (**+**), já se o dado ocorreu na estação seca (abril a setembro) foi representado na forma triangular (Δ).

Assim, dados pós-desastre ocorridos na estação chuvosa, símbolo de cruz, foram comparados com o *box plot* “branco” e dados ocorridos na estação seca, símbolo de triângulo, foram comparados com o *box plot* “cinza”.

Para a avaliação do padrão espacial, as estações de monitoramento foram organizadas de montante para a jusante e de acordo com sua localização (rio Doce ou afluentes). As estações RD011, localizada no rio Gualaxo do Norte, e RD071, localizada no rio do Carmo, foram dispostas juntamente com as estações do rio Doce, visto que fazem parte do curso principal percorrido pela lama de rejeitos provenientes da ruptura da barragem de Fundão.

Os gráficos combinados encontram-se no APÊNDICE C.

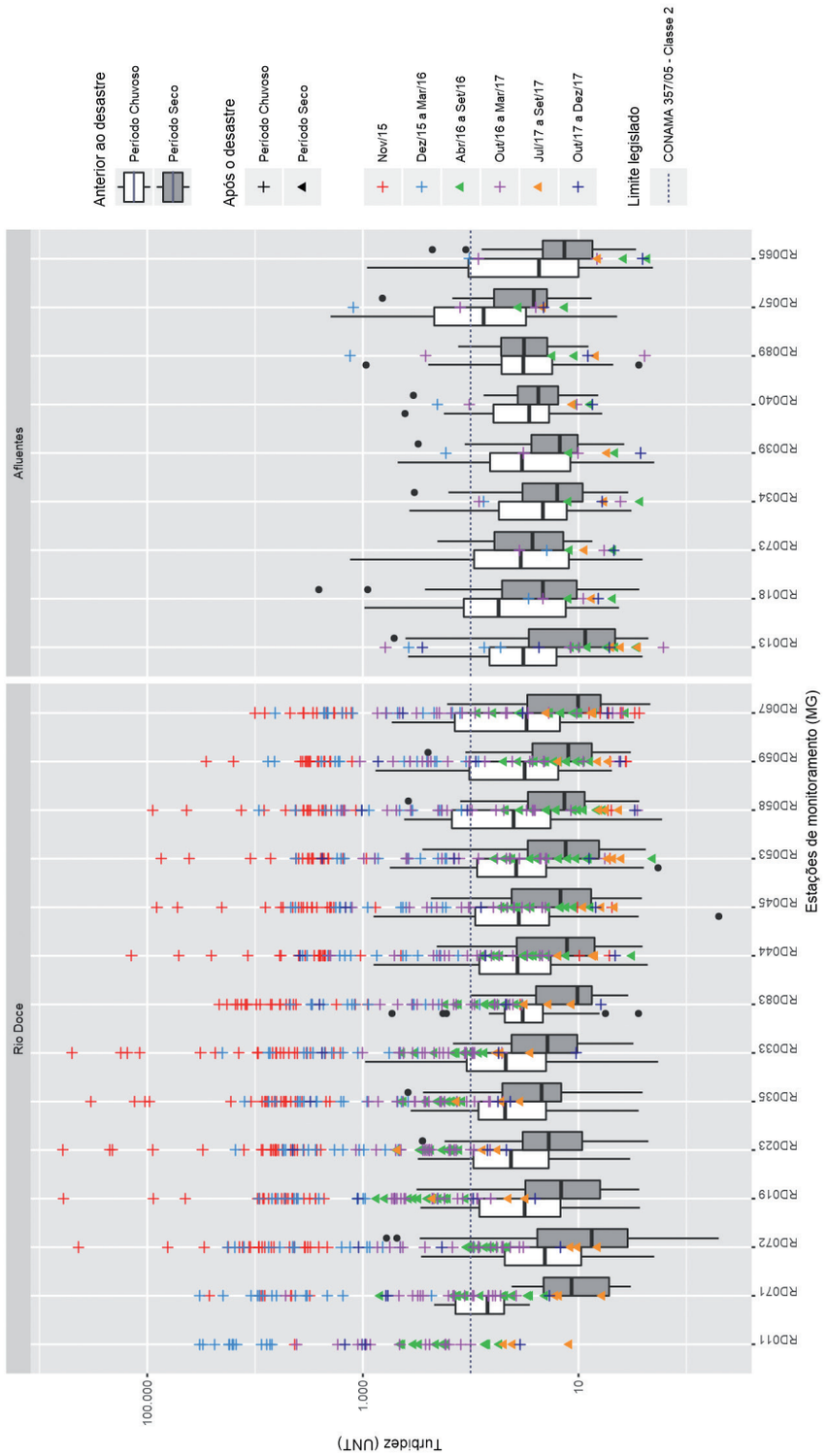


Figura 187 – Exemplo de gráfico combinado para avaliação temporal e espacial do evento.

A título de complementação, foram calculados para os conjuntos de dados dos períodos pré e pós-desastre os percentis de 5, 50 (ou mediana) e 95 das variáveis de qualidade de água. Contudo, tais percentis foram somente calculados para variáveis de qualidade de água e períodos que apresentassem um mínimo de dez observações (APÊNDICE D), visando se obter maior representatividade dos resultados obtidos. Foram também calculados os valores mínimos e máximos das variáveis de qualidade de água para cada uma das estações de monitoramento e períodos avaliados (APÊNDICE E).

6.1.4.2 Avaliação de não conformidade dos parâmetros de qualidade da água

Os dados das variáveis de qualidade de água contempladas pela resolução CONAMA nº 357/2005 foram comparados com os limites dispostos para rios de classe 2, sendo categorizados por intervalos (Tabela 38): (a) valores de acordo com o limite legislado; (b) valores até 2 vezes acima do limite legislado; (c) valores até 4 vezes acima do limite legislado e (d) valores superiores a 4 vezes o limite legislado.

Tabela 38 – Intervalos de não conformidades.

Valor	Padrão de cor
(a) De acordo com o limite legislado	
(b) Até 2 vezes acima o limite legislado	
(c) Até 4 vezes acima o limite legislado	
(d) Acima de 4 vezes o limite legislado	

Do número total de observações por período avaliado (T0 a T6) foi possível conhecer para cada estação de monitoramento o percentual de ocorrência dos dados dentro de cada faixa de intervalo. Assim, além de se indicar o percentual de observações não conformes, tem-se uma ideia de em quanto o limite foi superado.

Para a variável oxigênio dissolvido, a interpretação do resultado é inversa. Visto que para essa variável concentrações mais baixas, indicam degradação do ambiente. Assim, a cor amarela indica valores até a metade do limite, a cor laranja valores até um quarto do limite e a cor vermelha valores inferiores a um quarto do limite legislado.

A avaliação de não conformidades foi executada para os três conjuntos de dados: “Minas Gerais – rio Doce”, “Minas Gerais – afluentes” e “Espírito Santo – rio Doce”. Convém destacar, no entanto, que algumas das estações e variáveis avaliadas não possuem valores de linha-base ou então não foram monitoradas após agosto/2016, desse modo para tais períodos não constam resultados.

Recomenda-se que a leitura dos gráficos gerados, os quais estão apresentados no APÊNDICE F, seja realizada levando em consideração as tabelas do APÊNDICE B, visto que para alguns períodos e para algumas variáveis há um número limitado de observações. Em especial, os dois últimos períodos pós-desastre (julho/2017 a setembro/2017 e outubro/2017 a dezembro/2017) apresentaram um número de observações inferior aos períodos pós-desastre anteriores.

6.1.4.3 Análise estatística multivariada

Com o objetivo de se destacar variáveis de qualidade de água relevantes sob a ótica do desastre ocorrido, os dados foram avaliados por meio da análise fatorial, uma técnica estatística multivariada. A referida análise agrupa as variáveis originais de acordo com suas correlações, assim variáveis dentro de um grupo particular estão bem correlacionadas entre si, mas pouco correlacionadas com variáveis de outros grupos. Além disso, esses grupos ou "fatores" são arranjados em ordem decrescente de importância, ou seja, variáveis mais relevantes encontram-se situadas nos primeiros fatores, enquanto variáveis com menor importância, dentro do contexto analisado, encontram-se agrupadas nos últimos fatores.

A análise foi realizada para as estações de monitoramento localizadas no rio Doce (Tabela 32) e operadas pelo IGAM. As estações localizadas no estado do Espírito Santo não foram incluídas na análise visto que na região, antes do desastre, o monitoramento das concentrações de metais na água não era realizado, além disso, o período monitorado no pós-desastre foi inferior àquele do estado de Minas Gerais, de modo que não se pode estabelecer uma base de dados comum considerando ambos os estados.

Assim, considerando o rio Doce em sua porção mineira, foram avaliados os períodos T0-Sc, T0-Ch, T1, T2, T3 e T4, os quais encontram-se descritos na Tabela 35. Os períodos T5 e T6 não foram incluídos na análise visto a reduzida quantidade de observações.

Participaram da análise variáveis de qualidade de água com no mínimo dez observações por período e estação de monitoramento, visto que a análise fatorial foi realizada em relação às medianas das variáveis de qualidade de água, considerando cada uma das 12 estações de monitoramento e cada um dos seis períodos supracitados. Desse modo, resultaram 17 variáveis de qualidade de água. A base de dados gerada, a partir dos critérios considerados, resultou em uma matriz de 17 colunas por 72 linhas.

Foi realizada, então, uma análise gráfica para verificar a variabilidade das medianas das variáveis em cada estação e período. Variáveis cuja as medianas não possuíam variação (variância igual a zero) ao longo dos períodos e estações foram removidas da análise. De modo geral, as variáveis removidas foram aquelas cujo os dados brutos foram inferiores ao limite de quantificação do método laboratorial na grande maioria das campanhas, indicando pouca variabilidade dos dados no tempo e no espaço, podendo ser consideradas quase que constantes. Nesse sentido, o cálculo das correlações entre variáveis, base da análise fatorial, ficou impedido, pois tem-se variância e desvio-padrão igual a zero.

Optou-se por realizar a análise fatorial pelo método das componentes principais, nesse caso, não há necessidade de ser atendido o pressuposto de normalidade multivariada dos dados.

A verificação da adequação dos dados à estrutura da análise fatorial, foi realizada através do teste de esfericidade de Bartlett e do cálculo da medida de adequabilidade da amostra de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) (HAIR *et al.*, 2009). Para o teste de Bartlett, quando o p-valor é inferior a 0,05, os dados são adequados à estrutura fatorial. Para a medida de KMO, a estatística do teste é representada por um índice (MSA – *Measure of Sampling Adequacy)*. O valor de MSA varia entre 0 e 1, sendo que

valores entre 0,5 e 1,0 indicam que a análise fatorial é uma ferramenta apropriada para a avaliação dos dados, enquanto valores abaixo de 0,5 indicam que a análise fatorial pode ser inadequada para o conjunto de dados em questão.

Foram calculadas as comunalidades das variáveis, para verificar a necessidade de novo descarte de variáveis visando melhor ajuste do modelo fatorial. Sugere-se que variáveis com comunalidade inferior a 0,7 sejam removidas da análise (FRANÇA, 2009).

Para seleção do número de fatores, utilizou-se o critério de Kaiser, ou seja, foram retidos os fatores com autovalores maiores que um (KAISER, 1970). Já para estabelecer a qual fator determinada variável pertence foram considerados pesos absolutos iguais ou superiores a 0,7 (FRANÇA, 2009).

Por fim, foram estimados os escores fatoriais através do método de regressão (MINGOTI, 2005). Desse modo, foi possível conhecer o valor de cada um dos fatores para uma observação individual, no presente estudo, para um determinado período e estação de monitoramento.

6.1.4.4 Avaliação de vazões referentes à série histórica do IGAM

Visto que por vezes torna-se complexa a avaliação de dados de qualidade de água em detrimento dos respectivos dados quantitativos (nível e vazão do corpo hídrico, por exemplo), foram elaborados gráficos a partir dos dados de vazão de duas estações fluviométricas do rio Doce, operadas pela Agência Nacional de Águas (ANA). As referidas estações fluviométricas têm localização próxima ou coincidente às estações RD023 e RD033, conforme Tabela 39.

Tabela 39 – Estações fluviométricas do rio Doce próximas ou coincidentes com as estações de qualidade de água do IGAM

Local	Órgão	Código	Coordenadas		Área de Drenagem (km²)	Fator de Correção
			Latitude	Longitude		
Marliéria, Pingo-d'Água	IGAM	RD023	-19,76020	-42,48541	16.100	1,013
	ANA	56539000	-19,77690	-42,47640	15.900	
Belo Oriente, Bugre	IGAM	RD033	-19,32770	-42,37596	24.200	1,000
	ANA	56719998	-19,32780	-42,39750	24.200	

Tais estações foram selecionadas porque, além de estarem próximas das estações do IGAM citadas, apresentavam dados desde o início do monitoramento do rio Doce pelo IGAM, em 1998, até dezembro/2017. Contudo, para algumas datas das campanhas de qualidade de água não havia dados de vazão disponível.

Os gráficos constam no APÊNDICE G e apresentam os dados de vazão referentes às datas de campanhas de monitoramento de qualidade de água realizadas pelo IGAM. Desse modo, foi possível ter uma ideia da ordem da vazão que ocorreu nos dias das referidas campanhas.

6.2 RESULTADOS

6.2.1 RESULTADOS DAS VARIÁVEIS DE QUALIDADE DA ÁGUA

6.2.1.1 Alcalinidade total

A avaliação da alcalinidade total pelo IGAM ocorreu de modo menos frequente, resultando em uma quantidade reduzida de dados. Após o desastre, a alcalinidade total teve seu monitoramento iniciado em dezembro/2015.

Após o rompimento da barragem, foram observadas concentrações mais elevadas dessa variável no rio Doce em relação à linha-base, em algum momento e estação. No último período com dados disponíveis para alcalinidade (julho/2017 a setembro/2017), foram registradas concentrações em geral superiores ao percentil de 75% do conjunto de dados do período anterior ao desastre (APÊNDICE C).

Para a maioria dos afluentes, as concentrações de alcalinidade no pós-desastre foram superiores que as medianas do período pré-desastre e, em alguns casos, superaram o limite superior do *box plot* histórico.

No estado do Espírito Santo, tal variável não foi analisada pelo IEMA.

Visto que as concentrações de alcalinidade na água variam de acordo com a geologia local, não se encontram padrões para a referida variável. Na resolução CONAMA nº 357/2005, inclusive, não há limite disposto para a alcalinidade total. Contudo, valores entre 20 e 200 mg/L são considerados normais para água doce (MURPHY, 2018). No rio Doce, após o rompimento da barragem, o valor máximo para alcalinidade total esteve próximo a 30 mg/L. Nos afluentes, o valor máximo esteve próximo a 40 mg/L. Assim, mesmo que tenham ocorrido valores mais elevados em algum momento depois do desastre, ainda estão dentro da faixa considerada normal.

6.2.1.2 Alumínio dissolvido

No período pós-desastre, os valores mais elevados desta variável foram registrados no intervalo compreendido entre novembro/2015 e março/2016 (APÊNDICE C), superando os máximos históricos (APÊNDICE E) e resultando em desacordos com o limite legislado de 0,1 mg/L da resolução CONAMA nº 357/2005 (APÊNDICE C, APÊNDICE F).

Nos períodos seguintes, observou-se tendência de redução de valores em relação ao período compreendido entre novembro/2015 e março/2016 (APÊNDICE C, APÊNDICE D). De maneira geral, os valores de alumínio dissolvido se elevaram com a proximidade do estado do Espírito Santo. Esta característica pode estar relacionada à geologia da região. No relatório de linha-base (INSTITUTOS LACTEC, 2017), já havia sido identificado um percentual de desacordo com o limite legislado mais expressivo na estação RD067, na divisa entre os dois estados. No último período com dados disponíveis (outubro/2017 a dezembro/2017), destaca-se que foram registrados valores superiores ao máximo histórico nas estações RD023 (entre os municípios de Marliéria e Pingo-D'Água), RD035 (no município de Santana do Paraíso) e RD053 (entre os municípios de Galileia e Tumiritinga).

Nos afluentes do estado de Minas Gerais, o monitoramento dessa variável ocorreu entre dezembro/2015 e dezembro/2017 (APÊNDICE B), sendo que concentrações superiores aos máximos históricos

foram registradas entre dezembro/2015 e março/2016 nas estações RD034 (rio Piracicaba), RD040 (rio Corrente Grande), RD089 (rio Suaçuí-Grande) e RD057 (rio Caratinga).

Para a região do Espírito Santo, não há dados de linha-base para o alumínio dissolvido. No período pós-desastre, esta variável foi monitorada pelo IEMA de novembro/15 a agosto/16. De acordo com o APÊNDICE F, valores em não conformidade com o limite da resolução CONAMA nº 357/2005 (0,1 mg/L) foram registrados para a maior parte das observações entre novembro/2015 e março/2016, chegando a ultrapassar em mais de quatro vezes o limite. Entre abril/2016 e agosto/2016, o percentual de não conformidade foi reduzido, mas nas estações Colatina 1, Colatina 3 e Linhares 1, ainda ocorreram valores superiores a quatro vezes o limite.

6.2.1.3 Arsênio total

Primeiramente, há de se destacar que, no estado de Minas Gerais, o limite de quantificação do método para o arsênio total foi alterado em 2014, passando de 0,0003 mg/L para 0,001 mg/L, sendo este último mantido após o desastre. Desse modo, a avaliação dos resultados apresentados nos gráficos combinados de box plot e dispersão (APÊNDICE C) deve ser realizada com cuidado, visto que a maioria das observações do período pré-desastre foram realizadas de acordo com o limite de quantificação mais baixo (0,0003 mg/L).

Em relação aos dados do IGAM, no período de novembro/2015, foram registradas concentrações de arsênio total superiores aos máximos históricos a jusante da UHE Risoleta Neves até a estação RD058, em Conselheiro Pena (APÊNDICE C, APÊNDICE E). Na estação RD033, entre os municípios de Belo Oriente e Bugre, registrou-se o valor mais elevado (0,1080 mg/L). Tais valores resultaram em não conformidades com o limite da resolução CONAMA nº 357/2005 (0,010 mg/L), conforme APÊNDICE F.

No período subsequente, dezembro/2015 a março/2016, ainda foram registrados alguns valores superiores ao pré-desastre ou próximos aos máximos históricos, principalmente no trecho compreendido entre a montante da UHE Baguari e a divisa com o estado do Espírito Santo.

A partir do período de julho/2017 a setembro/2017, observaram-se valores mais baixos, iguais ou próximos ao limite de quantificação do método (0,001 mg/L). Entre outubro/2017 e dezembro/2017, período com observações mensais (APÊNDICE B), contudo, foram registrados valores de arsênio total superiores ou próximos aos máximos históricos nas estações RD072 (a montante da UHE Risoleta Neves), RD083 (a montante da UHE Baguari) e RD053 (entre os municípios de Galileia e Tumiritinga).

Em relação aos afluentes monitorados pelo IGAM não foram observados desacordos com o limite estabelecido pela resolução CONAMA nº 357/2005 e os valores tenderam ao limite de quantificação (APÊNDICE C).

Ainda em relação à conformidade com o limite legislado (0,010 mg/L), no período anterior ao desastre observaram-se desacordos nas estações localizadas mais a montante da bacia (da estação RD071, no rio do Carmo, até a estação RD023, na região do Parque Estadual do Rio Doce), entretanto sem ultrapassar o limite em mais de quatro vezes (APÊNDICE F). No período pós-desastre, foram observadas não conformidades no período de novembro/2015 na maioria das estações avaliadas, com valores de desacordos superiores a quatro vezes o estabelecido pela referida resolução, e no último

período chuvoso (outubro/2017 a dezembro/2017), onde se registrou concentração até duas vezes superior ao limite na estação RD072 (montante da UHE Risoleta Neves).

Para a região do Espírito Santo, não há dados de linha-base para esta variável. Para o período pós-desastre, este parâmetro foi monitorado pelo IEMA de novembro/2015 a agosto/2016. Das quatro estações avaliadas no pós-desastre, as duas estações em Colatina apresentaram desacordos com o limite da resolução CONAMA nº 357/2005 (APÊNDICE F), em novembro/2015, sendo as concentrações superiores a quatro vezes o limite legislado.

6.2.1.4 Bário total

Após o desastre, o bário total não foi avaliado pelo IGAM em novembro/2015 e nos demais períodos seu monitoramento ocorreu em baixa frequência (APÊNDICE B). Para o período de dezembro/2015 a março/2016, as concentrações de bário elevaram-se em relação à linha-base, em especial no trecho do rio Doce compreendido entre as estações RD083 (a montante da UHE Baguari) e RD067 (na divisa dos estados de Minas Gerais e do Espírito Santo). Apesar dos valores mais elevados, apenas uma observação ultrapassou o limite da resolução CONAMA nº 357/2005 para rios de classe 2 (≤ 0,7 mg/L). No período seco de abril/2016 a setembro/2016, as concentrações de bário em todas as estações diminuíram, tendendo aos níveis pré-desastre. Na estação chuvosa de outubro/2016 a março/2017, as concentrações se elevaram, e em algumas estações os valores se alinharam a valores mais elevados dos dados históricos. No último período com dados disponíveis, abril/2017 a setembro/2017, os valores voltaram a diminuir, conforme geralmente ocorre no período seco, atingindo para a maioria das estações valores típicos da série histórica (APÊNDICE C).

Nos afluentes situados em Minas Gerais, de modo geral, os valores se apresentaram semelhantes aqueles da série histórica e de acordo com o limite legislado.

No Espírito Santo, não há dados pré-desastre para essa variável, porém todos os dados pós-desastre estiveram abaixo de 0,4 mg/L, estando de acordo com o limite disposto pela resolução CONAMA nº 357/2005. No referido estado, o monitoramento do bário ocorreu entre dezembro/2015 e março/2016.

6.2.1.5 Cádmio total

Em Minas Gerais, em novembro/2015, foram registrados os valores mais elevados de cádmio total no rio Doce tomando como base as condições anteriores ao rompimento. As alterações foram observadas a partir da estação RD019, a jusante da UHE Risoleta Neves. Exceção se fez para as estações RD083, a montante da barragem da UHE Baguari, e RD067, na divisa com o Espírito Santo, nas quais os valores tenderam ao limite de quantificação do método (0,0005 mg/L).

Foram registrados no referido período desacordos com o limite da resolução CONAMA nº 357/2005 para rios de classe 2 (0,001 mg/L). Conforme o APÊNDICE F, foram registradas concentrações de cádmio total mais de quatro vezes superiores ao limite legislado nas estações RD023 (entre os municípios de Marliéria e Pingo-D'Água), RD035 (Santana do Paraíso), RD033 (Belo Oriente) e RD059 (Resplendor). Antes do desastre, desacordos com o limite legislado praticamente não ocorriam.

Nos períodos subsequentes, não ocorreram desacordos e a maior parte das concentrações se apresentou abaixo do limite de quantificação do método laboratorial de 0,0005 mg/L. Nos afluentes do rio Doce, as concentrações também tenderam ao limite de quantificação (APÊNDICE C), no entanto vale lembrar que esta variável não foi monitorada em novembro, e existem poucas observações nos períodos seguintes.

No Espírito Santo, os valores tenderam ao limite de quantificação do método (0,001 mg/L) (APÊNDICE C), coincidente com o limite da resolução, não tendo sido registrados desacordos.

6.2.1.6 Cálcio total

Esta variável foi monitorada entre dezembro/2015 e setembro/2017 pelo IGAM, sendo que seu monitoramento ocorreu de modo pouco frequente, tendo sido gerado um limitado número de observações (APÊNDICE B).

Para o período de dezembro/2015 a março/2016, observaram-se concentrações mais elevadas de cálcio total, superando em algumas estações os máximos históricos (APÊNDICE E). Outro período que apresentou valores mais elevados para algumas estações, com alguns valores inclusive superando os níveis pré-desastre foi aquele englobado pelos meses de julho/2017 a setembro/2017.

Para os afluentes, as concentrações pós-desastre mantiveram-se mais semelhantes com aquelas do pré-desastre.

No estado do Espírito Santo, o cálcio não foi avaliado.

6.2.1.7 Chumbo total

No estado de Minas Gerais, com o rompimento da barragem de Fundão, as concentrações de chumbo total no rio Doce se elevaram de modo mais expressivo - em relação à condição anterior ao desastre - nos dois primeiros períodos: novembro/2015 e dezembro/2015 a março/2016 (APÊNDICE C). De modo geral, em novembro/2015 foram registrados os valores máximos, com a ocorrência de concentrações mais de 100 vezes superior ao limite da resolução CONAMA nº 357/2005 (0,01 mg/L) nas estações RD035 (no município de Santana do Paraíso) e RD033 (entre os municípios de Belo Oriente e Bugre).

Entre abril/2016 e setembro/2016, estação seca, a maioria dos valores tendeu ao limite de quantificação do método laboratorial (0,005 mg/L). Exceção se fez na estação RD019, a jusante da barragem da UHE Risoleta Neves onde foram registrados valores mais elevados, com a ocorrência de não conformidades.

Com o retorno da estação chuvosa, período de outubro/2016 a março/2017, observaram-se algumas concentrações mais elevadas, mas de modo geral, estiveram dentro da variação encontrada no período pré-desastre. Voltaram a ser registradas não conformidades, contudo, essa já era a tendência anterior ao desastre quando considerada a estação chuvosa (APÊNDICE C e APÊNDICE D).

Entre julho/2017 e setembro/2017, as concentrações tenderam ao limite de quantificação. Contudo, entre outubro/2017 e dezembro/2017, foram registradas concentrações acima ou próximas dos máximos históricos na maioria das estações do IGAM. Na estação RD044 (no município de

Governador Valadares), por exemplo, observou-se não conformidade superior a quatro vezes o limite legislado (APÊNDICE F).

Para os afluentes, de modo geral, os valores estiveram de acordo com a variação histórica. Nos rios Gualaxo do Norte e do Carmo, foram registrados os valores mais elevados. Entre outubro/2017 e dezembro/2017, registrou-se desacordo com o limite legislado na estação RD011 (Gualaxo do Norte).

No estado do Espírito Santo, as concentrações de chumbo total foram avaliadas até agosto/2016, sendo que não existem dados pré-desastre. Assim como observado para a região mineira, os valores mais elevados foram registrados entre novembro/2015 e março/2016, com a ocorrência de não conformidades com o limite legislado em todas as estações, mas em menor magnitude em relação às estações de monitoramento do IGAM. Entre abril/2016 e agosto/2016, as concentrações apresentaram-se abaixo do limite de quantificação do método.

6.2.1.8 Cianeto livre

No estado de Minas Gerais, até o ano de 2011, o limite de quantificação empregado para avaliação de cianeto livre era de 0,01 mg/L, superior ao limite legislado de 0,005 mg/L. Dessa forma, os valores apresentavam-se, mesmo que não representasse a realidade do dado, em desacordo com a legislação (APÊNDICE C). Posteriormente, o limite de quantificação foi alterado para 0,002 mg/L. Portanto, a comparação dos dados do período pós-desastre com aqueles da linha-base ficou comprometida.

Após o rompimento da barragem, o monitoramento das concentrações de cianeto livre pelo IGAM foi iniciado em dezembro/2015 e de modo menos frequente, de modo que se obteve um número reduzido de observações.

Em relação à conformidade com a resolução CONAMA nº 357/2005, no rio Doce, foi observado desacordo na estação RD058 (Conselheiro Pena) em outubro/2017. Nos afluentes, os resultados ultrapassaram o limite legislado no rio Santo Antônio (RD039) em abril/2016 e no rio Caratinga (RD057) em julho/2017. Ou seja, foram não conformidades pontuais.

No Espírito Santo, a variável foi monitorada de novembro/2015 a março/2016 e não foram verificados desacordos. Na referida região, nenhum dos dados superou o limite de quantificação de 0,001 mg/L.

6.2.1.9 Cloreto total

O monitoramento de cloreto total pelo IGAM ocorreu de modo menos frequente em relação a outras variáveis de qualidade de água, resultando em um número menor de observações.

Em geral, nas estações do IGAM, os valores estiveram dentro da variação histórica de dados, mas tenderam aos valores mais elevados da linha-base. No último período chuvoso (outubro/2017 a dezembro/2017), ressalta-se que foram registrados valores superiores aos máximos históricos nas estações RD071 (rio do Carmo), RD033 (entre os municípios de Belo Oriente e Bugre), RD083 (entre os municípios de Fernandes Tourinho e Periquito), RD044 (Governador Valadares), RD045 (Governador Valadares) e RD067 (na divisa de MG e ES) (APÊNDICE C e APÊNDICE E). Contudo, não foram registrados desacordos com o limite legislado de 250 mg/L após o desastre (APÊNDICE F).

No estado do Espírito Santo, a referida variável foi monitorada entre novembro/2015 e agosto/2016, não possuindo referencial de linha-base. Na foz do rio Doce (estação Linhares 3), 80% dos resultados de novembro/2015 superaram o limite legislado, sendo que 40% superaram o valor máximo permitido em mais de quatro vezes. Ocorreram também desacordos no período de dezembro/2015 a março/2016 para esta estação. Vale ressaltar, no entanto, que esses valores são esperados devido à proximidade da estação com o ambiente marinho. Nas demais estações de monitoramento, os valores permaneceram dentro do permitido.

6.2.1.10 Cobre dissolvido

De acordo com o relatório de linha-base (INSTITUTOS LACTEC, 2017), antes do rompimento da barragem de Fundão, a maior parte dos valores de cobre dissolvido encontrava-se abaixo do limite de quantificação (APÊNDICE C), com eventuais desacordos com o limite da resolução CONAMA nº 357/2005 (0,009 mg/L) (APÊNDICE F).

Em novembro/2015, as estações RD019 (a jusante da UHE Risoleta Neves), RD023 (entre os municípios de Marliéria e Pingo-D'Água) e RD033 (Belo Oriente) apresentaram não conformidades com o limite legislado (0,009 mg/L) (APÊNDICE C e APÊNDICE F), com valores tendendo ao ou superando o máximo histórico.

No período de dezembro/2015 a março/2016, houve apenas uma não conformidade, a qual foi registrada na estação RD053 (Tumiritinga), sendo que para as demais estações as concentrações tenderam ao limite de quantificação do método, de modo geral.

De abril/2016 a setembro/2016 (período seco), as concentrações desta variável se elevaram de modo mais significativo. Todas as estações apresentaram não conformidades, sendo essas superiores a quatro vezes o limite legislado nas estações RD011 (rio Gualaxo do Norte), RD071 (rio do Carmo), RD035 (Santana do Paraíso), e da RD083 (a montante da UHE Baguari) até a RD067 (na divisa entre Minas Gerais e Espírito Santo). De acordo com a análise dos dados de pluviometria, a qual está apresentada no capítulo de Hidrologia, dentre os períodos pós-desastre aquele englobado pelos meses de abril/2016 a setembro/2016 (T3) foi o que apresentou precipitação mais próxima da média histórica, o que pode explicar tais resultados. Para os demais períodos, a precipitação foi inferior à média histórica.

Nos períodos subsequentes não ocorreram novos desacordos, exceto no último período (outubro/17 a dezembro/17), na estação RD067, onde o limite foi ultrapassado em mais de 4 vezes, superando o máximo histórico.

Nas estações em afluentes, a variável foi monitorada a partir de dezembro/2015 e não foram observadas não conformidades com a legislação.

No Espírito Santo, a avaliação de concentrações de cobre dissolvido no rio Doce não era realizada antes do desastre. Após o rompimento, foram registradas não conformidades em novembro/2015, na estação Colatina 1 (Itapina), e no período de dezembro/2015 a março/2016, houve um desacordo superior a quatro vezes o limite na estação Colatina 1 e desacordos inferiores a duas vezes o limite nas demais estações. No período seco, de abril/2016 a setembro/2016, não foram registradas não conformidades.

6.2.1.11 Coliformes termotolerantes

No relatório de linha-base já havia sido constatado percentuais de não conformidade elevados na região de estudo para a variável coliformes termotolerantes, tanto no estado de Minas Gerais, quanto no estado do Espírito Santo, em virtude das baixas taxas de tratamento de esgoto nos diversos municípios.

No período pós-desastre, a referida variável teve seu monitoramento realizado entre dezembro/2015 e dezembro/2017, no estado de Minas Gerais. Contudo, o monitoramento ocorreu de modo mais espaçado, resultando em um número limitado de observações (APÊNDICE B).

Valores superiores aos máximos históricos foram registrados pontualmente e principalmente nos períodos chuvosos: RD071 (outubro/2017 a dezembro/2017), RD072 (dezembro/2015 a março/2016 e outubro/2017 a dezembro/2017) e RD044 (dezembro/2015 a março/2016 e outubro/2017 a dezembro/2017) (APÊNDICE C). Por terem ocorrido em diferentes períodos e sem uma ordem espacial, não foi possível observar um padrão e ligação específica com o desastre. Além disso, o número limitado de observações por período pós-desastre avaliado pode não ter garantido uma boa representatividade dos dados. Uma análise mais detalhada da taxa de tratamento utilizada pelas estações de tratamento de esgoto dos diferentes municípios poderá auxiliar a dirimir tais dúvidas.

No estado do Espírito Santo, os dados pós-desastre apresentaram-se dentro da variação histórica (APÊNDICE C).

6.2.1.12 Condutividade elétrica in loco

Após o rompimento da barragem, os valores de condutividade elétrica se elevaram de modo mais expressivo no período de novembro/2015, superando os máximos históricos nas estações de monitoramento do rio Doce operadas pelo IGAM (APÊNDICE C e APÊNDICE E). Nos períodos de característica seca, abril/2016 a setembro/2016 e julho/2017 a setembro/2017, também chegaram a ser constatados valores superiores aos máximos históricos, assim como no último período de característica chuvosa, outubro/2017 a dezembro/2017. Nesse último período, a referida alteração foi registrada em todas as estações de monitoramento. Para os afluentes também foram observados valores tendendo ao máximo histórico ou ultrapassando-o entre outubro/2017 e dezembro/2017 (APÊNDICE C).

Na resolução CONAMA nº 357/2005 não há limite disposto para a condutividade elétrica, de modo que não foram avaliadas não conformidades. Segundo Libânio (2005), as águas naturais apresentam condutividade, normalmente, inferior a 100 µS/cm, podendo chegar a valores de 1.000 µS/cm, em águas com altas cargas de efluentes. No período pré-desastre, os valores máximos estavam em torno de 100 µS/cm, no período pós-desastre, o valor máximo de condutividade elétrica esteve próximo a 300 µS/cm.

No estado do Espírito Santo, antes do desastre, não se realizava medições de condutividade elétrica, de modo que não há valores de referência. Valores mais elevados foram registrados em Linhares 3, em virtude da proximidade com o ambiente marinho. A estação Linhares 1 também apresentou valor elevado de 900 µS/cm, o que pode estar relacionado à influência da maré.

6.2.1.13 Cor verdadeira

Na região de estudo em Minas Gerais, antes do desastre, a tendência era de aumento dos valores de cor verdadeira nos períodos chuvosos, inclusive com ocorrência de não conformidades com o limite de 75 UC da resolução CONAMA nº 357/2005 para rios de classe 2, conforme APÊNDICE F.

Após ruptura da barragem de Fundão, a referida variável foi monitorada entre dezembro/2015 e dezembro/2017, contudo, em menor frequência, resultando em um número limitado de observações (APÊNDICE B).

Os valores mais elevados da variável ocorreram entre dezembro/2015 e março/2016, seguidos dos valores registrados entre outubro/2016 e março/2017 (APÊNDICE C), ambos os períodos mencionados apresentam característica chuvosa. Foram observados valores em desacordo com o limite legislado nos períodos mencionados para algumas estações (APÊNDICE F), porém não chegaram a ultrapassar os máximos históricos, tanto no rio Doce quanto nos seus afluentes (APÊNDICE C). No último período chuvoso, outubro/2017 a dezembro/2017, os valores não apresentaram alterações.

Para as estações do IEMA não existem dados históricos, mas verificou-se que os dados pós-desastre ocorreram, em geral, na mesma ordem de grandeza das estações do IGAM, superando o limite da legislação especialmente nos períodos chuvosos (APÊNDICE C). Destaca-se que no mês do desastre ocorreram valores pontuais extremos de 1.000 e 900 UC, nas estações Colatina 1 e Colatina 3, respectivamente.

Conforme mencionado, o IGAM reiniciou o monitoramento da cor verdadeira somente em dezembro/2015, de modo que não se tem dados para novembro/2015. Desse modo, não foi possível avaliar a repercussão inicial do desastre no tocante à referida variável na porção mineira. Contudo, conforme reportado dados elevados foram registrados nas estações de Colatina/ES, assim pode-se deduzir que ocorreram valores ainda mais elevados do que os registrados entre dezembro/2015 e março/2016 em Minas Gerais.

6.2.1.14 Cromo total

Em Minas Gerais, após o desastre, valores superiores aos máximos históricos ocorreram nos períodos de novembro/2015 e de dezembro/2015 a março/2016 (APÊNDICE C), resultando em desacordos com o limite legislado de 0,05 mg/L (APÊNDICE F). Antes do desastre, não conformidades foram registradas raramente e pontualmente (APÊNDICE F).

Em novembro/2015, a referida variável apresentou desacordos com o limite legislado em nove das 12 estações de monitoramento no rio Doce: da estação RD019 (a jusante da UHE Risoleta Neves) até a estação RD053 (Tumiritinga). Os valores em desacordo superaram em quatro vezes o limite legislado (0,05 mg/L) em seis estações: RD023 (entre os municípios de Marliéria e Pingo-D'Água), RD035 (Santana do Paraíso), RD033 (Belo Oriente), RD044 e RD045 (Governador Valadares) e RD053 (Tumiritinga), conforme APÊNDICE F.

De dezembro/2015 a março/2016, ocorreram desacordos nas estações RD011 (rio Gualaxo do Norte), RD071 (rio do Carmo), RD072 (a montante da UHE Risoleta Neves) e da estação RD083 (a montante da UHE Baguari) até a estação RD067 (na divisa dos estados de Minas Gerais e do Espírito Santo) (APÊNDICE C e APÊNDICE F).

Nos períodos subsequentes, a variável apresentou concentrações abaixo do limite de quantificação. No último período avaliado (outubro/2017 a dezembro/2017), entretanto, observaram-se concentrações próximas ao limite legislado: 0,051 mg/L na estação RD035 (Santana do Paraíso) e 0,054 mg/L na estação RD044 (Governador Valadares), sendo que na estação RD035 o valor esteve próximo do máximo histórico.

No Espírito Santo, antes do desastre, não havia monitoramento das concentrações de cromo total. Entre novembro/2015 e março/2016, foram observados valores superiores ao limite legislado (0,05 mg/L) (APÊNDICE C). No período seco subsequente (abril/2016 a agosto/2016), não ocorreram desacordos. A partir de agosto/2016, o monitoramento foi descontinuado pelo IEMA, de modo que não foi possível avaliar a influência do retorno da estação chuvosa.

6.2.1.15 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Após o desastre, o monitoramento das concentrações da DBO no rio Doce pelo IGAM ocorreu entre dezembro/2015 e dezembro/2017, porém em baixa frequência, resultando em número limitado de observações (APÊNDICE B).

Foram constatadas duas não conformidades com o limite legislado de 5,0 mg/L, as quais ocorreram nas estações RD033 (Belo Oriente), em abril/2016 e RD067 (na divisa entre MG e ES), em agosto/2017 (APÊNDICE F). No período seco de abril/2016 a setembro/2016, em algumas estações a jusante de Ipaba observaram-se concentrações superiores aos máximos históricos. De modo geral, as concentrações de DBO após o desastre tenderam ao limite de quantificação do método ou então resultaram em 2 mg/L.

No Espírito Santo, a despeito do número limitado de dados, desacordos com a legislação ocorreram na estação Colatina 1 (Itapina) em novembro/2015 e nas estações Linhares 1 (Ponte Joaquim Calmon) e Linhares 3 (Foz do Rio Doce) em fevereiro/2016.

Ressalta-se que não foi observado aumento de não conformidades em relação à linha-base, contudo, há de se considerar o número limitado de dados pós-desastre.

6.2.1.16 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

No período pós-desastre, na região avaliada em Minas Gerais, os valores de DQO mais elevados foram constatados no período de dezembro/2015 a março/2016 (APÊNDICE C), com o registro de concentrações superiores aos máximos históricos na maioria das estações de monitoramento avaliadas (APÊNDICE E). Destaca-se que em novembro/2015 tal variável não foi monitorada pelo IGAM.

De abril/2016 a setembro/2016, os valores de DQO apresentaram-se inferiores aqueles do período de dezembro/2015 a março/2016, mas ainda foram registradas em algumas estações concentrações que tenderam aos valores mais elevados da linha-base. De outubro/2016 a março/2017, com o retorno da estação chuvosa, observou-se uma nova elevação das concentrações. De julho/2017 a setembro/2017, a maioria dos dados apresentou-se superior à mediana histórica para o período seco. No último momento avaliado, outubro/2017 a dezembro/2017 (estação chuvosa), as concentrações de DQO superaram os máximos históricos na maioria das estações de monitoramento (APÊNDICE C e APÊNDICE E).

Nos afluentes situados em Minas Gerais, os valores do período de dezembro/15 a março/16 superaram o percentil histórico de 75% nas estações RD013 (Rio Piranga) e nas estações localizadas a jusante da RD039 (Rio Santo Antônio). Observou-se tendência de redução das concentrações nos períodos subsequentes. No último período avaliado, outubro/2017 a dezembro/2017, valores mais elevados de DQO foram observados nos rios Gualaxo do Norte, do Carmo e Piranga.

No estado do Espírito Santo, não existem dados de linha-base para a DQO. Após o desastre, a referida variável foi monitorada entre dezembro/2015 e agosto/2016. Entre dezembro/2015 e março/2016, foram registradas concentrações mais elevadas, a partir de abril/2016 as concentrações diminuíram.

Não há limite disposto para a DQO na resolução CONAMA nº 357/2005.

6.2.1.17 Dureza total

Após o rompimento da barragem de Fundão, o IGAM monitorou os valores de dureza total na bacia do rio Doce entre dezembro/2015 e setembro/2017. Contudo, durante esse período, a dureza foi avaliada menos frequentemente, resultando em um número limitado de observações (APÊNDICE B).

No período pós-desastre, os maiores valores de dureza foram registrados entre dezembro/2015 e março/2016, os quais superaram os máximos históricos para a maioria das estações monitoradas (APÊNDICE E). Nos períodos subsequentes, houve decréscimo nas concentrações de dureza em relação ao primeiro período analisado, mas ainda elevados em relação à linha-base, sendo a maioria dos resultados superiores às medianas históricas (estações seca e chuvosa) (APÊNDICE C) e, em alguns casos, ainda superiores aos máximos históricos.

Nos afluentes, em poucos momentos foram observados valores mais discrepantes em relação à linha-base, sendo os mesmos registrados nos rios do Carmo (RD071), Piracicaba (RD034) e Santo Antônio (RD039).

No estado do Espírito Santo, tal variável não foi monitorada.

Não há limite disposto para a dureza total na resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces de classe 2. Segundo Piveli e Kato (2005), os graus de dureza da água a classificam como: branda (0 a 75 mg $CaCO_3$/L); moderadamente dura (75 a 150 mg $CaCO_3$/L); dura (150 a 300 mg $CaCO_3$/L) e muito dura (> 300 mg $CaCO_3$/L). Neste caso, pode-se dizer que os resultados pós-desastre das concentrações de dureza total ainda mantém as águas classificadas como brandas.

6.2.1.18 Fenóis totais

Em Minas Gerais, o monitoramento de fenóis totais ocorreu menos frequentemente, resultando em um limitado número de observações (APÊNDICE B). Em todos os períodos e estações de monitoramento, a variável resultou abaixo do limite de quantificação do método (0,002 mg/L). O limite estabelecido pela resolução CONAMA nº 357/2005 é de 0,003 mg/L.

No Espírito Santo, todos os resultados também foram inferiores ao limite de quantificação, no caso, o valor adotado foi de 0,003 mg/L (APÊNDICE C).

6.2.1.19 Ferro dissolvido

No período pós-desastre, os valores mais elevados de ferro dissolvido em relação às condições de linha-base foram registrados no período compreendido entre novembro/2015 e março/2016 (APÊNDICE C e APÊNDICE D), superando os máximos históricos. Nos períodos subsequentes, observou-se tendência à redução das concentrações em relação aos períodos de novembro/2015 e de dezembro/2015 a março/2016. No último período avaliado, contudo, foram registrados valores superiores aos máximos históricos nas estações RD023 (na região do Parque Estadual do Rio Doce) e RD035 (no município Santana do Paraíso) (APÊNDICE C).

Antes do rompimento da barragem de Fundão, desacordos com o limite da classe 2 da resolução CONAMA nº 357/2005, de 0,3 mg/L, para o ferro dissolvido já eram observados na bacia do rio Doce. Entre novembro/2015 e março/2016, a ocorrência de valores superiores a quatro vezes o limite legislado foi mais expressiva, sendo que esta condição foi raramente registrada no período pré-desastre. Nos períodos pós-desastre seguintes, os percentuais de desacordos foram diminuindo gradativamente, com elevação no período chuvoso. No último período avaliado, outubro/2017 a dezembro/2017, ainda se observou não conformidade superior a quatro vezes o limite legislado na estação RD023, na região do Parque Estadual do Rio Doce.

Nos afluentes do rio Doce, na região mineira, os valores referentes ao período pós-desastre mostraram-se semelhantes aqueles do pré-desastre, sendo que concentrações superiores aos máximos históricos foram observadas pontualmente. Entretanto, os afluentes foram monitorados em menor frequência, apresentando um número reduzido de dados, o que pode ter comprometido a análise.

Para o estado do Espírito Santo não há dados de linha-base para o ferro dissolvido. Para o período pós-desastre esta variável foi monitorada pelo IEMA de novembro/2015 a agosto/2016. Não conformidades superiores a quatro vezes o limite legislado foram registradas entre novembro/2015 e março/2016 (APÊNDICE F). Entre abril/2016 e setembro/2016, os percentuais de desacordos ao longo das estações do IEMA diminuíram, mas ainda se registraram desacordos que ultrapassaram o limite legislado em mais de duas vezes.

6.2.1.20 Fósforo total

No estado de Minas Gerais, após o rompimento, este parâmetro foi monitorado entre dezembro/2015 e dezembro/2017. Todavia, o monitoramento ocorreu em menor frequência, resultando em um número limitado de observações (APÊNDICE B).

Para o primeiro período avaliado (dezembro/2015 a março/2016), os valores de fósforo ultrapassaram de modo mais expressivo os valores máximos registrados na série histórica (APÊNDICE C), chegando a violar o limite estabelecido pela resolução Conama nº 357/2005 em mais de quatro vezes (APÊNDICE F), fato este nunca registrado no conjunto de dados referente ao pré-desastre.

Após este período, de modo geral, concentrações mais elevadas de fósforo total foram registradas nos períodos chuvosos, com a ocorrência de valores próximos aos máximos históricos até a estação RD083, a montante da barragem da UHE Baguari. No último período chuvoso avaliado (outubro/2017 a dezembro/2017), registraram-se concentrações superiores aos máximos históricos pontualmente. Historicamente, os valores de fósforo total também eram superiores na estação chuvosa.

Para os afluentes monitorados pelo IGAM, há uma quantidade ainda mais limitada de dados referente ao pós-desastre (APÊNDICE B). Pontualmente, registraram-se valores superiores aos máximos históricos. De maneira geral, constataram-se concentrações mais elevadas na estação chuvosa, com algumas não conformidades ao preconizado pela legislação (0,1 mg/L), conforme APÊNDICE C.

No estado do Espírito Santo, após o desastre, o fósforo total foi monitorado entre novembro/2015 e agosto/16. Valores elevados foram registrados nos períodos de novembro/2015 e dezembro/2015 a março/2016, com valores superiores aos máximos históricos e ao limite da resolução CONAMA nº 357/2005 (0,1 mg/L). Na estação seca e último período avaliado no estado capixaba (APÊNDICE C), todos os dados apresentaram-se em consonância com a legislação, vale ressaltar, no entanto, que os dados para este período são escassos.

6.2.1.21 Magnésio total

Após o rompimento da barragem de Fundão, o IGAM monitorou as concentrações de magnésio total na bacia do rio Doce entre dezembro/2015 e setembro/2017. Contudo, durante esse período, a referida variável foi avaliada menos frequentemente, resultando em um limitado número de observações (APÊNDICE B).

No período pós-desastre, de modo geral, as concentrações mais elevadas de magnésio total em relação à linha-base foram observadas entre dezembro/2015 e março/2016, inclusive, superando os máximos históricos (APÊNDICE C e APÊNDICE E). Tal condição foi observada para seis das 12 estações de monitoramento do IGAM no rio Doce, contudo, não se identificou um padrão espacial.

Para os períodos subsequentes, também se registraram concentrações superiores aos máximos históricos, mas não para todas nem para as mesmas estações de monitoramento. Ou seja, não foi possível identificar um padrão de alteração. Tais alterações podem também estar relacionadas aos eventos hidrológicos (períodos mais chuvosos ou mais secos). Além disso, é um elemento abundante na crosta terrestre.

Para os afluentes do rio Doce, não foram registrados aumentos relevantes, de maneira geral, e no estado do Espírito Santo, esta variável não foi monitorada.

Na Resolução CONAMA nº 357/2005 não há limite legislado para a referida variável.

6.2.1.22 Manganês total

Após a ruptura da barragem de Fundão, em relação aos dados da base do IGAM, concentrações mais elevadas em relação ao histórico foram observadas até março/2016. Em especial, para o mês de novembro/2015, registrou-se concentração máxima de 900 mg/L, sendo que antes do desastre o máximo era de cerca de 2 mg/L entre as estações (APÊNDICE C e APÊNDICE E).

Entre abril/2016 e setembro/2016, houve redução das concentrações, principalmente nas estações mais a jusante, a partir da RD044 (no município de Governador Valadares). Com o retorno da estação chuvosa, outubro/2016 a março/2017, os valores voltaram a se elevar, sendo que em algumas estações os máximos históricos foram superados. Entre julho/17 e setembro/17, estação seca, novamente houve redução das concentrações, com valores semelhantes aos de linha-base para toda a região monitorada na porção mineira. Entretanto, no último período amostral chuvoso (outubro/17 a

dezembro/17), foram registrados valores de manganês superiores aos máximos históricos em quase todas as estações do IGAM no rio Doce (APÊNDICE C e APÊNDICE E).

Em relação à conformidade com a resolução CONAMA nº 357/2005 (APÊNDICE F), entre novembro/2015 e março/2016, foram registrados percentuais mais elevados para desacordos superiores a quatro vezes o limite disposto para rios de classe 2 de 0,1 mg/L. Para o último período seco (julho/2017 a setembro/2017), as concentrações se apresentaram em maior conformidade com o limite legislado. Já entre outubro/2017 e dezembro/2017, novamente foram observados valores mais de quatro vezes acima o limite. Isso ocorreu principalmente nas estações de montante (RD011 - rio Gualaxo do Norte, RD071 – rio do Carmo e RD072 - rio Doce).

Nos afluentes, os valores referentes ao pós-desastre, de modo geral, estiveram de acordo com a variação histórica. Valores mais elevados foram registrados nos períodos chuvosos (dezembro/2015 a março/2016 e outubro/2016 a março/2017), contudo, sem ultrapassar os máximos históricos.

No estado do Espírito Santo, não existem dados de linha-base para o manganês total. No monitoramento após o desastre, esta variável apresentou-se de maneira geral acima dos valores legislados pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (APÊNDICE F), exceto para o último período avaliado pelo IEMA (abril/2016 a setembro/2016), quando praticamente todos os dados apresentaram-se inferiores ao limite legislado (APÊNDICE C).

6.2.1.23 Mercúrio total

Antes do desastre, no estado de Minas Gerais, a maioria dos dados referentes ao monitoramento do mercúrio total no rio Doce apresentava-se inferior ao limite de quantificação do método laboratorial de 0,2 µg/L, conforme APÊNDICE C e APÊNDICE D, sendo este limite de quantificação coincidente com o valor máximo disposto pela resolução CONAMA nº 357/2005.

Em novembro/2015, com o rompimento da barragem de Fundão, ocorreram desacordos com o valor legislado nas estações RD072 (a montante da UHE Risoleta Neves), RD019 (a jusante da UHE Risoleta Neves), RD044 (Governador Valadares), RD045 (Governador Valadares) e RD058 (Conselheiro Pena). De dezembro/2015 a março/2016, a magnitude das concentrações observada foi ainda maior, chegando ao valor máximo de 0,889 µg/L na estação RD011 (rio Gualaxo do Norte). Entre abril/2016 e setembro/2017, não se registraram novos desacordos e os valores tenderam ao limite de quantificação do método. O mercúrio total não foi avaliado entre outubro/2017 e dezembro/2017.

Nos afluentes monitorados pelo IGAM, nenhum resultado ultrapassou o limite da resolução CONAMA nº 357/2005 (0,2 µg/L).

Nas estações avaliadas no Espírito Santo, todos os resultados apresentaram-se abaixo do limite de quantificação do método laboratorial de 0,1 µg/L.

6.2.1.24 Níquel total

Nas estações monitoradas no rio Doce pelo IGAM, após o desastre, maiores alterações em relação à linha-base foram observadas no mês de novembro/2015 (APÊNDICE C). Entre dezembro/2015 e março/2016, a condição foi de decréscimo de valores em relação ao período anterior, com valores

de mediana semelhantes às do pré-desastre (APÊNDICE C e APÊNDICE D). A partir disso, nos períodos secos (abril/2016 a setembro/2016 e julho/2017 a setembro/2017), a maioria dos valores tendeu ao limite de quantificação do método (0,004 mg/L). Nos períodos chuvosos (outubro/2016 a março/2017 e outubro/2017 a dezembro/2017), a tendência foi de elevação dos valores, sendo que ainda para o último período avaliado (outubro/2017 a dezembro/2017), foram registrados valores superiores aos máximos históricos na maioria das estações localizadas até a RD044 (no município de Governador Valadares), mas sem o registro de não conformidades de modo geral.

Em relação ao limite legislado (0,025 mg/L), desacordos foram observados principalmente em novembro/2015 e, em menor escala, entre dezembro/2015 e março/2016. No último período com dados disponíveis (outubro/2017 a dezembro/2017), registrou-se não conformidade na estação RD035 (no município de Santana do Paraíso).

Para os afluentes monitorados pelo IGAM, os valores estiveram de acordo com a variação histórica. Nos rios Gualaxo do Norte e do Carmo foram registradas concentrações mais elevadas até março/2016.

No estado do Espírito Santo, tal variável não era avaliada no rio Doce antes do desastre. A partir do evento do rompimento, foram observados valores superiores ao limite legislado (0,025 mg/L) nos períodos de novembro/2015, dezembro/2015 a março/2016 e abril/2016 a agosto/2016 nas estações de montante (Colatina 1 e Colatina 3). Nas estações de Linhares, foi observado apenas um desacordo, sendo que após março/2016, os valores estiveram em conformidade com o limite da classe 2.

6.2.1.25 Nitrato

Destaca-se que o nitrato foi monitorado em menor frequência, o que resultou em um limitado número de observações por período em relação ao pós-desastre (APÊNDICE B).

Após o rompimento da barragem, valores mais elevados de nitrato, próximos ou superando os máximos históricos, foram registrados no rio Doce pelo IGAM nos dois últimos períodos avaliados: julho/2017 a setembro/2017 (estação seca) e outubro/2017 a dezembro/2017 (estação chuvosa) (APÊNDICE C). Sendo que no primeiro período mencionado, observaram-se valores superando os máximos históricos em quase todas as estações de monitoramento. Entre outubro/2017 e dezembro/2017, isso aconteceu de modo mais pontual.

No período pós-desastre, é importante destacar que de modo geral as concentrações de nitrato se elevavam na estação seca. De acordo com o APÊNDICE G, as vazões registradas nas campanhas entre julho/2017 e setembro/2017 apresentaram uma ordem mais baixa dentre o histórico de campanhas realizadas pelo IGAM (1998 a 2017), o que pode ter potencializado tais resultados. Ainda, de acordo com os resultados apresentados no capítulo de Hidrologia em relação à análise dos dados pluviométricos pós-desastre, observou-se que para o período de julho/2017 a setembro/2017 (T5) tais dados estiveram bem abaixo da média histórica em relação aos demais períodos pós-desastre.

Para os afluentes monitorados pelo IGAM, não se observou elevação de valores em um período específico, o que pode estar relacionado à particularidade de cada um dos afluentes, das tipologias do uso do solo que ocorrem em seu entorno.

Em relação à série de nitrogênio, o íon nitrato é o mais encontrado naturalmente (Alaburda e Nishihara; 1998), e neste estudo foi o que apresentou maiores concentrações, entretanto sem violar os limites estabelecidos pela resolução CONAMA nº 357/2005 (≤ 10 mg/L), na região mineira.

Para a região do Espírito Santo, não existem dados de linha-base para esta variável e a mesma foi monitorada de novembro/2015 a agosto/2016, sendo que nessa região, os valores registrados no mês de novembro/2015 apresentaram-se mais elevados, ultrapassando o limite legislado em um único momento, logo após o desastre, nas estações Colatina 1 e 3 (APÊNDICE F).

6.2.1.26 Nitrito

Primeiramente, convém destacar que o nitrito foi monitorado em menor frequência, o que resultou em um limitado número de observações por período pós-desastre (APÊNDICE B).

Na região de Minas Gerais, as concentrações de nitrito sempre estiveram de acordo com o limite estabelecido pela resolução CONAMA nº 357/2005 para rios de classe 2 (1,0 mg/L), tanto antes como após o desastre.

Entre dezembro/2015 e março/2016, observaram-se os valores mais elevados, sendo esses superiores ao limite superior dos gráficos de *box plot* históricos, mas inferiores aos *outliers* históricos (APÊNDICE C). Nos períodos subsequentes, os valores diminuíram em relação ao período de dezembro/2015 a março/2016. Contudo, ainda se observaram - em algum momento e estação - concentrações de nitrito tendendo aos limites superiores dos gráficos de *box plot* históricos. Entre outubro/2017 e dezembro/2017, nas estações RD072 e RD058, os valores superaram os máximos históricos, mas sem resultar em não conformidades.

Para os afluentes, não se observou elevação de valores em um período específico, o que pode estar relacionado à particularidade de cada um dos afluentes, das atividades do uso do solo que ocorrem em seu entorno.

Na região do Espírito Santo, não há registro histórico de dados. Não conformidades foram registradas logo após o rompimento da barragem de Fundão (novembro/2015) nas estações Colatina 1 e 3 (APÊNDICE C e APÊNDICE F). Nos períodos subsequentes, as concentrações diminuíram, estando de acordo com o limite legislado.

6.2.1.27 Nitrogênio amoniacal

Primeiramente, convém destacar que o nitrogênio amoniacal foi monitorado em menor frequência, o que resultou em um limitado número de observações por período pós-desastre (APÊNDICE B). Além disso, a referida variável não é contemplada pela resolução CONAMA nº 357/2005.

Na região de Minas Gerais, observaram-se em algum momento e estação concentrações de nitrogênio amoniacal tendendo aos limites superiores dos gráficos de *box plot* históricos, contudo, não foi possível observar um padrão temporal e espacial.

Para o estado do Espírito Santo, não existem dados de nitrogênio amoniacal de linha-base. Os valores registrados no pós-desastre variaram entre 0,01 mg/L, limite de quantificação do método (APÊNDICE A), a 0,4 mg/L, concentração máxima registrada no pós-desastre na estação Linhares 1.

6.2.1.28 Nitrogênio orgânico

Primeiramente, convém destacar que o nitrogênio orgânico foi monitorado em menor frequência, o que resultou em um limitado número de observações por período pós-desastre (APÊNDICE B). Além disso, a referida variável não é contemplada pela resolução CONAMA nº 357/2005.

Após o rompimento da barragem de Fundão, valores mais elevados foram observados principalmente nos períodos chuvosos de dezembro/2015 a março/2016 e outubro/2017 a dezembro/2017, sendo que em alguns casos registraram-se inclusive valores superiores aos máximos históricos em algumas estações. Nos demais períodos, as concentrações da referida variável apresentaram variação similar àquela observada para a linha-base.

Nos afluentes, valores superiores aos máximos históricos só foram registrados na estação RD013, no rio Piranga, entre dezembro/2015 e março/2016. Na estação RD011, no rio Gualaxo do Norte, os valores tenderam ao LQ do método laboratorial (0,1 mg/L).

O IEMA não avaliou tal variável.

6.2.1.29 Oxigênio dissolvido (OD)

Cabe destacar que para o oxigênio dissolvido, ao contrário das demais variáveis, valores mais baixos indicam degradação da qualidade da água.

De acordo com a série histórica, a tendência observada para a variável oxigênio dissolvido era de diminuição das concentrações nos períodos chuvosos (APÊNDICE C).

Em novembro/2015, com a ruptura da barragem de Fundão, observou-se redução mais expressiva nas concentrações de OD, com o registro de valores inferiores ao limite mínimo disposto pela resolução CONAMA nº 357/2005, de 5 mg/L, em todas as estações de monitoramento do rio Doce (APÊNDICE C e APÊNDICE F). Entre elas, destaca-se a estação RD083 (a montante da UHE Baguari), na qual mais de 50% das observações apresentaram-se abaixo do valor mínimo legislado. Condições de hipóxia foram registradas entre as estações RD072 (a montante da UHE Risoleta Neves) e RD059 (município de Resplendor), com concentrações entre 0,5 e 1,4 mg/L.

Nos períodos subsequentes, não aconteceram discrepâncias com a legislação nas estações do IGAM (APÊNDICE F), com tendência à elevação dos valores em relação ao período de novembro/2015. Na estação RD083, contudo, ainda se registraram valores inferiores ao mínimo histórico. Além disso, a mesma condição de melhora na estação seca e piora na condição chuvosa da linha-base foi mantida. No último período com dados disponíveis (outubro/2017 a dezembro/2017), o valor mais baixo e próximo do mínimo histórico foi registrado na estação RD083, mas esteve dentro da variação histórica e de acordo com o limite legislado.

Nos afluentes do rio Doce, valores pós-desastre inferiores aos mínimos históricos foram registrados nos rios do Carmo e Piranga, mesmo no último período avaliado. Contudo, não foram registrados desacordos com o limite legislado.

No Espírito Santo, foram registrados desacordos apenas no período chuvoso de dezembro/2015 a março/2016. Observou-se que desde a estação mineira RD059 (Resplendor) até a foz do Rio Doce (Linhares 3), as discrepâncias foram menos intensificadas em relação aos valores obtidos a montante.

6.2.1.30 pH in loco

Na região de Minas Gerais, no período de novembro/2015, os valores de pH no rio Doce tenderam a se elevar em relação à linha-base, o que pode ser constatado através do APÊNDICE C e do APÊNDICE D, sendo que tal elevação foi observada especialmente para as estações de monitoramento situadas mais a montante. O rejeito proveniente da ruptura da barragem de Fundão tem característica mais alcalina, o que pode ter influenciado na elevação dos valores de pH.

De modo geral, nos períodos subsequentes observaram-se valores mais baixos nos períodos chuvosos e valores mais elevados nos períodos secos (APÊNDICE C).

Nos períodos secos, inclusive, foram registrados valores superiores aos máximos históricos. No último período seco analisado, julho/2017 a setembro/2017, tal alteração foi constatada nos rios Gualaxo do Norte, do Carmo, Piranga e nas estações RD072 à RD035 e RD053 no rio Doce. De acordo com o APÊNDICE G, os resultados de duas estações fluviométricas do rio Doce indicaram que entre as campanhas de julho/2017 e setembro/2017 ocorreram vazões de ordem mais baixa, considerando o histórico de campanhas realizadas pelo IGAM (1998 a 2017), o que pode ter contribuído para tais resultados.

Nos períodos chuvosos (novembro/2015, dezembro/2015 a março/2016 e outubro/2016 a março/2017), chegaram a ser registrados alguns valores inferiores ao limite mínimo legislado de modo mais pontual, sendo que para o pH, de acordo com resolução CONAMA nº 357/2005, os valores devem estar entre 6 e 9.

De modo geral, a maior parte dos valores de pH estiveram dentro da variação histórica.

6.2.1.31 Potássio dissolvido

Após o rompimento da barragem de Fundão, o IGAM monitorou as concentrações de potássio dissolvido na bacia do rio Doce entre dezembro/2015 e setembro/2017. Contudo, durante esse período, a referida variável foi avaliada de modo menos frequentemente, resultando em um limitado número de observações (APÊNDICE B).

Concentrações mais elevadas, no período pós-desastre, foram registradas principalmente entre dezembro/2015 e março/2016, sendo superiores ou tendendo aos valores máximos da linha-base ao longo das estações de monitoramento (APÊNDICE C). Entre abril/2016 e março/2017, houve redução dos valores, mas ainda se mantiveram elevados em relação à linha-base. No último período com dados disponíveis, julho/2017 a setembro/2017, as concentrações se mostraram de acordo com o padrão histórico, apresentando o mesmo padrão espacial da linha-base, inclusive: valores que se elevam de montante para jusante.

Nos afluentes mineiros, a tendência de elevação no período de dezembro/2015 a março/2016 foi mantida. Nos períodos subsequentes, os valores decresceram, estando mais próximos aos valores históricos.

No estado do Espírito Santo, não houve monitoramento do referido parâmetro.

6.2.1.32 Sódio dissolvido

Após o rompimento da barragem de Fundão, o IGAM monitorou as concentrações de sódio dissolvido na bacia do rio Doce entre dezembro/2015 e setembro/2017. Contudo, durante esse período, a referida variável foi avaliada menos frequentemente, resultando em um limitado número de observações (APÊNDICE B).

De acordo com os gráficos de *box plot* da série histórica (APÊNDICE C), concentrações mais elevadas de sódio dissolvido geralmente ocorriam na estação seca (abril a setembro). Após o desastre, esta condição também foi observada, de um modo geral. Espacialmente, no rio Doce, as concentrações de sódio historicamente aumentavam a partir da estação RD033 (Belo Oriente), sendo que as campanhas pós-desastre indicaram a continuidade nesse padrão.

Valores superiores aos máximos históricos ocorreram principalmente entre abril/2016 e setembro/2016. Nos primeiros meses monitorados após o desastre, dezembro/2015 a março/2016, as concentrações de sódio dissolvido no rio Doce se mostraram mais elevadas em relação à linha-base até a estação RD035, próxima à Ipatinga, mas inferiores às registradas entre abril/2016 e setembro/2016.

Os afluentes do rio Doce seguiram a mesma tendência. Os maiores valores registrados ocorreram no período seco de abril/2016 a setembro/2016. No período de julho/2017 a setembro/2017 os resultados estiveram mais próximos das medianas históricas.

Esta variável não foi monitorada no Espírito Santo.

6.2.1.33 Sólidos totais

No estado de Minas Gerais, após o rompimento da barragem, concentrações mais elevadas de sólidos totais no rio Doce foram registradas principalmente no período compreendido entre novembro/2015 e março/2016, ultrapassando os valores máximos históricos em toda a extensão do rio Doce (APÊNDICE E).

Com o passar do tempo, observou-se uma propensão à redução de valores. Contudo, com o retorno das estações chuvosas, os valores tenderam a se elevar assim como ocorria antes do desastre (APÊNDICE C). Na última estação chuvosa avaliada, outubro/2017 a dezembro/2017, que contou com três campanhas de monitoramento, foram observadas concentrações elevadas especialmente em dezembro/2017, que superaram os máximos históricos na maioria das estações de monitoramento do rio Doce.

Nos rios Gualaxo do Norte, do Carmo e Piranga, que foram afetados pela lama de rejeitos, para o último período estudado também foram observadas concentrações mais elevadas, superando ou tendendo aos máximos históricos, com exceção da estação RD011 (Gualaxo do Norte), que não possui histórico (APÊNDICE C).

Nos demais afluentes do estado de Minas Gerais, observou-se tendência de aumento das concentrações de sólidos totais no período chuvoso, com valores próximos aos máximos da linha-base. Para o período seco, os valores registrados no pós-desastre encontraram-se próximos às medianas históricas. Contudo, não foram observadas nesses afluentes alterações claras como para as demais estações. Além disso, cabe ressaltar a reduzida quantidade de dados para as estações de monitoramento em afluentes.

No estado do Espírito Santo, existem dados de linha-base para algumas estações (Colatina 1, 2 e 4; Linhares 1 e 2). As estações monitoradas após o desastre (Colatina 1 e 3; Linhares 1 e 3) apresentaram, de maneira geral, valores baixos de sólidos totais, exceto as duas estações de Linhares que, para Linhares 1 apresentou valores superiores a 6.000 mg/L em uma das campanhas e Linhares 3 que apresentou resultados variando de 650 a 2.674 mg/L, o que pode ter ocorrido em virtude da proximidade com o ambiente marinho. Vale ressaltar que todas as amostras coletadas estão concentradas no período de abril/2016 a agosto/2016.

Destaca-se que não existe limite para sólidos totais na Resolução CONAMA nº 357/2005, de modo que não foram calculados percentuais de não conformidade.

6.2.1.34 Sólidos dissolvidos totais

Antes do desastre, em nenhum momento foram registradas não conformidades com o limite da resolução CONAMA nº 357/2005 para rios de classe 2 (500 mg/L) nas estações de monitoramento do IGAM (APÊNDICE F).

Contudo, no período imediatamente após o rompimento em novembro/2015, foram registrados alguns desacordos a partir da estação RD033 (Belo Oriente), com valores chegando a 2.110 mg/L na estação RD058 (Conselheiro Pena) (APÊNDICE E), ultrapassando em mais de 4 vezes o disposto na legislação (APÊNDICE F).

Ainda, foram registrados valores que ultrapassaram os máximos históricos em todos os períodos pós-desastre de característica chuvosa (APÊNDICE C), inclusive entre outubro/2017 e dezembro/2017, com a ocorrência de uma não conformidade na estação RD044 (Governador Valadares). No último período de característica seca, julho/2017 a setembro/2017, também se registraram valores superiores aos máximos históricos.

Para os afluentes, observou-se tendência de aumento nas concentrações desta variável no período chuvoso, com valores próximos aos máximos históricos. Para os rios do Carmo e Piranga, que possuem linha-base e foram afetados pela lama de rejeitos, no último período chuvoso, ainda foram constatadas concentrações superiores aos máximos históricos.

Para o estado do Espírito Santo, os valores de sólidos dissolvidos tenderam a aumentar tanto em concentração quanto em desacordos quanto mais próximo a foz do rio Doce (APÊNDICE C), o que pode ser explicado pela proximidade com o ambiente marinho.

6.2.1.35 Sólidos suspensos totais

No tocante aos dados do IGAM, para os períodos abrangidos entre os meses de novembro/2015 e março/2017, foi possível calcular suas respectivas medianas (APÊNDICE D). Nesse contexto, para a maioria das estações de monitoramento observaram-se valores de medianas superiores às medianas históricas, indicando possíveis alterações.

Entre julho/2017 e setembro/2017, período com poucas observações, as concentrações se apresentaram dentro da variação histórica para a maioria das estações, sendo que valores mais elevados foram observados principalmente nas estações próximas à UHE Risoleta Neves (RD019 e RD023).

Entretanto, quando avaliado o último período com dados (outubro/2017 a dezembro/2017), observaram-se valores que ultrapassaram os dados da série histórica (APÊNDICE C).

Quando avaliados os desacordos em relação ao limite legislado (APÊNDICE F), notou-se para o último período avaliado ainda a existência de valores mais de quatro vezes superiores ao limite. Antes do desastre a frequência de ocorrência de valores nessa ordem de magnitude era baixa. Ressalta-se que não existe limite de sólidos suspensos totais na resolução CONAMA nº 357/2005, mas a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01/2008 estabelece um valor de 100 mg/L para rios de classe 2.

Em relação aos afluentes, no pós-desastre, valores mais elevados ocorreram nos períodos chuvosos de dezembro/2015 a março/2016 e outubro/2016 a março/2017. Nos rios Gualaxo do Norte, do Carmo e Piranga, afetados diretamente pela passagem da lama de rejeitos, as concentrações mostraram-se mais elevadas, mesmo para o último período avaliado, em especial no mês de dezembro/2017, tendendo aos máximos históricos. Convém relembrar que a estação no rio Gualaxo do Norte só foi implementada após o desastre e não possui dados históricos.

No estado do Espírito Santo, não existem dados de linha-base para a variável sólidos suspensos totais. Após o desastre, a referida variável foi monitorada entre abril/2016 e agosto/2016, com valores de 10 mg/L em todas as estações monitoradas neste estado, para as quatro campanhas realizadas (APÊNDICE C).

6.2.1.36 Sulfato total

Após o desastre, o sulfato total teve seu monitoramento iniciado em dezembro/2015, de modo que não possui dados relativos ao mês do desastre. Além disso, a referida variável foi monitorada de modo menos frequente, de modo que resultou em um número mais baixo de observações.

De modo geral, valores mais elevados foram observados nos períodos secos (abril/2016 a setembro/2016 e julho/2017 a setembro/2017), a partir da estação RD033 (Belo Oriente), tendendo aos valores máximos da série histórica (APÊNDICE C). Essa tendência de valores mais elevados na estação seca a partir da estação RD033 já havia sido registrada na linha-base.

Nos afluentes, ocorreram aumentos pontuais em relação à linha-base nas estações RD034 (rio Piracicaba), RD089 (rio Suaçuí Grande) e RD057 (rio Caratinga).

Apesar da elevação de valores, não foram registrados desacordos com o limite legislado, 250 de mg/L, nas estações mineiras avaliadas (APÊNDICE F). Destaca-se que houve mudança no limite de quantificação de método no ano de 2011, passando de 1 mg/L para 5 mg/L.

No Espírito Santo, na estação Linhares 3 (foz do rio Doce), ocorreram valores elevados nos períodos de novembro/2015 e de dezembro/2015 a março/2016, alcançando o máximo de 470 mg/L, o que pode estar relacionado com a proximidade do ambiente marinho. Nas demais estações do IEMA, os valores permaneceram na mesma faixa que ocorreram no estado de Minas Gerais.

O limitado número de observações não permitiu conclusões mais precisas acerca da variação temporal e espacial da referida variável. Contudo, não se observaram alterações de grande magnitude como observado mais claramente para outras variáveis.

6.2.1.37 Turbidez

No período pós-desastre, os valores mais elevados de turbidez foram registrados entre novembro/2015 e março/2016 (APÊNDICE C). Em novembro/2015, a mediana chegou a ser mais de 400 vezes superior àquela da linha-base na estação RD072, a montante da UHE Risoleta Neves (APÊNDICE D). Ainda na estação RD083, a montante da UHE Baguari, a mediana da turbidez chegou a ser mais de 200 vezes superior àquela da linha-base.

Entre abril/2016 e setembro/2016, observou-se redução nos valores de turbidez em relação aos períodos pós-desastre anteriores. Contudo, no período subsequente, outubro/2016 a março/2017, com o retorno da estação chuvosa, os valores de turbidez voltaram a se elevar, com a ocorrência de valores superiores aos da linha-base.

Entre julho/2017 e setembro/2017, a turbidez foi monitorada mensalmente, de modo que para o referido período houve um número reduzido de observações. Até a estação RD083, a maioria das observações de turbidez mantiveram-se acima da mediana histórica, sendo que nas estações RD019 (a jusante da UHE Risoleta Neves) e RD023 (no Parque Estadual do Rio Doce), foram registrados os valores mais elevados. A partir do município de Governador Valadares, registraram-se valores mais baixos e típicos da linha-base.

No último período chuvoso avaliado (outubro/2017 a dezembro/2017), em especial para o mês de dezembro/2017, foram observados valores de turbidez superiores aos máximos do período pré-desastre em praticamente todas as estações monitoradas pelo IGAM no rio Doce.

Entre os afluentes, valores mais elevados foram registrados nos meses consecutivos ao desastre. Na última estação chuvosa (outubro/2017 a dezembro/2017), valores tendendo aos máximos históricos ou ainda superando esses foram observados nas estações dos rios Gualaxo do Norte, do Carmo e Piranga, corpos hídricos esses que, em alguma extensão, foram diretamente afetados pela lama de rejeitos.

Em relação ao atendimento do limite da resolução CONAMA nº 357/2005 para rios de Classe 2 de 100 UNT (APÊNDICE F), nos primeiros meses após o desastre, a maioria dos valores de turbidez estiveram no mínimo 4 vezes acima do valor máximo disposto na referida resolução. Nos meses subsequentes, abril/2016 a setembro/2016, foram observados valores condizentes com o limite legislado a partir de Governador Valadares, todavia, após esse período, com o retorno da estação chuvosa (outubro/2016 a março/2017), novamente foram registrados valores de turbidez em não conformidade. No período de julho/2017 a setembro/2017, após o município de Santana do Paraíso (RD035) os valores apresentaram-se de acordo com a resolução. No último período monitorado pelo IGAM, de outubro/2017 a dezembro/2017, ocorreram desacordos superiores a 4 vezes o limite em todas as estações. Vale lembrar, no entanto, que o número de observações para os dois últimos períodos foi reduzido.

No estado do Espírito Santo, o IEMA monitorou a turbidez até agosto/2016. Valores mais elevados e em desacordo com a resolução CONAMA nº 357/2005 foram observados de novembro/2015 a março/2016. Entre abril/2016 e agosto/2016, os valores apresentaram-se mais semelhantes aqueles de linha-base, com um menor número de desacordos com o limite legislado. Visto que o monitoramento se deu até agosto/2016, não foi possível avaliar a influência do retorno da estação chuvosa no estado capixaba.

6.2.1.38 Zinco total

O monitoramento do zinco total pelo IGAM na fase pós-desastre se deu entre dezembro/2015 e dezembro/2017.

Em relação à condição pré-desastre, concentrações mais elevadas da referida variável foram registradas principalmente nos períodos chuvosos (dezembro/2015 a março/2016 e outubro/2016 a março/2017), com a ocorrência inclusive de desacordos com o limite da classe 2 da resolução CONAMA nº 357/2005 de 0,18 mg/L (APÊNDICE C e APÊNDICE F).

No período seco de abril/2016 a setembro/2016, as concentrações de zinco total foram menores, no entanto, permaneceram superiores às medianas históricas (APÊNDICE C). De julho/2017 a setembro/2017, de modo geral, ocorreram as concentrações mais baixas do período pós-desastre, as quais se aproximaram da mediana histórica, não ocorrendo mais desacordos. Entre outubro/2017 a dezembro/2017, ocorreu aumento das concentrações de zinco provavelmente em decorrência do período chuvoso, porém nenhum valor superou os máximos históricos nem o limite da legislação, estando dentro da variação encontrada na linha-base.

Nos afluentes, valores superiores aos máximos históricos foram registrados somente no rio do Carmo (RD071), sendo que se registrou um desacordo com o limite legislado entre outubro/2016 e março/2017. No último período com dados (outubro/2017 a dezembro/2017), a concentração de zinco no rio do Carmo tendeu ao limite de quantificação do método.

Na região do Espírito Santo, o zinco total foi avaliado entre dezembro/2015 e setembro/2016. Em relação ao período pré-desastre (APÊNDICE C), observou-se elevação nas concentrações de zinco total entre dezembro/2015 e março/2016, com a ocorrência de desacordos com o limite legislado (APÊNDICE F). Na estação Colatina 3, constatou-se desacordo superior a 4 vezes o limite da legislação. No último período monitorado pelo IEMA, abril/2016 a agosto/2016, as concentrações diminuíram e não houve desacordos com o limite da resolução CONAMA 357/2005. Conforme mencionado anteriormente, não houve monitoramento no período chuvoso subsequente, de modo que não foi possível avaliar sua influência.

6.2.2 ANÁLISE ESTATÍSTICA MULTIVARIADA

Inicialmente, o conjunto de dados resultante do critério adotado (variáveis com no mínimo 10 observações por período e estação) continha 17 variáveis de qualidade de água: alumínio dissolvido, arsênio total, cádmio total, chumbo total, cobre dissolvido, cromo total, ferro dissolvido, manganês total, mercúrio total, níquel total, oxigênio dissolvido, pH *in loco*, condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais, sólidos em suspensão totais, sólidos totais e turbidez.

Após a análise da variação das variáveis, foram removidas as variáveis cádmio total, cobre dissolvido, cromo total, mercúrio total, visto que as medianas das variáveis considerando os diferentes períodos e estações se mantiveram constantes, ou seja, com variância zero, impedindo o cálculo das correlações entre essas variáveis e as demais.

Assim, foi dada continuidade à análise considerando 13 variáveis de qualidade de água. Foram realizados os testes de Bartlett e Kaiser-Meyer-Olkin para o referido conjunto, sendo os resultados obtidos:

Tabela 40 – Teste de esfericidade de Bartlett para as 13 variáveis.

X^2	p-valor	Graus de liberdade
1752,04	0	78

Tabela 41 – Medida de adequacidade de Kaiser-Meyer-Olkin (MSA) para as 13 variáveis.

MSA	0,85

Como p-valor resultou inferior a 0,05 e o valor de MSA esteve entre 0,5 e 1,0, a aplicação da análise fatorial mostrou-se adequada ao conjunto de dados.

Dada a continuidade da análise, quando da estimação das comunalidades, houve ainda a indicação da remoção da variável pH, visto que esta apresentou comunalidade de 0,16, ou seja, inferior ao critério adotado de “0,7”. Inclusive, a referida variável foi a que apresentou menor MSA individual (0,65).

Assim, a análise fatorial prosseguiu com 12 variáveis, a saber: alumínio dissolvido, arsênio total, chumbo total, ferro dissolvido, manganês total, níquel total, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais, sólidos em suspensão totais, sólidos totais e turbidez. O número de estações de monitoramento e períodos avaliados não foi alterado.

Os testes de Bartlett e Kaiser-Meyer-Olkin foram realizados novamente, sendo os resultados obtidos:

Tabela 42 – Teste de esfericidade de Bartlett para as 12 variáveis.

X^2	p-valor	Graus de liberdade
1720,345	0	66

Tabela 43 – Medida de adequacidade de Kaiser-Meyer-Olkin (MSA) para as 12 variáveis.

MSA	0,85

As novas comunalidades para o conjunto de 12 variáveis encontram-se listadas na Tabela 44.

Tabela 44 – Comunalidades para as 12 variáveis.

Variáveis	Comunalidades
Alumínio dissolvido	0,87
Arsênio total	0,80
Chumbo total	0,90
Condutividade elétrica *in loco*	0,76
Ferro dissolvido	0,87
Manganês total	0,98
Níquel total	0,81
Oxigênio dissolvido	0,54
Sólidos dissolvidos totais	0,92
Sólidos em suspensão totais	0,93
Sólidos totais	0,93
Turbidez	0,96

Convém destacar que o conjunto não apresentou normalidade multivariada, o que não impede a realização da análise fatorial pelo método das componentes principais, mas pode comprometer os resultados do teste de esfericidade de Bartlett, o qual pressupõe normalidade. De qualquer modo, ambos os resultados dos testes indicaram que o conjunto de dados se mostrou adequado à estrutura fatorial. Além disso, a própria matriz de correlação do conjunto de dados evidenciou correlações fortes entre as variáveis (Figura 188), sendo uma prévia dos resultados aguardados para a análise fatorial.

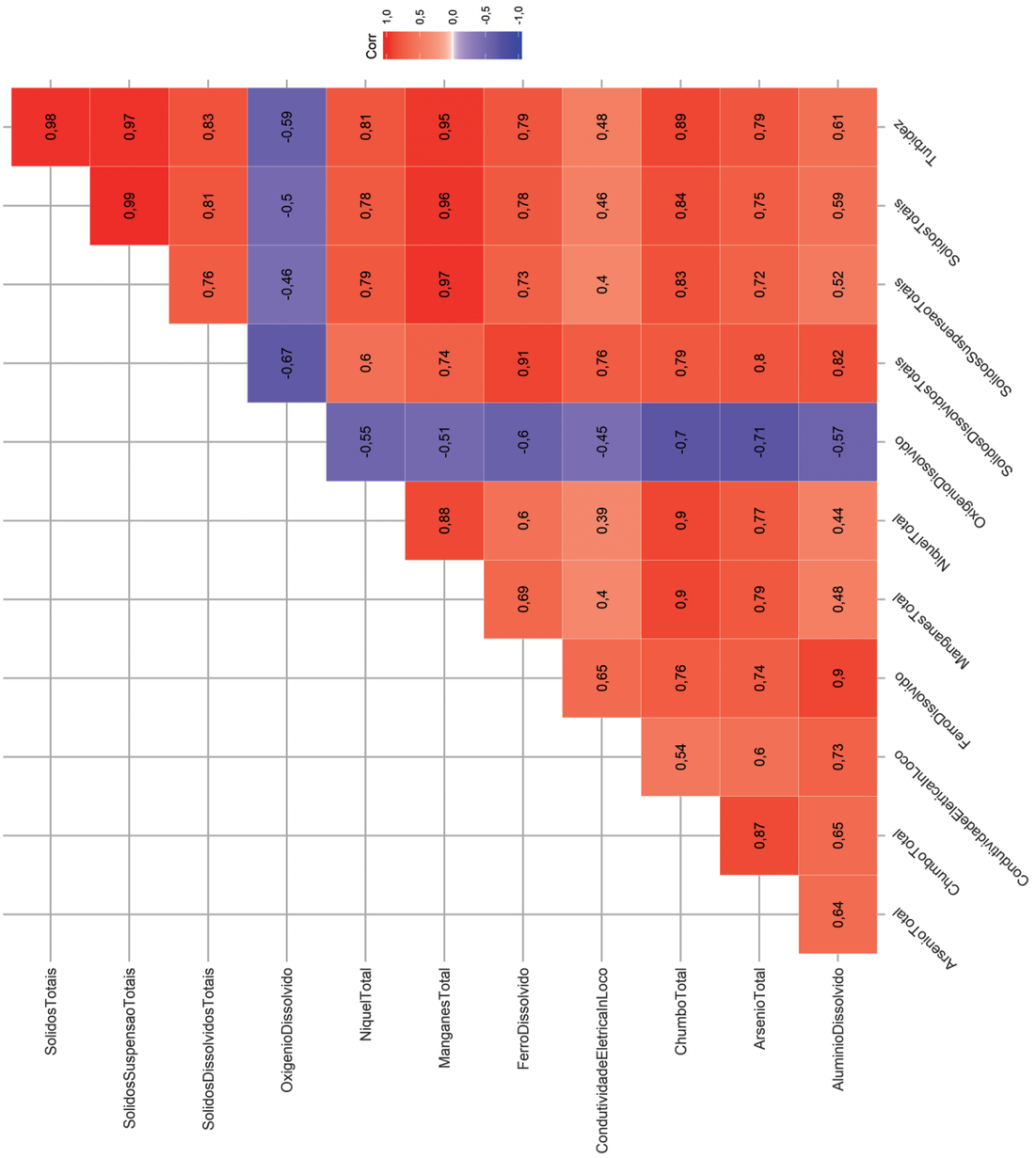


Figura 188 – Matriz de correlação entre as variáveis de qualidade de água avaliadas.

A estimação dos fatores foi determinada pelo critério de Kaiser, sendo que resultaram dois fatores (Tabela 45). Em conjunto os dois fatores explicaram 86% da variância da amostra, sendo 50% da variância devida ao fator 1. A Tabela 46 apresenta o agrupamento das variáveis dentro de cada um dos fatores. Pesos superiores a |0,7| foram destacados em vermelho.

Tabela 45 – – Peso das variáveis nos fatores.

Variáveis	Fator 1	Fator 2
Alumínio dissolvido	0,3	0,9
Arsênio total	0,7	0,6
Chumbo total	0,8	0,5
Condutividade elétrica *in loco*	0,1	0,9
Ferro dissolvido	0,5	0,8
Manganês total	1,0	0,3
Níquel total	0,9	0,3
Oxigênio dissolvido	-0,4	-0,6
Sólidos dissolvidos totais	0,5	0,8
Sólidos em suspensão totais	0,9	0,3
Sólidos totais	0,9	0,4
Turbidez	0,9	0,4
Variância total explicada	50%	36%
Variância total acumulada	50%	86%

No fator 1 ficaram agrupadas as variáveis: arsênio total, chumbo total, manganês total, níquel total, sólidos em suspensão totais, sólidos totais e turbidez. Enquanto que no fator 2, ficaram agrupadas as variáveis: alumínio dissolvido, ferro dissolvido, sólidos dissolvidos totais, condutividade elétrica, e por ter peso mais elevado nesse fator e com peso próximo de |0,7|, acrescentou-se também o oxigênio dissolvido.

Assim, no fator 1 ficaram relacionados os metais e semimetais totais e variáveis relacionadas à presença de sólidos na água. A turbidez, inclusive, é fortemente dependente das concentrações de sólidos em suspensão totais.

No fator 2, relacionaram-se os metais dissolvidos, os sólidos na água mas em sua fração dissolvida, condutividade elétrica (intimamente ligada aos sólidos dissolvidos totais) e o oxigênio dissolvido. Concentrações mais baixas de oxigênio dissolvido favorecem a dissolução de metais na água, enquanto que concentrações mais elevadas propiciam a precipitação dos metais, o que pode explicar a relação inversa (sinal negativo do peso da referida variável) em relação aos metais.

A Figura 189 apresenta os escores obtidos para os fatores 1 e 2 para cada uma das observações individuais, no caso os diferentes períodos e estações de monitoramento.

Os períodos T0-Sc e T0-Ch referem-se às condições anteriores ao rompimento (linha-base), com distinção do período seco e chuvoso, respectivamente. O tempo T1 é relativo ao mês de novembro/2015,

T2 ao período de dezembro/2015 a março/2016, T3 ao período de abril/2016 a setembro/2016 e T4 referente ao período de outubro/2016 a março/2017.

A partir da Figura 189, observa-se para os períodos T0-Sc e T0-Ch que antes do desastre as estações de monitoramento se apresentavam mais concentradas, com escores semelhantes entre os dois fatores. O distanciamento entre T0-Sc e T0-Ch ocorreu provavelmente em virtude da influência do período chuvoso sobre a qualidade da água, de acordo com o relatório de linha-base a qualidade da água na região em estudo apresenta maior degradação na estação chuvosa.

Com o desastre, no período T1, houve um distanciamento das condições de linha-base e a aglomeração das estações de monitoramento em dois grupos. No grupo à direita ficaram agrupadas as estações do rio Doce localizadas até a UHE Baguari (RD072 a RD083) e no segundo grupo agregaram-se as estações a jusante da UHE Baguari até a divisa com o estado do Espírito Santo. As estações do primeiro grupo (até a UHE Baguari) apresentaram escores mais elevados no fator 1, composto pelos metais totais, sólidos totais, sólidos suspensos totais e turbidez. Já as estações a jusante da UHE Baguari apresentaram escores mais elevados no fator 2, composto pelos metais dissolvidos, sólidos dissolvidos totais e condutividade elétrica.

Para o período T2, observou-se uma tendência de aproximação aos períodos de linha-base (T0-Sc e T0-Ch), contudo, as estações de monitoramento ainda se apresentaram aglomeradas em dois grupos. Para o referido período, contudo, a estação RD083 (próxima à barragem da UHE Baguari) agrupou-se com as estações a sua jusante. As estações RD072 até RD033 (trecho do rio Doce entre os municípios de Rio Doce e Belo Oriente) apresentaram maior escore no fator 1.

No período T3, as estações de monitoramento apresentaram-se ainda mais próximas das condições de linha-base. No período T4, de característica chuvosa, contudo houve um novo afastamento em relação à condição anterior ao rompimento, mas aproximação entre as estações.

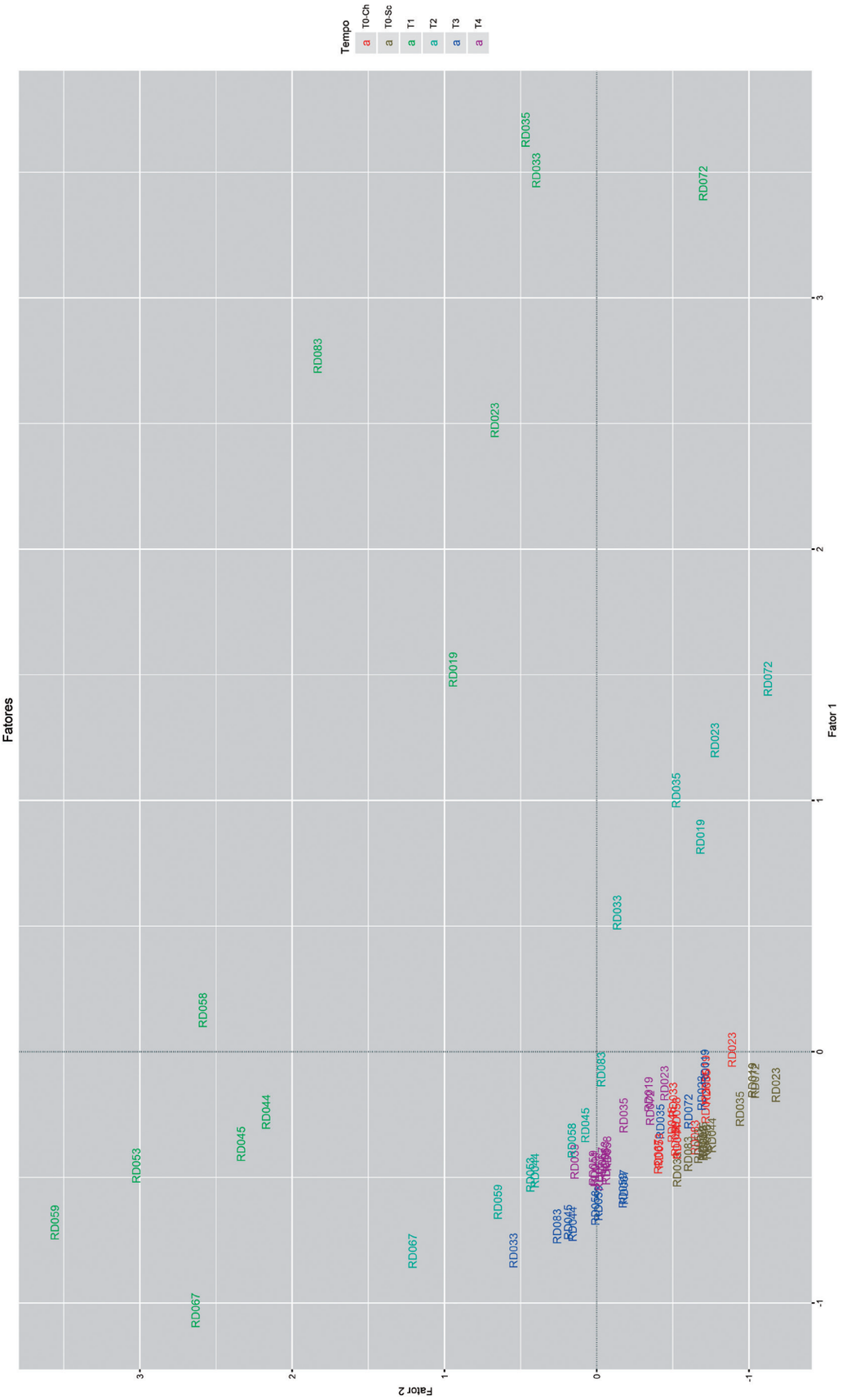


Figura 189 – Escores dos fatores 1 e 2.

6.3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com o rompimento da barragem de Fundão, os órgãos ambientais IGAM/MG e IEMA/ES intensificaram ou até mesmo retomaram o monitoramento do rio Doce a partir da avaliação de um conjunto de diversos parâmetros de qualidade de água.

No mês de novembro/2015, após a data da tragédia, foram registradas alterações na qualidade da água do rio Doce em relação à condição de linha-base para todas as variáveis avaliadas naquele mês: oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica, alumínio dissolvido, arsênio total, cádmio total, chumbo total, cobre dissolvido, cromo total, ferro dissolvido, manganês total, mercúrio total, níquel total, sólidos dissolvidos totais, sólidos suspensos totais, sólidos totais e turbidez (ressalta-se que algumas variáveis só tiveram seu monitoramento iniciado em dezembro/2015).

Para algumas variáveis as alterações apresentaram maior magnitude. Para a turbidez, por exemplo, tomando-se como medida estatística a mediana, registrou-se valor mais de 400 vezes superior ao histórico. Ainda na estação RD083, a montante da UHE Baguari, a mediana da turbidez chegou a ser mais de 200 vezes superior àquela da linha-base.

No tocante às concentrações de oxigênio dissolvido, no mês do desastre, foram registradas condições de hipóxia (baixa oxigenação da água), especialmente entre as estações RD072 (a montante da UHE Risoleta Neves) e RD059 (município de Resplendor), com concentrações entre 0,5 e 1,4 mg/L.

Em relação aos metais, alterações mais expressivas foram observadas para o manganês total, ferro dissolvido e alumínio dissolvido. No tocante aos compostos mais tóxicos, concentrações de chumbo total mais de 100 vezes superior ao limite da resolução CONAMA nº 357/2005 (≤ 0,01 mg/L) foram registradas nas estações RD035 (no município de Santana do Paraíso) e RD033 (entre os municípios de Belo Oriente e Bugre). Ainda, registrou-se concentração de arsênio de 0,1080 mg/L na estação RD033 (entre os municípios de Belo Oriente e Bugre), quando o limite legislado é de 0,01 mg/L. Para o níquel total, a concentração máxima registrada no rio Doce em novembro/2015 chegou a 2,28 mg/L, sendo que o máximo histórico era de 0,028 mg/L e o limite legislado de 0,025 mg/L. Para o mercúrio total, observaram-se concentrações acima do limite legislado (≤ 0,2 µg/L) no rio Doce em novembro/2015, mas no mês de dezembro/2015 foi quando se registrou o máximo pós-desastre (0,889 µg/L), o qual ocorreu na estação RD011, no rio Gualaxo do Norte, estação essa mais próxima da barragem de Fundão.

Passado o momento inicial do desastre, a tendência geral entre as variáveis de qualidade de água avaliadas foi a de uma trajetória gradual no sentido da linha-base. Com o retorno das estações chuvosas, contudo, assim como já se observava antes do desastre, as águas tornavam-se mais degradadas, mas não da ordem observada quando do rompimento da barragem.

Todavia, no último período pós-desastre avaliado, em especial no mês de dezembro/2017, observaram-se valores superiores aos máximos históricos (pré-desastre) para as seguintes variáveis: alumínio dissolvido, arsênio total, chumbo total, cobre dissolvido, cromo total, ferro dissolvido, manganês total, níquel total, sólidos dissolvidos totais, sólidos suspensos totais, sólidos totais, turbidez, demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, coliformes termotolerantes, fósforo total, nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico. Cabe destacar ainda que uma parcela desses valores superiores aos máximos históricos resultou em não conformidades perante os limites dispostos pela resolução CONAMA nº 357/2005.

A ocorrência desses valores mais elevados reacendeu o sinal de alerta sobre a permanência do desastre. Além disso, a presença na lista supracitada de variáveis com relação menos intrínseca com o desastre (por exemplo coliformes termotolerantes), haja vista a natureza do rejeito, também indicou a necessidade de complementação dos estudos no tocante às questões de quantidade de água (pluviosidade, vazão, nível). Pois além da influência do desastre, há de se considerar também aquela proveniente dos eventos hidrológicos e da ressuspensão de sedimentos.

Desse modo, entre as próximas atividades a serem realizadas no contexto do diagnóstico de alteração na qualidade da água está o cálculo de cargas poluentes, visto que a partir das cargas é possível relacionar tanto os aspectos qualitativos quanto quantitativos da água. Adicionalmente, convém destacar a importância de se manterem programas de monitoramento que avaliem tanto a qualidade como a quantidade da água.

De modo geral, não houve um padrão observável e comum entre as variáveis avaliadas de condições de qualidade de água mais degradadas a montante em detrimento da jusante. Isso porque além da influência do desastre, há contribuições externas como aquelas provenientes de fontes pontuais e difusas, da própria geologia da região, além da ressuspensão dos sedimentos de fundo. Contudo, nos meses inicias após o desastre, alterações foram observadas até o estado do Espírito Santo, como por exemplo para as variáveis alumínio dissolvido, arsênio total, chumbo total, cor verdadeira, cromo total, demanda química de oxigênio, ferro dissolvido, fósforo total, manganês total, oxigênio dissolvido e turbidez.

Destacam-se também os resultados relativos à estação RD083, a montante da barragem da UHE Baguari, para a qual em novembro/2015 mais de 50% das observações de oxigênio dissolvido resultaram em não conformidades. Tomando-se como base a mediana, alterações de maior magnitude na estação RD083 em relação às demais estações também foram observadas para as variáveis arsênio total, chumbo total, manganês total e níquel total. A estação RD083 está localizada logo a montante da represa de Baguari, uma barreira física do rio Doce, que altera as características naturais do fluxo do corpo hídrico, reduzindo sua velocidade, o que pode ter contribuído para tais resultados. Adicionalmente, os resultados da análise multivariada indicaram para o mês de novembro/2015 a ocorrência de dois grupos principais: um formado pelas estações de qualidade de água do rio Doce até a UHE Baguari e o outro formado pelas estações a jusante da referida usina, sendo o primeiro grupo caracterizado pelas variáveis relacionadas aos sólidos totais e metais totais e o segundo pelas variáveis relacionadas aos sólidos dissolvidos e metais dissolvidos. Desse modo, as estações a jusante da UHE Baguari foram caracterizadas pelas variáveis de qualidade de água de fração dissolvida.

No que diz respeito aos afluentes e formadores do rio Doce, alterações na qualidade da água foram mais destacadas nas estações dos rios Gualaxo do Norte (RD011), do Carmo (RD071) e Piranga (RD013), que foram afetados pela lama de rejeitos. Para os demais afluentes monitorados pelo IGAM, não se observou um padrão que poderia revelar uma relação mais intrínseca com o desastre, o que pode ser justificado pelo menor número de observações, bem como à particularidade de cada um dos afluentes, das tipologias do uso do solo que ocorrem em seu entorno e da distância das estações até o rio Doce. Além disso, a maioria dos afluentes não foram monitorados em novembro/2015, de modo que não se pode avaliar a influência inicial do desastre.

Ainda no tocante à avaliação das variáveis físico-químicas e bacteriológicas, a ocorrência de metais pesados em valores que superaram os máximos históricos ou, ainda, resultaram em não conformidades, mesmo 2 anos após o desastre, sugerem a necessidade da continuidade do monitoramento da qualidade da água, se possível relacionado aos aspectos quantitativos. Alguns metais devido à sua toxicidade, alta persistência e capacidade de bioacumulação na cadeia alimentar constituem um grupo crítico de poluentes aquáticos, merecendo atenção especial. Em dezembro/2017, também se constataram valores elevados de turbidez e sólidos em relação ao referencial histórico. Valores elevados de turbidez podem comprometer o tratamento da água para o abastecimento público, tornando o mesmo mais difícil e oneroso, e em casos extremos, inviabilizar o fornecimento de água. Além disso, águas turvas e com alta concentração de sólidos também provocam danos aos ecossistemas aquáticos, com consequências negativas para diversos usos dos recursos hídricos, tais como a irrigação, pesca, recreação e navegação (ANA, 2016). Concentrações elevadas de ferro e manganês, assim como as verificadas em dezembro/2017, podem comprometer os usos da água para o abastecimento doméstico e industrial. Quando o tratamento não é suficiente para a remoção desses contaminantes, a água pode apresentar alterações relacionadas ao sabor, cor e odor. O excesso de ferro e manganês na água distribuída pode trazer prejuízos para determinados processos industriais, manchar roupas e utensílios domésticos, causar depósitos e incrustações nos sistemas de distribuição e favorecer o aparecimento de bactérias ferruginosas (ANA, 2016).

6.4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALABURDA, J., NISHIHARA, L. **Revista de saúde pública**. Presença de compostos de nitrogênio em águas de poços. Volume 32, nº 2. Universidade de São Paulo, São Paulo, 1998.

ANA – Agência Nacional de Águas. **Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil - Informe 2015. Encarte Especial sobre a Bacia do Rio Doce - Rompimento da barragem em Mariana/MG.** Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos – SPR. Brasília, 2016. 49 pg. Disponível em http://arquivos.ana.gov.br/RioDoce/EncarteRioDoce_22_03_2016v2.pdf. Acesso em 23 abr. 2018.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de Março de 2005. **Diário Oficial da União**, Poder Executivo, Brasília, DF, 18 mar. 2005, p. 58-63.

_____. Resolução nº 91, de 05 de novembro de 2008. Dispõe sobre procedimentos gerais para o enquadramento dos corpos de água superficiais e subterrâneos. **Diário Oficial da União**, Poder Executivo, Brasília, DF, 6 fev. 2008.

CPRM – COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS. **Monitoramento especial da bacia do rio Doce. Relatório 1: acompanhamento da onda de cheia. Primeira campanha de campo**. Belo Horizonte: dezembro/2015.

FRANÇA, M. S. **Análise estatística multivariada dos dados de monitoramento da qualidade de água da bacia do Alto Iguaçu: uma ferramenta para a gestão dos recursos hídricos**. 150 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, Brasil, 2009.

HAIR, J. F., BLACK, W. C., BABIN, B. J., ANDERSON, R. E., & TATHAM, R. L. **Análise multivariada de dados**. Bookman. 2009.

IGAM – Instituto Mineiro de Gestão de Águas. **Monitoramento da qualidade das águas superficiais do rio doce no estado de Minas Gerais**. **Relatório técnico: acompanhamento da qualidade das águas do rio doce após o rompimento da barragem da Samarco no distrito de Bento Rodrigues – Mariana/MG**. **01 de fevereiro de 2016**. Belo Horizonte: 2016a. Disponível em: <http://www.igam.

mg.gov.br/images/stories/2016/QUALIDADE/3Relatorio_Tecnico_Monitoramento_Rio_Doce_Rev01_02_2016.pdf> Acesso em: 16 outubro 2017.

_____. **Monitoramento da qualidade das águas superficiais do rio doce no estado de Minas Gerais**. **Relatório técnico: acompanhamento da qualidade das águas do rio doce após o rompimento da barragem da Samarco no distrito de Bento Rodrigues – Mariana/MG. Junho/2017**. Belo Horizonte: 2017. Disponível em: <http://www.igam.mg.gov.br/images/stories/2017/INFORMATIVO_RD/Relatorio_AvaliacaoQualidadeEmergencial_junho2017.pdf> Acesso em: 6 novembro 2017.

_____. Monitoramento da qualidade das águas superficiais em 2013. (Resumo executivo). Instituto Mineiro de Gestão das Águas. Belo Horizonte: IGAM, 2014.

INSTITUTOS LACTEC. **Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. Relatório de Linha-Base: Volume I – Meio Físico**. Curitiba: Institutos Lactec, 2017. 1376 p.

KAISER, H. F. A second generation little Jiffy. **Psychometrika**. Vol. 35, nº 4. University of California, Berkeley, 1970.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas: Editora Átomo, 2005. 444p.

MINGOTI, S. A. **Análise de dados através de métodos de estatística multivariada: uma abordagem aplicada.** Editora UFMG, Belo Horizonte/MG, 2005.

MURPHY, S. **General information on alkalinity**. 2018. Disponível em: http://bcn.boulder.co.us/basin/data/NEW/info/Alk.html. Acesso em: 21/03/2018.

PIVELI, R. P; KATO, M.T. **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos**. São Paulo: ABES, 2005.

7 QUALIDADE DAS ÁGUAS COSTEIRAS

No presente documento são apresentados resultados da avaliação de dados físicos, químicos e biológicos das águas do mar junto à foz do rio Doce, relativos ao período posterior ao desastre de Mariana, entre novembro de 2015 e agosto de 2017, originados pela Fundação Renova e outras instituições que atuaram no tema de qualidade das águas costeiras nas adjacências da foz do rio Doce. A apresentação de tais resultados visa subsidiar a compreensão do evento ocorrido, em termos das alterações na qualidade da água do ambiente atingido.

7.1 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS DAS ÁGUAS COSTEIRAS

7.1.1 METODOLOGIA

Para a avaliação da qualidade das águas costeiras adjacentes à foz do rio Doce após o dano causado pelo rompimento da barragem de Fundão e a chegada de rejeitos no oceano, foi necessário o cumprimento de diversas etapas metodológicas descritas nos itens a seguir.

7.1.1.1 Abrangência da região avaliada

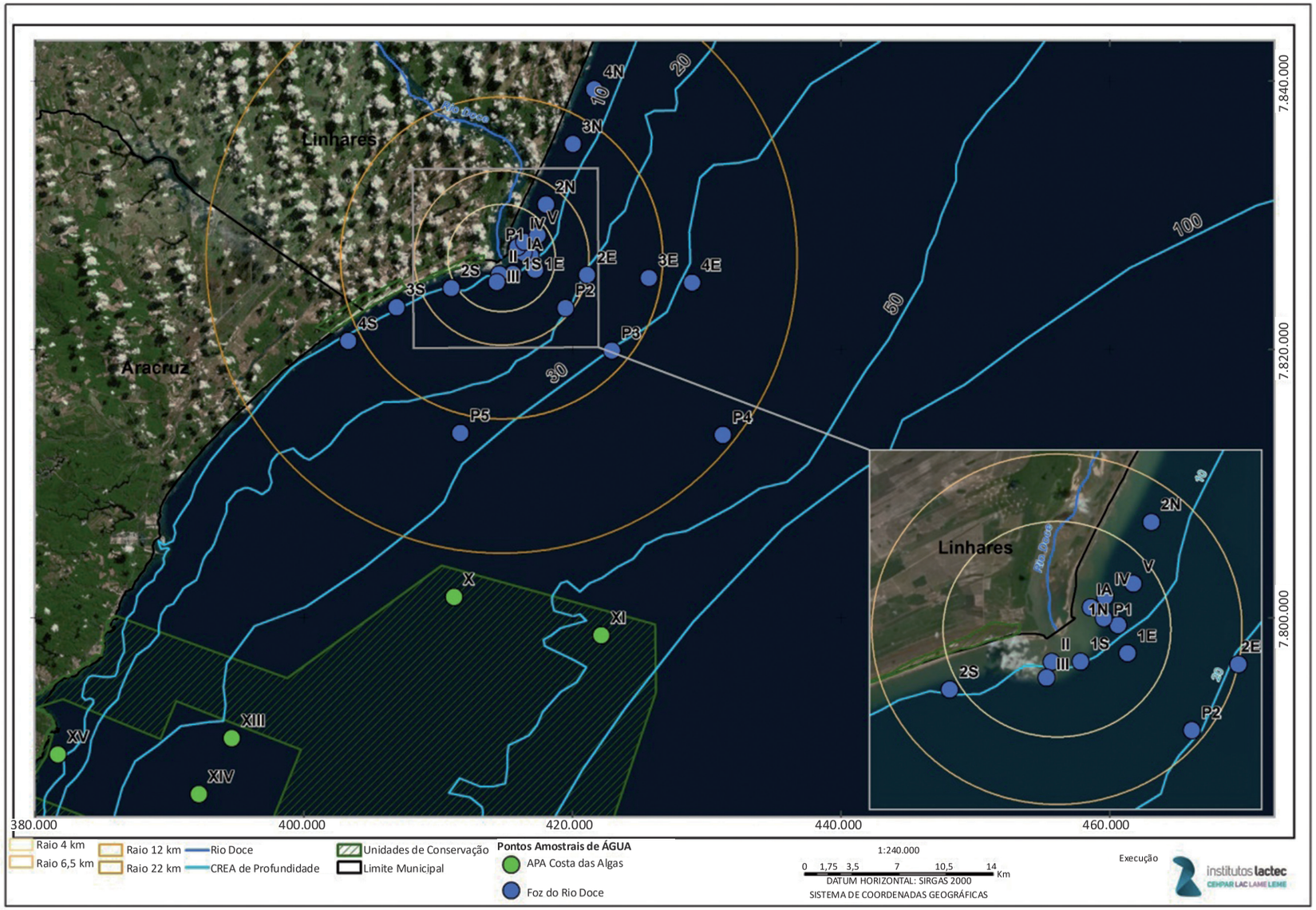
Os primeiros levantamentos de dados de qualidade da água na região costeira foram realizados em novembro de 2015 pela Universidade Federal do Espírito Santo - UFES e pela Fundação Renova. Posteriormente, outras instituições realizaram campanhas esporádicas no intuito de estudar os efeitos do desastre sobre a qualidade das águas costeiras.

Todavia, o levantamento de dados de uma maneira sistêmica e contínua foi realizado apenas pela Fundação Renova, a qual promoveu coletas de amostras diárias nos pontos amostrais propostos (variaram ao longo do tempo), resultando em um banco de dados de qualidade da água mais representativo.

Devido à discrepância na quantidade de dados coletados por outras instituições e pela Fundação Renova, optou-se neste momento por realizar a análise da qualidade das águas costeiras a partir dos dados da referida Fundação, visto que englobam todo o período coberto por este relatório, novembro de 2015 a agosto de 2017, e não apenas momentos e condições específicas.

Os dados não analisados neste relatório poderão ser analisados posteriormente, conforme a descrição a seguir. Desta maneira, o presente relatório abordará a avaliação de dados da Fundação Renova, referentes a uma cobertura de área de raio de 22 km a partir da foz do rio Doce e a região da APA Costa das Algas (Figura 190).

Figura 190 – Localização dos pontos de amostragem da Fundação Renova na zona costeira e subdivisão da área aquática adotada nos setores a serem analisados.



www.institutoslactec.org.br

Conforme pode ser visualizado na Figura 190, a região de estudo das águas costeiras localizada nas adjacências da foz do rio Doce, foi dividida em cinco áreas, cada uma representada por pontos amostrais distintos. A representatividade dos pontos amostrais para cada área é detalhada na Tabela 46.

Tabela 46 – Divisão da região costeira em áreas e pontos amostrais de qualidade da água que representam cada área

Grupo	ID do Ponto	X	Y	ZONA	DATUM
Área 1 < 4 km da foz do rio Doce	Seção Ia - ES	415911	7827650	24S	SIRGAS2000
	Seção II - ES	414545	7825624	24S	SIRGAS2000
	Seção III - ES	414368	7825031	24S	SIRGAS2000
	Seção IV - ES	416417	7828044	24S	SIRGAS2000
	Seção V - ES	417401	7828528	24S	SIRGAS2000
	1N - ES	416873	7827003	24S	SIRGAS2000
	1S - ES	415565	7825640	24S	SIRGAS2000
	1E - ES	417209	7825949	24S	SIRGAS2000
	P1	416370	7827252	24S	SIRGAS2000
Área 2 > 4 e < 6,5 km da foz do rio Doce	2N - ES	418018	7830823	24S	SIRGAS2000
	2S - ES	410972	7824576	24S	SIRGAS2000
	2E - ES	421106	7825556	24S	SIRGAS2000
	P2	419482	7823105	24S	SIRGAS2000
Área 3 > 6,5 e < 12 km da foz do rio Doce	3N - ES	420031	7835333	24S	SIRGAS2000
	3S - ES	406918	7823167	24S	SIRGAS2000
	3E - ES	425693	7825342	24S	SIRGAS2000
	P3	422923	7819922	24S	SIRGAS2000
Área 4 > 12 e < 22 km da foz do rio Doce	4S - ES	403324	7820639	24S	SIRGAS2000
	4N - ES	421630	7839393	24S	SIRGAS2000
	4E - ES	428891	7824980	24S	SIRGAS2000
	P4	431206	7813648	24S	SIRGAS2000
	P5	411656	7813794	24S	SIRGAS2000
Área 5 - APA Costa das Algas	Seção X - ES	411169	7801583	24S	SIRGAS2000
	Seção XI - ES	422163	7798704	24S	SIRGAS2000
	Seção XII - ES	410186	7782227	24S	SIRGAS2000
	Seção XIII - ES	394638	7791042	24S	SIRGAS2000
	Seção XIV - ES	392179	7786876	24S	SIRGAS2000
	Seção XV - ES	381682	7789835	24S	SIRGAS2000

A amostragem pela Fundação Renova começou em 17 de novembro de 2015 em 6 pontos de amostragem (Pontos I a VI), em 22 de novembro de 2015 foram adicionados mais 5 pontos amostrais (transectos 1 a 4 S, N e E). Em 28 de novembro de 2015 foi iniciada a coleta de amostras adicionais nos pontos P1 a P5 e em 03 de dezembro de 2015 iniciaram as amostragens na APA Costa das Algas (Pontos X a XVI).

O banco de dados analisado neste relatório, entregue pela Fundação Renova ao Lactec, compreende o período de novembro de 2015 até agosto de 2017. A frequência amostral nestes pontos de monitoramento foi, na maior parte do tempo, diária, sendo que de 17 de novembro de 2015 a 27 de fevereiro de 2016 as amostragens eram realizadas a cada duas horas.

Além da divisão apresentada, em alguns momentos do relatório os dados foram agrupados conforme as distâncias radiais a partir da foz, da seguinte maneira: Grupo 1 (águas costeiras num raio de 4 km da foz do rio doce – P1, I, II,III, IV, V, 1S,1E e 1N), Grupo 2 (águas costeiras e oceânicas a leste do grupo 1 – 2E, 3E, e 4E), Grupo 3 (águas costeiras ao norte do grupo 1 – 2N, 3N e 4N), Grupo 4 (águas costeiras ao sul do grupo 1 - 2S, 3S e 4S), Grupo 5 (águas costeiras na região do refúgio de vida silvestre de Santa Cruz e área de proteção ambiental Costa das Algas).

7.1.1.2 Período avaliado

Nesse documento, apresentam-se os resultados de avaliações realizadas quanto a alterações na qualidade da água em relação às condições de linha-base (anterior ao desastre) e entre diferentes janelas temporais após o desastre. No relatório de linha-base (INSTITUTOS LACTEC, 2017), a influência da sazonalidade sobre alguns parâmetros de qualidade de água ficou evidenciada. Deste modo, quando comparados os dados relativos aos períodos pré e pós-desastre, a distinção entre a estação seca e a chuvosa foi levada em consideração.

A amostragem de qualidade das águas costeiras pela Fundação Renova para composição do banco de dados analisado neste relatório, teve início em 17 de novembro de 2015, posterior a chegada da onda de cheias ocasionado pelo rompimento da barragem de Fundão (CPRM, 2016). O banco de dados analisado apresenta resultados até agosto de 2017, desta maneira os resultados foram divididos entre período pré-desastre e pós-desastre, sendo os dados de cada período divididos em estação seca e chuvosa, conforme pode ser verificado na Tabela 47. Os dados do período pré-desastre são provenientes principalmente de estudos para fins de licenciamento ambiental ao longo da costa do ES e de pesquisas científicas realizadas nesta região, abrangendo um período de 1992 a 2015.

Tabela 47 – Segmentação dos períodos pré e pós-desastre.

Período	Intervalo de tempo	Estação
Pré-desastre	Série histórica de dados levantados na linha-base	Seca
		Chuvosa
Pós-desastre	Novembro/2015 a Março/2016	Chuvosa
	Abril/2016 a Setembro/2016	Seca
	Outubro/2016 a Março/2017	Chuvosa
	Abril/2017 a Agosto/2017	Seca

Ressalta-se que os dados do Programa de Monitoramento da Fundação Renova posteriores a agosto de 2017 serão analisados em um próximo relatório, em conjunto com dados de qualidade das águas costeiras obtidos de outras instituições, conforme mencionado na seção anterior.

7.1.1.3 Seleção e avaliação das variáveis físicas e químicas de qualidade de água

Para a avaliação de alterações na qualidade da água do mar decorrentes do rompimento da barragem de Fundão, foram selecionados parâmetros físicos e químicos, os quais se encontram listados naTabela 46 Tabela 48. Destaca-se que no processo de avaliação dos resultados, para todas as abordagens gráficas e estatísticas, adotou-se, como critério, que valores de medição inferiores ao limite de quantificação (LQ) foram mantidos nas avaliações com valor igual à metade do limite (LQ/2).

Tabela 48 – Variáveis de qualidade de água avaliadas

Objetivo da avaliação	Variável de qualidade de água
Caracterização das massas de água oceânicas presentes na região durante o monitoramento	Temperatura da água
	Salinidade
Avaliação da pluma de material em suspensão	Turbidez
	Sólidos em suspensão totais
Avaliação de metais e metaloides com vistas à proteção da vida aquática	Alumínio
	Arsênio
	Bário
	Cádmio
	Chumbo
	Cobre
	Cromo
	Ferro
	Manganês
	Mercúrio
	Níquel
	Vanádio
	Zinco

Objetivo da avaliação	Variável de qualidade de água
Avaliação da conformidade com os limites da resolução CONAMA nº 357/2005	Alumínio dissolvido
	Arsênio total
	Bário total
	Cádmio total
	Cálcio total
	Chumbo total
	Cobre dissolvido
	Cromo total
	Ferro dissolvido
	Manganês total
	Mercúrio total
	Níquel total
	Nitrato
	Nitrito
	Nitrogênio Amoniacal
	Oxigênio Dissolvido
	pH
	Zinco total

7.1.1.3.1 *Avaliação para caracterização das massas d'água*

Uma massa d'água oceanográfica é um corpo de água identificável com uma história de formação comum que possui propriedades físicas distintas da água circundante. As propriedades que a definem incluem temperatura, salinidade, proporções químio-isotópicas e outras características físicas. As massas de água geralmente são distinguidas não apenas pelas suas respectivas propriedades, mas também pela sua localização nos oceanos. As massas de água também se distinguem pela sua posição vertical, de modo que existem massas de água de superfície, massas de água intermediárias e massas de águas profundas. De acordo com a classificação utilizada por Dias, Araujo e Bonecker (2009), as massas de água que ocorrem no Espírito Santo são: água tropical (AT, caracterizada por temperaturas superiores a 20°C e salinidades acima de 36), água central do atlântico sul (ACAS, com temperaturas inferiores a 20°C e salinidade inferior a 36), água costeira (AC, caracterizada por temperaturas superiores a 20 °C e salinidade inferior a 34,5) e água de mistura (AM, com temperaturas acima de 20° e salinidades entre 34,5 e 36). A distribuição da temperatura e da salinidade nas bacias oceânicas fornece informações valiosas sobre massas de água, correntes, processos de mistura e outros componentes físicos do meio marinho. Por outro lado, a proximidade das massas terrestres influencia as características físico-químicas do oceano, pois além de ser uma barreira para seu fluxo, é uma região onde ocorre a entrada de água doce através de descargas de rios e do influxo de águas subterrâneas. Assim, a salinidade das águas do oceano costeiro muitas vezes varia consideravelmente, com as águas superficiais apresentando níveis reduzidos em comparação com o oceano aberto, particularmente perto da foz dos grandes rios (KENNISH, 2000).

Para a avaliação do conjunto de dados, primeiramente, identificaram-se os tipos de massas d'água que estavam ocorrendo na região durante o período monitorado pela Fundação Renova, visto que a distribuição da temperatura e da salinidade nas bacias oceânicas fornece informações valiosas sobre massas de água, correntes, processos de mistura e outros componentes físicos do meio marinho. Visando essa caracterização, analisou-se a frequência de ocorrência de valores característicos (Tabela 49) para, em seguida, elaborar cartas mostrando a distribuição espacial de temperatura e salinidade nos períodos de chuva e seca de 2016 e 2017.

Tabela 49 – Tipos e características das massas de água.

Tipos de massas de água	Característica	Referência
Água tropical (AT)	Temperatura >20°C; Salinidade >36	Dias, Araujo e Bonecker (2009)
Água central do atlântico sul (ACAS)	Temperatura <20°C; Salinidade <36	
Água costeira (AC)	Temperatura >20°C; Salinidade <34,5	
Água de mistura (AM)	Temperatura >20°C; Salinidade >34,5 e <36	

7.1.1.3.2 *Avaliação de indicadores da pluma de material em suspensão*

A seguir, selecionaram-se parâmetros intimamente relacionados com a natureza do rejeito extravasado, que aportou sedimentos através da desembocadura do rio Doce. Foi verificada a frequência de ocorrência de valores de turbidez e sólidos suspensos totais (SST) acima de limites de referência da literatura, com potencial de interferir na estrutura trófica da região (Tabela 50).

De acordo com a resolução CONAMA nº 357/2005, para águas salinas de classe 1, substâncias que produzem odor e turbidez devem ser virtualmente ausentes. Conforme relatado por Knorst (2012), valores de turbidez em torno de 8 UNT não são perceptíveis a olho nu, de forma que este limiar foi utilizado como referência para verificação de adequação à característica pretendida pela classe 1 da referida resolução. Tendo em vista os níveis elevados de turbidez verificados na região, foi utilizado também o limiar de 30 UNT, indicado pela literatura como sendo um limite capaz de influenciar a fotossíntese e de alterar a estrutura trófica devido à restrição na luminosidade/visibilidade (FABRICIUS 2005; LUNT e SMEE, 2014). Já para as concentrações de sólidos suspensos totais (SST), foram utilizados como referência os resultados obtidos por Rezende et al. (2006) para a região central da Zona Econômica Exclusiva (de Salvador, BA, a Cabo de São Tomé, RJ), onde concentrações de SST entre 8 e 38 mg/L foram encontradas em regiões sobre a influência continental de rios da região como Jequitinhonha, Mucuri e rio Doce.

Também foram elaboradas cartas mostrando a distribuição espacial das medianas de turbidez e SST nos diferentes períodos secos e chuvosos pós-desastre.

Tabela 50 – Indicadores relacionados à pluma de material em suspensão

Variável de qualidade de água	Valor de referência	Referência
Sólidos suspensos totais (*Valores normalmente registrados em regiões sobre a influência continental de rios da região como Jequitinhonha, Mucuri e rio Doce*)	8 e 38 mg/L	Rezende et al. (2006)
Turbidez (valor imperceptível a olho nu)	8 UNT	Knorst (2012)
Turbidez (Valor capaz de influenciar a fotossíntese e de alterar a estrutura trófica devido à restrição da luminosidade)	30 UNT	(Fabricius 2005; Lunt e Smee, 2014)

7.1.1.3.3 *Avaliação dos dados com vistas à proteção da vida aquática*

Os resultados das concentrações de alguns metais e do metaloide arsênio na água do mar foram avaliados com vistas à proteção da vida aquática marinha através da comparação com *benchmarks*, concentrações ou níveis de referência para proteção da vida aquática estabelecidos em literatura (Tabela 51). Para um processo de triagem primário de parâmetros de interesse, utilizou–se a representação gráfica. Em seguida, para os elementos considerados de interesse, elaboraram-se cartas da distribuição das concentrações dos metais (dissolvidos e/ou totais) em superfície e também no fundo, nos períodos de chuva e seca de 2016 e 2017.

Também, para os elementos que apresentaram potencial de efeito sobre a vida aquática marinha, realizou-se uma análise de regressão linear entre os elementos e a turbidez da água. Estas análises geraram equações de retas que apresentaram valores importantes de coeficiente de determinação (R^2), o qual é uma medida de ajustamento dos dados a uma relação linear entre duas variáveis. Os resultados obtidos sugeriram ser possível estimar indiretamente as concentrações dos metais alumínio, ferro e manganês na água costeira de superfície, a partir do resultado da análise de turbidez. Para a análise de regressão linear, entendeu-se necessário remover todas as amostras coletadas antes de 27/02/16, pois foi verificado que alguns valores apresentaram indícios de falha na sua geração (análise) ou durante o seu registro no banco de dados (digitação), o que pode ser evidenciado, por exemplo, por valores no banco de dados neste período que são mil vezes menores do que o limite de detecção analítico. Além dos resultados deste período, foram removidas as amostras de camadas profundas, de forma a remover a possível turbidez provocada pela ressuspensão de sedimentos de fundo, que pode ocorrer tanto pela circulação do ambiente quanto pelo próprio procedimento de amostragem, tendo em vista a proximidade do amostrador do fundo e eventuais oscilações causadas no equipamento devido à ondulação do mar.

Tabela 51 – Limites para proteção da vida aquática

Variável de qualidade de água	Limite para proteção da vida aquática	Referência
Alumínio	0,1 mg/L	CCME (2008)
Arsênio dissolvido	0,05mg/L	McNeely; Neimanis; Dwyer (1979)
Arsênio trivalente	0,036 mg/L	NEFF (1997)
Bário	0,5 mg/L	McNeely; Neimanis; Dwyer (1979)
Cádmio	0,005 mg/L	McNeely; Neimanis; Dwyer (1979)
Chumbo	0,05 mg/L	McNeely; Neimanis; Dwyer (1979)
Cobre	0,05 mg/L	McNeely; Neimanis; Dwyer (1979)
Cromo (total dissolvido)	0,1 mg/L	McNeely; Neimanis; Dwyer (1979)
Cromo trivalente	0,056 mg/L	CCME (2008)
Cromo hexavalente	0,0015 mg/L	CCME (2008)
Estrôncio	Baixa relevância quanto à toxicidade. Sem limite de toxicidade.	McNeely; Neimanis; Dwyer (1979)
Ferro	0,3 mg/L	CCME (2008); Buchmann (2008)
Manganês	0,1 mg/L	CCME (2008)
Mercúrio	0,02 mg/L	McNeely; Neimanis; Dwyer (1979)
Níquel	0,1 mg/L	McNeely; Neimanis; Dwyer (1979)
Vanádio	0,005 mg/L	FEQG (2016)
Zinco	0,02 mg/L	McNeely; Neimanis; Dwyer (1979)

7.1.1.3.4 *Avaliação das variações espaços-temporais dos metais em concentrações mais relevantes quanto a efeitos sobre a biota marinha e de parâmetros essenciais*

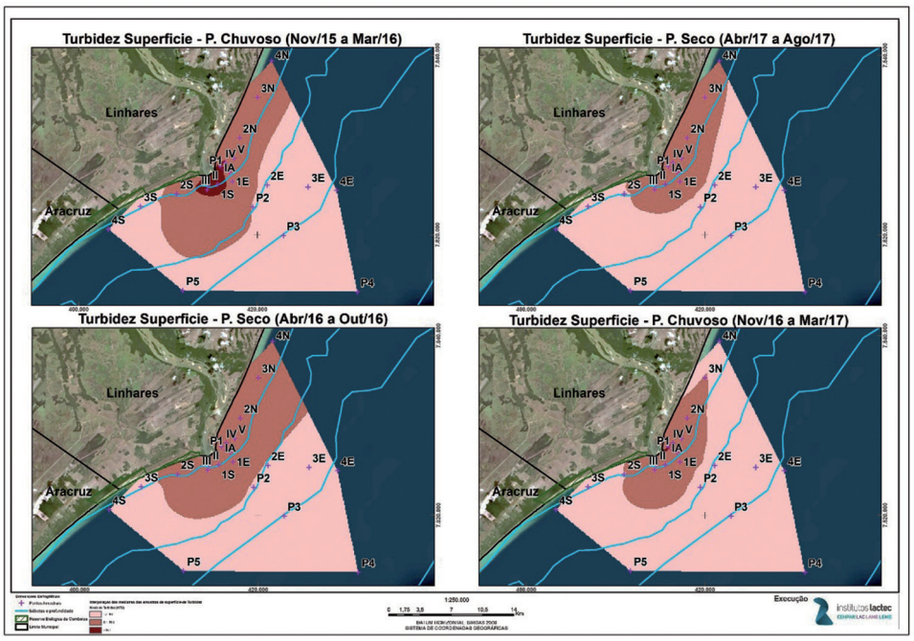
Também foram utilizados métodos cartográficos baseados na mediana do conjunto de resultados de um determinado parâmetro analítico, em cada estação amostral, para evidenciar regiões mais afetadas e tendências de aumento ou diminuição das concentrações dos parâmetros associados aos rejeitos oriundos do desastre e outros parâmetros essenciais de qualidade das águas. Para esta avaliação foi realizada a interpolação das medianas pelo método *Natural Neighbour* (Vizinhos Naturais). A seleção do método se deu após a realização de testes com diversos métodos, sendo este o que representou melhor a distribuições das concentrações de acordo com as características dos dados e malha amostral do plano de monitoramento de qualidade da água e sedimento na zona costeira da Fundação Renova.

O método de interpolação *Natural Neighbour* é uma técnica de interpolação introduzida por Sibson (1981), onde é utilizada uma média ponderada baseada na proporção das áreas em torno de cada ponto amostral. Estas áreas são determinadas por meio da geração de diagramas de Voronoi no entorno de cada ponto. O conceito do diagrama de Voronoi constitui-se da divisão de determinada região em um conjunto de sub-regiões formando assim polígonos convexos, em que cada sub-região está associada a um ponto. Mais precisamente, cada sub-região (também chamada de polígono de

Voronoi ou de Thiessen) é formada por um ponto gerador que contém todos os pontos que estão mais próximos do ponto gerador do que qualquer outro ponto (LEDOUX; GOLD, 2005). Este método é considerado adequado, pois não extrapola valores, resolvendo a interpolação apenas para o interior do domínio dos dados, região escopo da presente avaliação, bem como faz a interpolação através da média ponderada dos pontos vizinhos, onde os pesos são proporcionais às áreas proporcionais.

Para a execução destas interpolações foi utilizado o *software Arcgis* 10.2, que possui ferramenta específica para execução deste método. Assim, foram geradas figuras (exemplo da Figura 191: Interpolação das medianas calculadas a partir dos resultados de turbidez para cada período avaliado pós-desastre.) para cada período avaliado dos seguintes parâmetros: Alumínio Total, Ferro Total, Manganês Total, Turbidez, Sólidos Suspensos Totais, Ferro Dissolvido, Alumínio Dissolvido, Temperatura, Salinidade e Oxigênio Dissolvido.

Figura 191 – Interpolação das medianas calculadas a partir dos resultados de turbidez para cada período avaliado pós-desastre.



7.1.1.3.5 *Avaliação da não conformidade dos parâmetros de qualidade da água*

Alguns dos parâmetros listados na Tabela 48 contemplados pela resolução CONAMA nº 357/2005 foram comparados com os limites dispostos para águas salinas de classe 1. Ressalva-se que para a região em estudo não existe enquadramento definido para as águas costeiras e desta forma optou-se por utilizar a classe 1 como referência por ser a mais restritiva e condizente com os usos da água na região.

Os dados foram categorizados por intervalos (Tabela 52): (a) valores de acordo com o limite legislado; (b) valores até 2 vezes acima do limite legislado; (c) valores até 4 vezes acima do limite legislado e (d) valores superiores a 4 vezes o limite legislado.

Tabela 52 – Intervalos de não conformidades

Valor	Padrão de cor
(a) De acordo com o limite legislado	
(b) Até 2 vezes acima o limite legislado	
(c) Até 4 vezes acima o limite legislado	
(d) Acima de 4 vezes o limite legislado	

Para a variável oxigênio dissolvido, a interpretação do resultado é inversa. Visto que para essa variável, concentrações mais baixas indicam degradação do ambiente. Assim, a cor amarela indica valores até 3/4 do limite, a cor laranja valores até metade do limite e a cor vermelha valores inferiores a metade do limite legislado.

Na Tabela 53 podem ser visualizados os valores de concentração de cada parâmetro que representam cada categoria de intervalos definida na Tabela 52.

Tabela 53 – Concentrações em mg/L de cada parâmetro para os intervalos definidos

PARÂMETROS (mg/L)	Resolução CONAMA nº 357/2005 - Classe 1	Intervalos de não conformidades			
		De acordo com o limite legislado	Até 2 vezes acima do limite legislado	Até 4 vezes acima do limite legislado	Acima de 4 vezes do limite legislado
Alumínio dissolvido	1,5	1,5	3	6	>6
Arsênio total	0,01	0,01	0,02	0,04	>0,04
Bário total	1	1	2	4	>4
Cádmio total	0,005	0,005	0,01	0,02	>0,02
Chumbo total	0,01	0,01	0,02	0,04	>0,04
Cobre dissolvido	0,005	0,005	0,01	0,02	>0,02
Cromo total	0,05	0,05	0,1	0,2	>0,2
Ferro dissolvido	0,3	0,3	0,6	1,2	>1,2
Manganês total	0,1	0,1	0,2	0,4	>0,4
Mercúrio total	0,0002	0,0002	0,0004	0,0008	>0,0008
Níquel total	0,025	0,025	0,05	0,1	>0,1
Nitrato	0,4	0,4	0,8	1,6	>1,6
Nitrito	0,07	0,07	0,14	0,28	>0,28
Nitrogênio amoniacal total	0,4	0,4	0,8	1,6	>1,6
Zinco total	0,09	0,09	0,18	0,36	>0,36
Somente com diferença para OD (mg/L)	**Classe 1**	**De acordo com o limite legislado**	**Até 3/4 do limite legislado**	**Até metade do limite legislado**	**Menor que metade do limite legislado**
OD	6	6	4,5	3	<3

Para a representação dos dados categorizados de acordo com os intervalos definidos foram elaborados gráficos do tipo pizza, por região e por período climático. São apresentados gráficos de comparação entre o período pré e pós-desastre. Dentro do período pós-desastre, os gráficos diferenciam o período chuvoso de 2015-2016 (iniciado logo após o rompimento da barragem do Fundão), o período seco de 2016 (correspondendo aos meses de abril a setembro), o período chuvoso de 2016-2017 (referente aos meses de outubro de 2016 a março de 2017), e o período seco de 2017 (representado pelos meses de abril a agosto).

Em consonância, foi realizada a avaliação espacial dos resultados, entre os pontos agrupados nas distâncias inferiores a 4 km da foz do rio Doce (IA a V, 1N, 1E, 1S e P1), entre 4 e 6,5 km (2N, 2E, 2S e P2), entre 6,5 e 12 km (3N, 3E 3S e P3), entre 12 e 22 km (4N, 4E, 4S, P4 e P5) e na APA Costa das Algas, localizada a uma distância superior a 25 km da foz do rio Doce (seção X a XV).

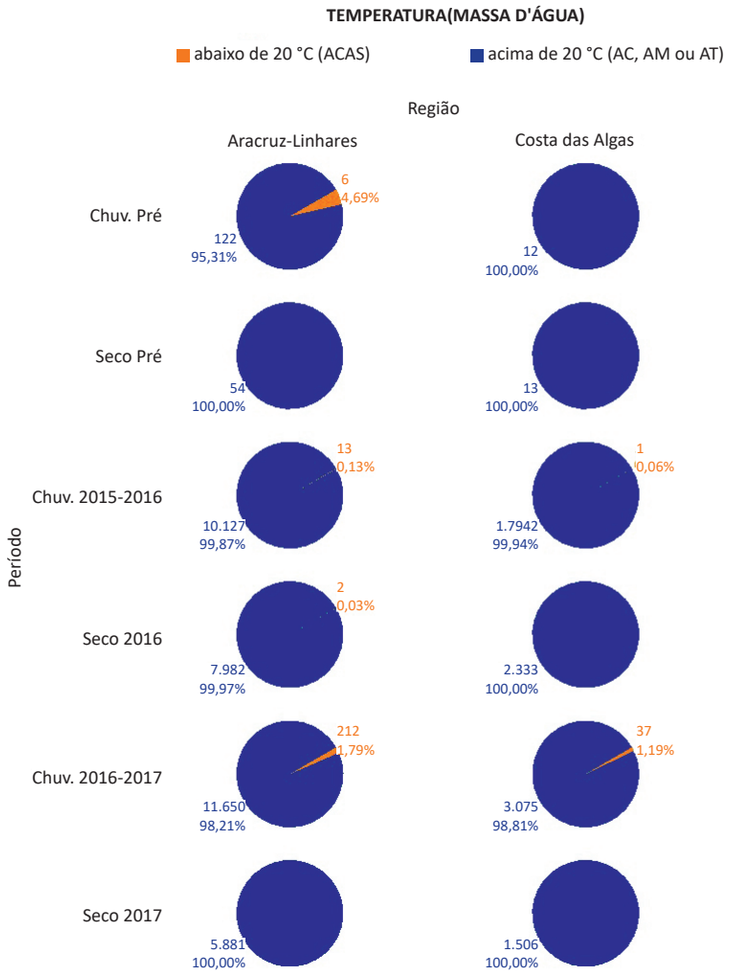
Recomenda-se a leitura dos gráficos gerados, os quais estão apresentados no APÊNDICE H, onde podem ser visualizados os percentuais de cada classificação definida nos gráficos de pizza.

7.1.2 RESULTADOS

7.1.2.1 Avaliação para caracterização das massas d'água (Temperatura, Salinidade e Massas d'água)

A distribuição da temperatura e da salinidade nas bacias oceânicas fornece informações valiosas sobre massas de água, correntes, processos de mistura e outros componentes físicos do meio marinho. Os valores de temperatura da água avaliados a partir dos dados da Fundação Renova apresentaram-se, em grande maioria, tanto as medições na superfície quanto no fundo, com valores iguais ou superiores a 20°C, tanto no período anterior ao rompimento da barragem quanto após o desastre, em regiões mais próximas à foz (Aracruz-Linhares) ou mais distantes (APA Costa das Algas). Valores inferiores a 20°C foram verificados quase que exclusivamente nos períodos chuvosos, indicando influências ocasionais da Água Central do Atlântico Sul (ACAS) neste período na região, sendo esta massa d'água formada por águas mais frias oriundas do afundamento das águas na região da Convergência Subtropical (SILVEIRA et al., 2000) (Figura 192).

Figura 192 – Distribuição das faixas de valores de temperatura (°C) entre os períodos pré e pós-desastre.



Entre os períodos monitorados, verificou-se que a maior ocorrência de temperaturas indicativas da intrusão da ACAS foi no período chuvoso de 2016-2017, principalmente em pontos localizados em distâncias entre 4 e 22 km da foz do rio Doce (entre 2,17 e 3,12% das amostras). Apenas 1% das amostras da APA Costa das Algas apresentaram temperaturas indicadoras da influência da ACAS, enquanto que em distâncias inferiores a 4 km da foz esta frequência foi ainda menor (0,39%). Estes resultados corroboram com o observado por Ekau e Knoppers (1996), em estudo realizado na região, no período chuvoso, no qual verificaram a ocorrência da ACAS sob a pluma do rio Doce (região de distância superior a 5 km da foz) e em um ponto amostrado em Comboios (Aracruz), indicando para a presença de um processo de ressurgência de águas profundas na região, através da ação do vento e da topografia de fundo. Quando os resultados de temperatura foram avaliados pelas medianas de cada ponto, por período de monitoramento, verifica-se que a ocorrência da ACAS na região não foi direta e permanente, pois em nenhum ponto foi observada uma mediana com valor inferior a 20°C, mesmo em camadas profundas. É possível verificar, no entanto, que os menores valores foram encontrados em amostras profundas da região do ponto P3 e na área costeira ao sul da foz do rio Doce, próximo à Reserva Biológica de Comboios, indicativo da influência da ACAS na região (Figura 193).

Figura 193 – Distribuição das faixas de valores de temperatura (°C) entre os períodos pós-desastre nas diferentes distâncias amostradas.

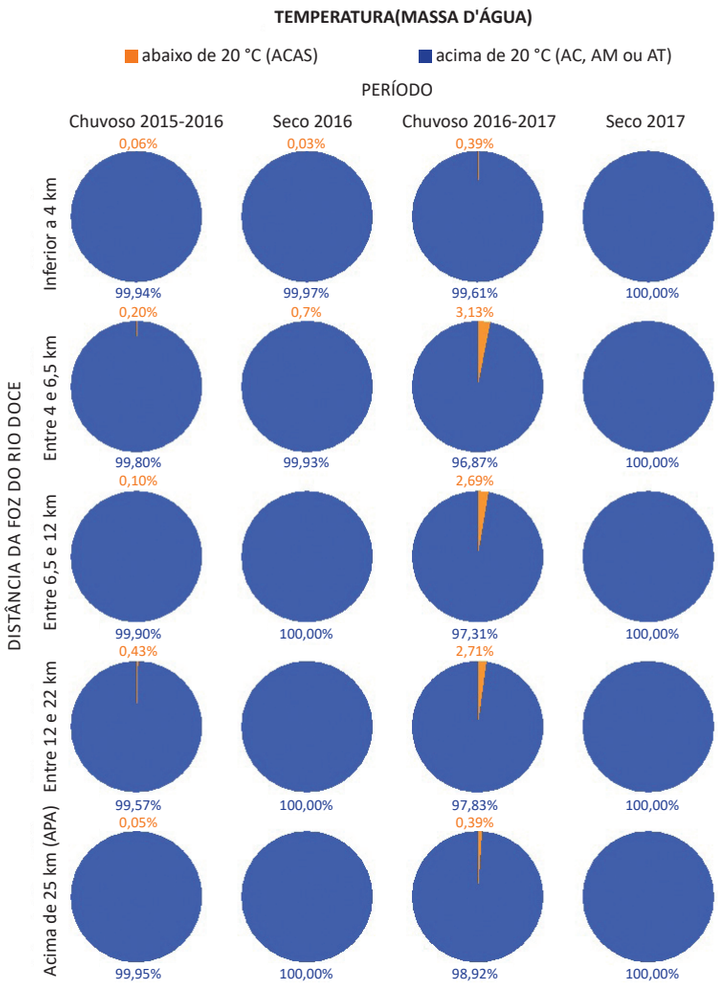


Figura 194 – Interpolação das medianas dos resultados de temperatura de superfície nos períodos chuvosos e secos entre novembro de 2015 a agosto de 2017.

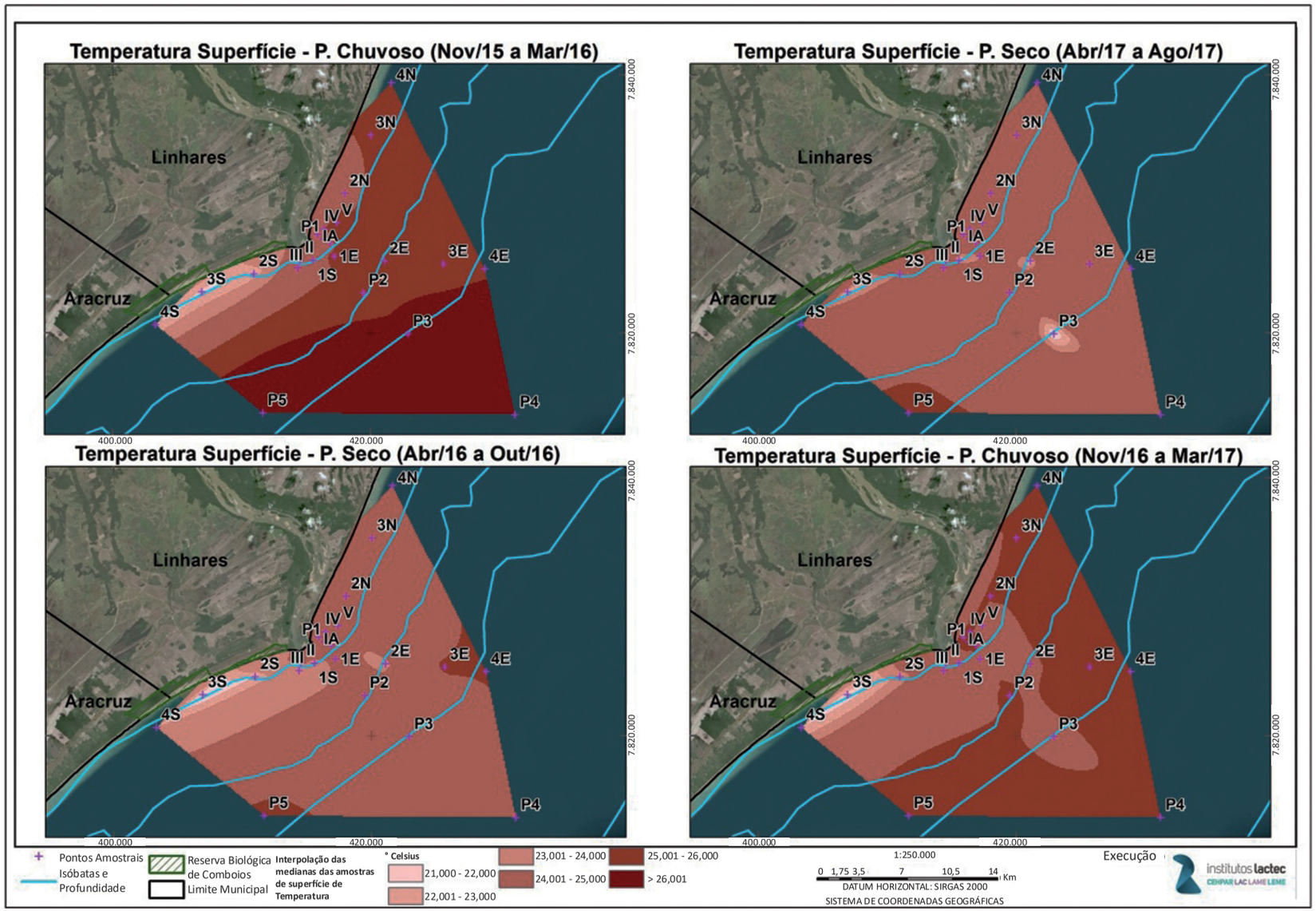
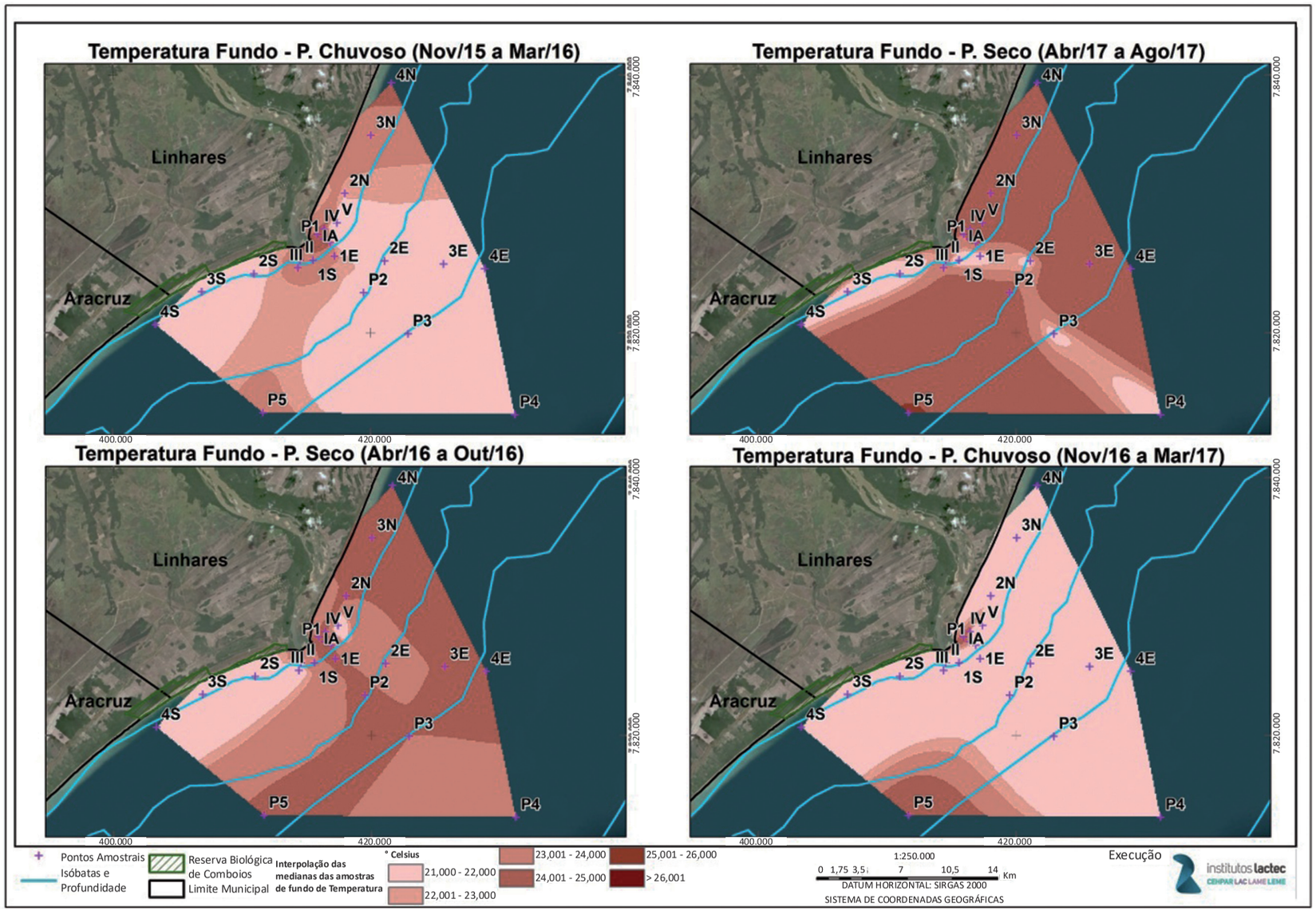


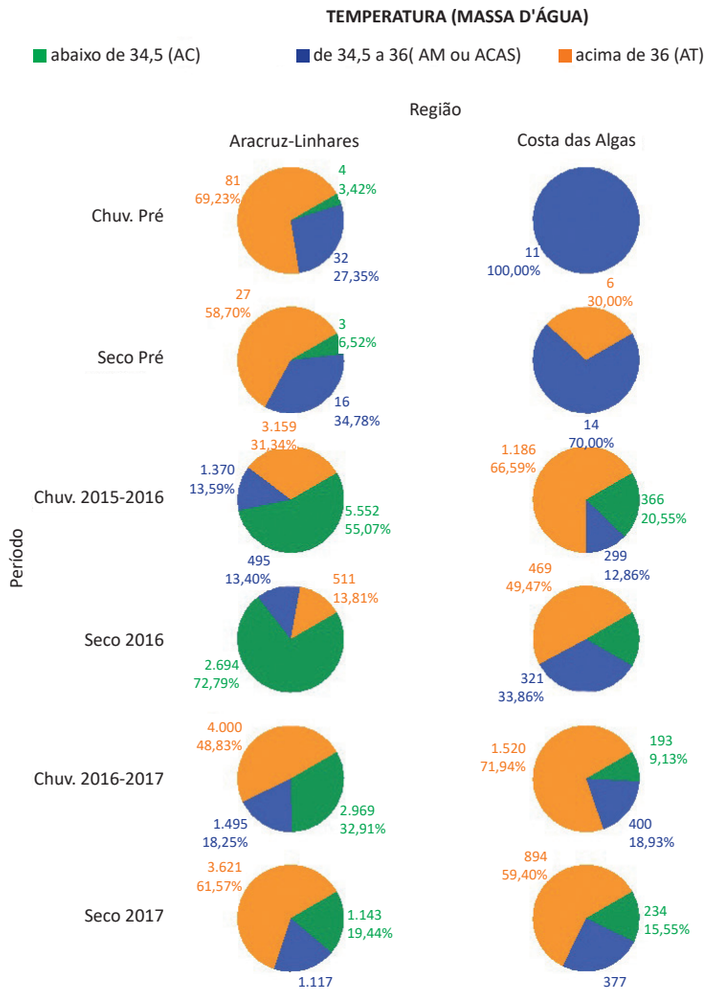
Figura 195 – Interpolação das medianas dos resultados de temperatura de fundo nos períodos chuvosos e secos entre novembro de 2015 a agosto de 2017.



Para salinidade, foi verificada uma maior variabilidade dos resultados em comparação com o observado para a temperatura. Nos dados obtidos anteriormente ao rompimento da barragem do Fundão, os valores de salinidade da região de Aracruz-Linhares se mantiveram predominantemente superiores a 36, tanto no período seco quanto no chuvoso, sendo estes valores indicativos da presença da Água Tropical (AT). A AT é parte da massa de água quente e salina que ocupa a superfície do Atlântico Sul Tropical e que é transportada pela Corrente do Brasil, oriunda das condições de intensa radiação e excesso de evaporação em relação à precipitação verificadas do Atlântico tropical. Em seu trajeto rumo ao sul, a corrente do Brasil se mistura com águas de origem costeira, de menor salinidade (SILVEIRA et al., 2000), ocasionando a formação da Água de Mistura (AM), identificada com valores de salinidade de 34,5 a 36, que representaram aproximadamente 1/3 dos dados pré-desastre. Nesta faixa de salinidade pode ser verificada também a ACAS, porém, conforme verificado nos valores de temperatura, sua frequência foi baixa e quase exclusivamente no período chuvoso. Para a região da Costa das Algas, o período pré-desastre apresentou dados predominantemente indicativo da presença da AM, sendo que nesta região não haviam sido verificados valores de temperatura indicativos de ACAS no período anterior ao rompimento da barragem.

Com relação aos períodos do monitoramento pós-desastre, observa-se um predomínio de valores de salinidade inferiores a 34,5 no período chuvoso de 2015-2016 e período seco de 2016 em amostras da região de Aracruz-Linhares, mais próxima da foz do rio Doce. Esta faixa de salinidade é indicativa da presença da Água Costeira (AC), que possui menor salinidade em decorrência da forte influência de aportes continentais. A segunda massa d'água mais frequente nestes períodos foi a AT, sendo que, no período chuvoso de 2016-2017 e período seco de 2017, a AT foi a massa d'água dominante na região. Já nos pontos localizados na APA Costa das Algas, a AT foi dominante nos quatro períodos monitorados (Figura 196).

Figura 196 – Distribuição das faixas de valores de salinidade entre os períodos pré e pós-desastre.



Especificamente nos dados do monitoramento pós-desastre, observa-se que o domínio da AC nos dois primeiros períodos apresentou pouca variabilidade até distâncias de 22 km da foz do rio Doce, com esta influência perdendo força apenas na APA Costa das Algas, onde predominou a mistura de águas costeiras com a AT. Já nos dois períodos seguintes (chuvoso de 2016-2017 e seco de 2017), a influência da AC se mostra restrita aos pontos mais próximos da foz, com o domínio da AC ocorrendo apenas no período chuvoso de 2016-2017. Avaliando-se os resultados através da mediana de cada ponto, por período de monitoramento, observa-se uma forte presença da AC no período chuvoso de 2015-2016, tanto na camada superficial quanto profunda. Já no período chuvoso de 2016-2017, observa-se a presença dominante da AC apenas em amostras superficiais dos pontos mais próximos à foz do rio Doce, prolongando-se até a estação P2, com a AM contornando a AC lateralmente e na camada inferior. Já nos períodos secos de 2016 e 2017 observa-se um domínio da AT nas camadas inferiores, sendo que, no período seco de 2016, observa-se na camada superficial o domínio da AM e uma presença da AC similar à verificada no período chuvoso de 2016-2017, enquanto que no período seco de 2017 estas duas massas d'água perdem força, com a AT sendo dominante também na camada superficial (Figura 197).

Figura 197 – Distribuição das faixas de valores de salinidade entre os períodos pós-desastre nas diferentes distâncias amostradas.

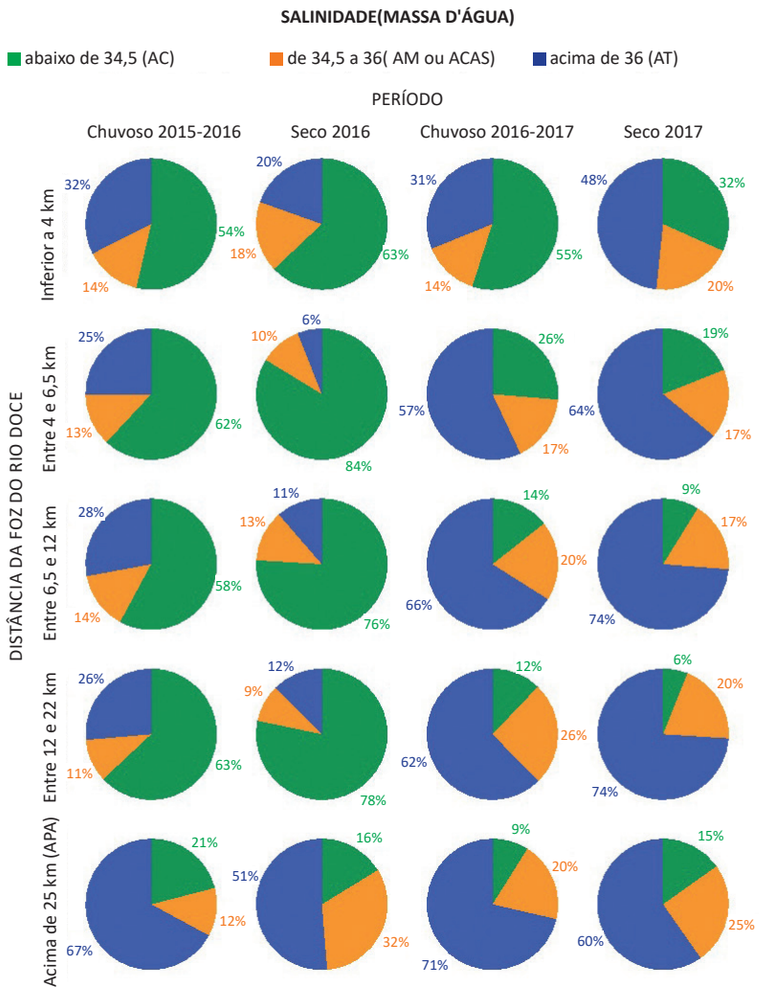
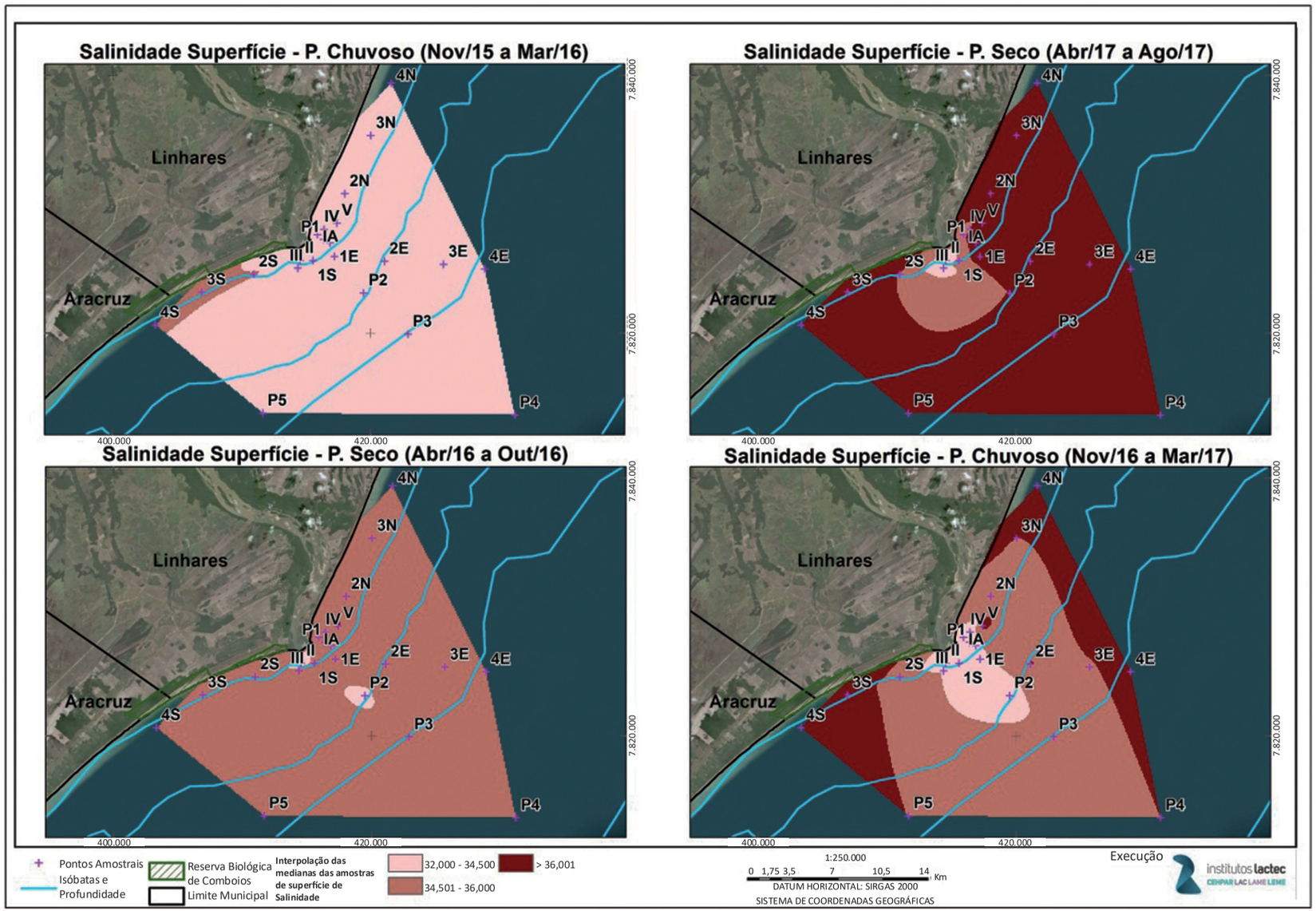
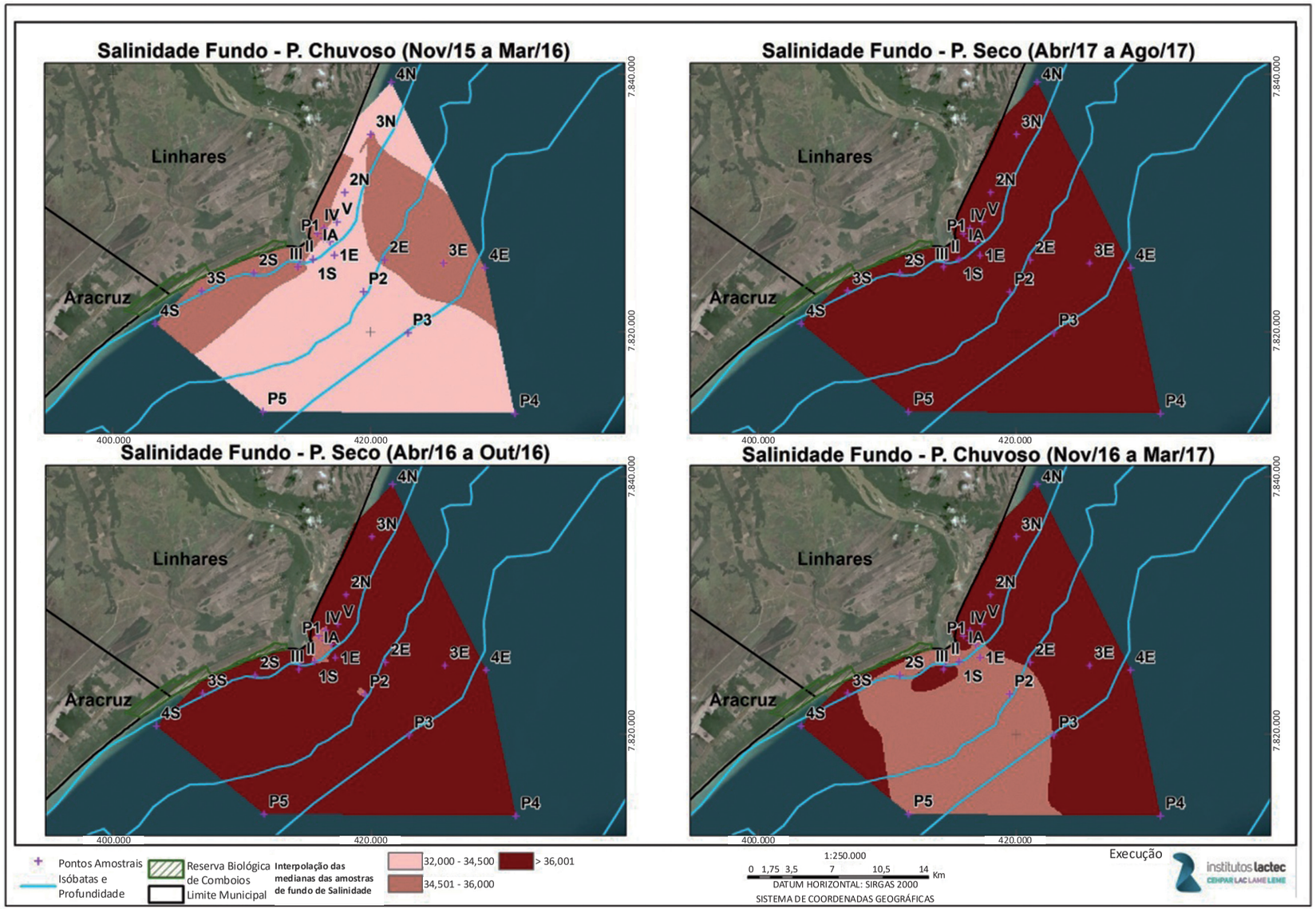


Figura 198 – Interpolação das medianas dos resultados de salinidade em superfície nos períodos chuvosos e períodos secos entre novembro de 2015 a agosto de 2017.



www.institutoslactec.org.br

Figura 199 – Interpolação das medianas dos resultados de salinidade em profundidade nos períodos chuvosos e secos entre novembro de 2015 a agosto de 2017.

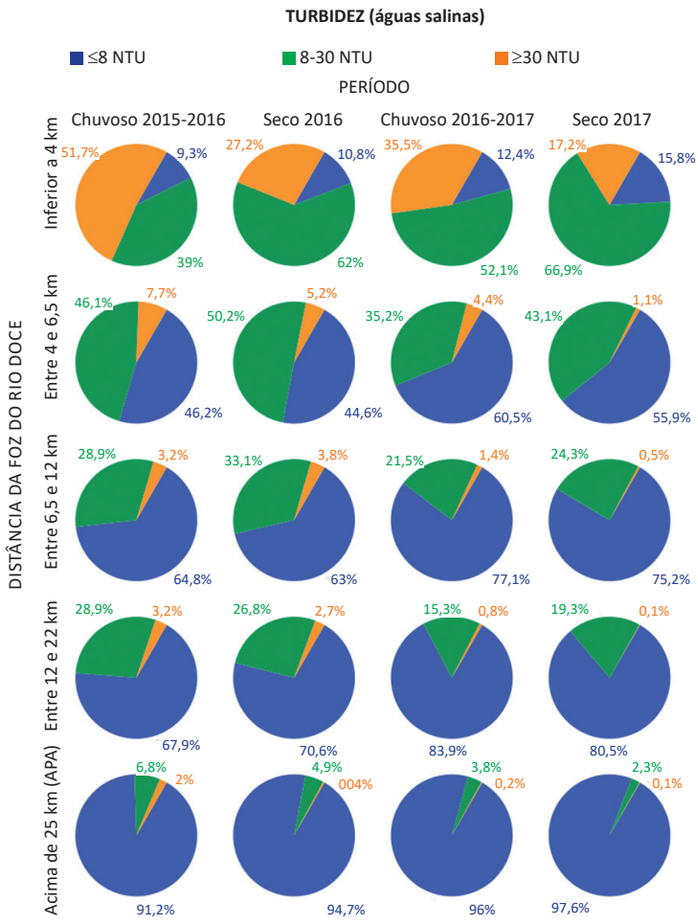


7.1.2.2 Indicadores da Pluma de Sólidos em Suspensão

Para o período anterior ao desastre, verificou-se para a região monitorada no entorno da foz do Rio Doce (Aracruz-Linhares), níveis de turbidez iguais ou inferiores a 8 UNT em 90,2% dos resultados do período chuvoso e 62,5% do período seco, com 8,3% dos resultados do período seco superiores a 30 UNT. Já para a região da Costa das Algas, todos os resultados pré-desastre foram superiores a 8 UNT, tanto no período seco quanto no chuvoso, sendo que metade dos resultados de cada período foi superior a 30 UNT. Cabe ressaltar que apenas um estudo apresentou resultados para a região da Costa das Algas anteriormente ao desastre (ALGADERMIS, 2010), de forma que o reduzido número de amostras pode não representar uma caracterização adequada desta região.

Quando verificados os resultados obtidos durante o monitoramento pós-desastre, observa-se um padrão inverso, com uma maior ocorrência de valores de turbidez acima de 8 UNT e de 30 UNT na malha amostral centralizada na foz do Rio Doce (Radiais N, E, S e P e seções IA a V), em comparação com aquela realizada na região da Costa das Algas (seção X a XV). No período chuvoso de 2015-2016, quando ocorreu o desastre, verificou-se as maiores proporções de resultados de turbidez superiores a 30 UNT (37,6%), enquanto que as menores ocorrências de valores de turbidez acima deste limiar ocorreram nos períodos secos de 2016 e 2017 (12,9% e 6,8%, respectivamente), provavelmente em decorrência da redução na descarga inental nestes períodos. Já as amostras provenientes da Costa das Algas apresentaram percentuais de resultados iguais ou inferiores a 8 UNT em mais de 90% dos resultados pós-desastre, independentemente do período monitorado (Figura 200).

Figura 200 – Distribuição das faixas de valores de turbidez (UNT) entre os períodos pré e pós-desastre.



Avaliando os resultados por pontos e por período, observa-se que medianas de turbidez superiores a 30 UNT ocorreram nos pontos mais próximos da foz do rio Doce (IA, II, III e 1S) no período chuvoso de 2015-2016, tanto em amostras superficiais quanto profundas, enquanto no período seco de 2016 apenas amostras profundas dos pontos IA e 1S mantiveram-se neste limiar. Já no período chuvoso de 2016-2017, ocorreram valores de turbidez acima de 30 UNT em amostras superficiais dos pontos IA e II, além das amostras profundas do ponto IA, ao passo que no período seco de 2017, nenhum ponto avaliado apresentou turbidez predominantemente superior a 30 UNT. A ocorrência de medianas superiores a 30 UNT apenas em amostras profundas no período seco indicam que a turbidez encontrada nesta região esteja relacionada principalmente com a ressuspensão de sedimentos de fundo, tendo em vista a menor vazão do rio Doce neste período. Já no período chuvoso de 2016-2017, verifica-se um aumento da turbidez na camada superficial, no entanto em magnitudes inferiores às observadas no período chuvoso de 2015-2016, no qual ocorreu o rompimento da barragem de rejeitos.

Com relação às medianas entre 8 e 30 UNT, estas ocorreram nos pontos mais próximos da foz do rio Doce (seção IA a V e pontos 1N, 1E, 1S e P1) durante todo o período monitorado, além dos demais pontos da radial norte (2N, 3N e 4N) e no ponto 2S da radial sul no período chuvoso de 2015-2016, tanto em amostras superficiais quanto profundas. Todos os pontos da radial norte, bem como o ponto 2S, mantiveram-se neste limiar de turbidez no período seco de 2016, enquanto que no período chuvoso de 2016-2017 não foram observadas medianas neste intervalo para os pontos 4N e 2S (superficial

e profundo) e ponto 3N (superficial). Para o período seco de 2017, a mediana de turbidez do ponto 2S se manteve abaixo de 8 UNT, enquanto que nos pontos 3N e 4N a mediana da turbidez retornou para o intervalo entre 8 e 30 UNT, tanto no conjunto de amostras superficiais quanto no de amostras profundas (Figura 202 e Figura 203).

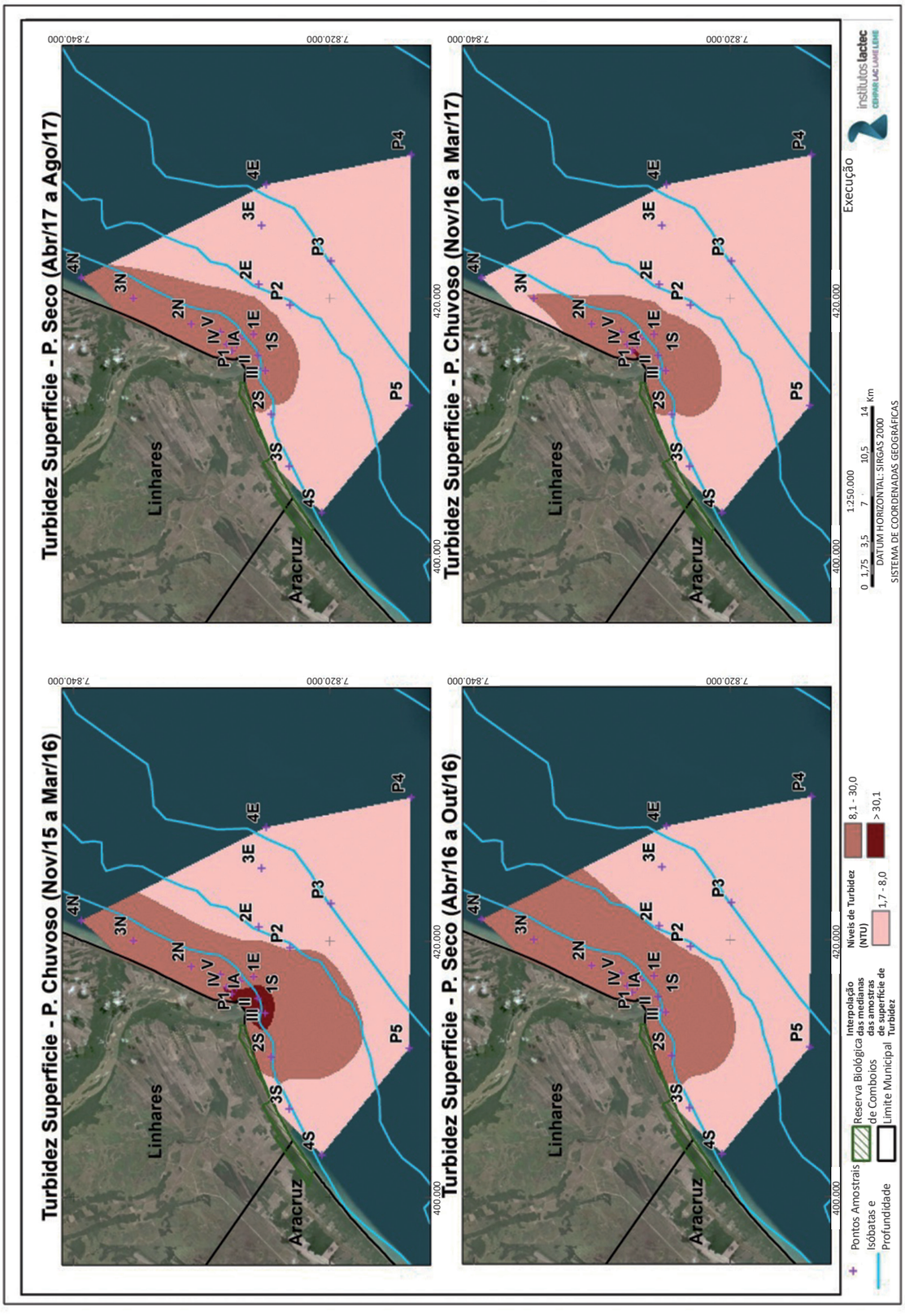


Figura 202 – Interpolação das medianas dos resultados de superfície de turbidez em dois períodos chuvosos e dois períodos secos entre novembro de 2015 a agosto de 2017.

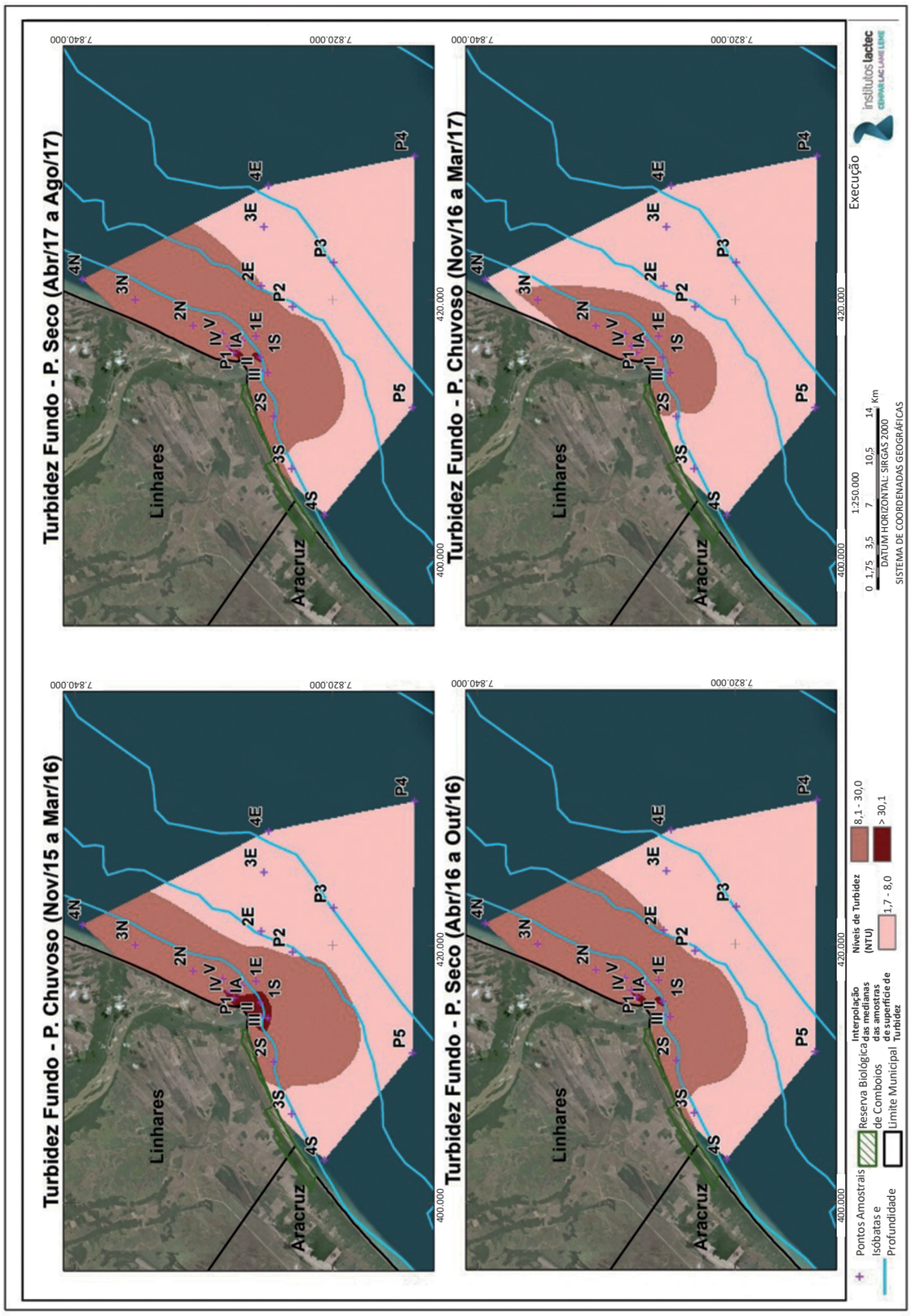
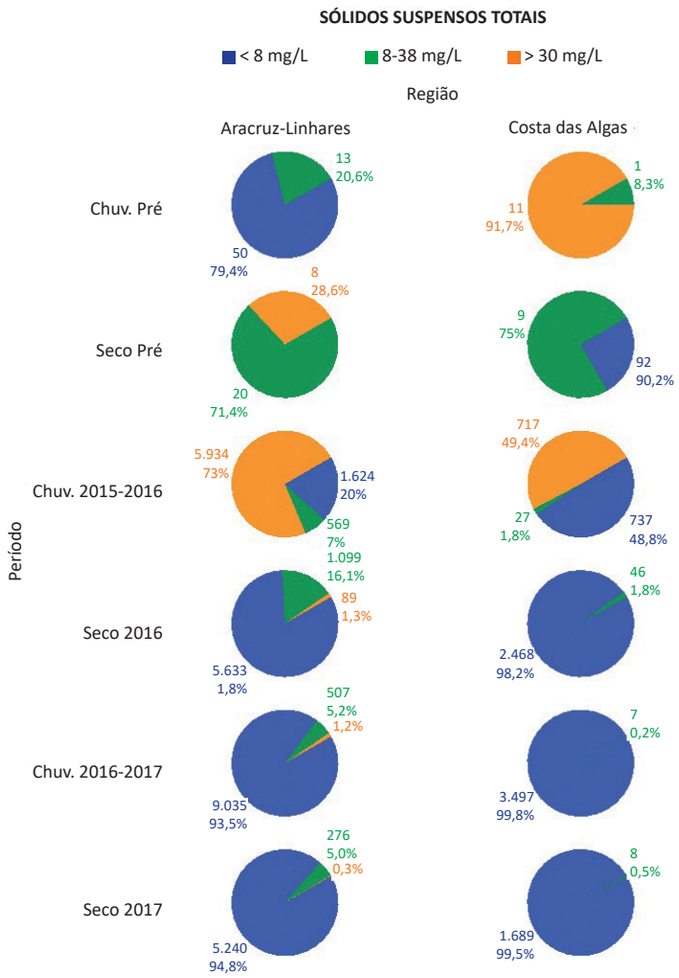


Figura 203 – Interpolação das medianas dos resultados de fundo de turbidez em dois períodos chuvosos e dois períodos secos entre novembro de 2015 a agosto de 2017.

Diferentemente dos resultados de turbidez, que apresentaram maiores valores principalmente nos pontos mais próximos da foz do Rio Doce, as concentrações de sólidos suspensos totais (SST) foram mais elevadas durante o período chuvoso de 2015-2016, tanto nos pontos entre Aracruz e Linhares, mais próximos da foz do rio Doce, quanto nos pontos da Região da Costa das Algas, a uma distância superior a 25 km da foz.

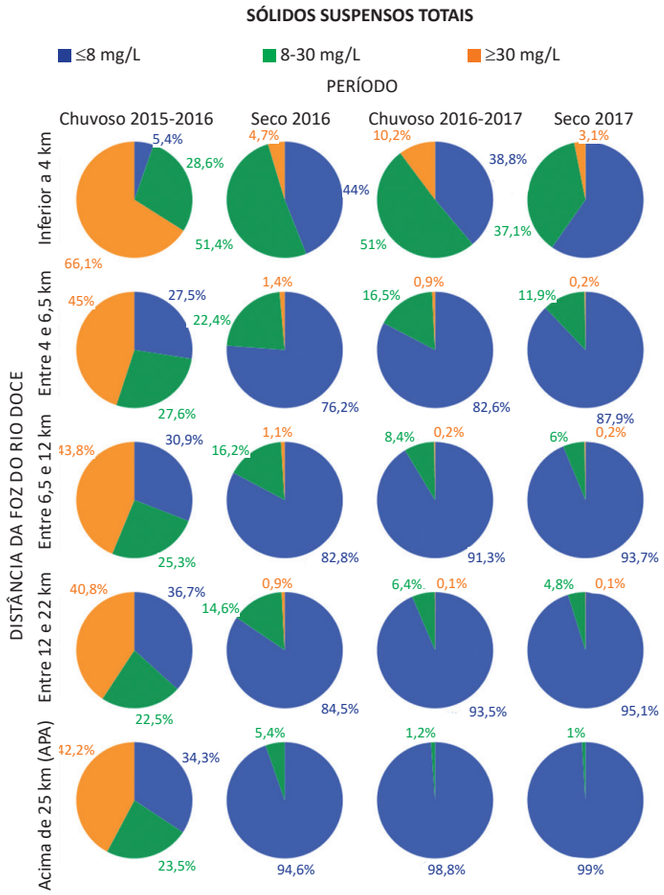
Comportamento similar foi verificado para SST no período pré-desastre, onde concentrações predominantemente entre 8 e 38 mg/L foram verificadas em resultados do levantamento bibliográfico das regiões de Aracruz-Linhares e da Costa das Algas e o predomínio de valores superiores a 38 mg/L na região da APA em dados obtidos no período chuvoso (Figura 204). Cabe ressaltar que os dados pré-desastre não necessariamente representam as condições ambientais típicas do período, tendo em vista o número limitado de resultados obtidos para a região. No entanto, permitiram verificar que concentrações elevadas de SST (até 116 mg/L) já haviam sido registradas na região, antes do rompimento da barragem de rejeitos.

Figura 204 – Distribuição das faixas de valores de SST (mg/L) entre os períodos pré e pós-desastre.



Avaliando especificamente os dados do monitoramento pós-desastre, verificou-se que nos pontos localizados no raio de 2 km da foz do rio Doce, a frequência de concentrações de SST superiores a 38 mg/L diminuiu de 66% das amostras no período chuvoso de 2015-2016 para 10% no período chuvoso seguinte (2016-2017) e para 5% e 3% nos períodos secos de 2016 e 2017. Redução similar foi observada para os demais raios, onde frequências entre 41 e 45% no período chuvoso de 2015-2016 reduziram para valores abaixo de 2% nos períodos subsequentes, sendo que, para os pontos localizados na APA da Costa das Algas, distantes 25 km da foz do rio Doce, não foram mais registradas concentrações superiores a 38 mg/L após o término do período chuvoso em que ocorreu o rompimento da barragem do Fundão (Figura 205).

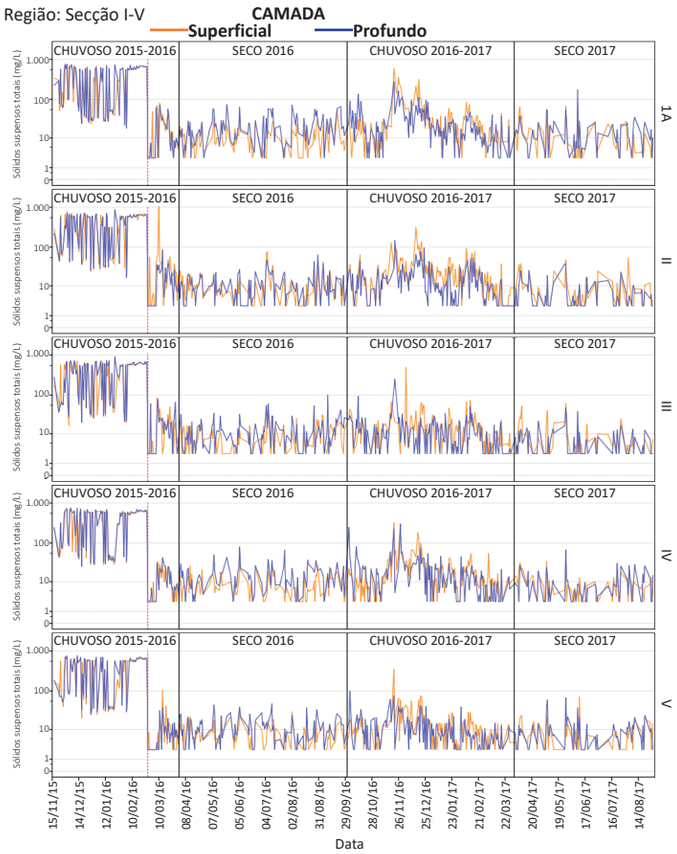
Figura 205 – Distribuição das faixas de valores de SST (mg/L) entre os períodos pós-desastre nas diferentes distâncias amostradas.



Quando os resultados de SST foram avaliados pelos valores das medianas, por ponto, em cada período monitorado, observou-se que valores predominantemente superiores a 38 mg/L foram verificados apenas no período chuvoso de 2015-2016, principalmente nos pontos II, III, IV e V, onde foram obtidas medianas superiores a 500 mg/L, além dos demais pontos localizados em um raio inferior a 4 km da foz (exceto P1). Entre os demais pontos, o ponto P1, os da radial leste 2E, 3E e 4E e a camada profunda dos pontos da radial norte 2N e 3N, além dos pontos localizados na APA Costa das Algas (X a XV) apresentaram medianas intermediárias a 8 e 38 mg/L, indicando concentrações características de áreas costeiras sob influência de aportes continentais (REZENDE, 2006). Apenas os pontos P2, P3, P4 e

P5 apresentaram medianas inferiores a 8 mg/L, provavelmente devido a amostragem nestes pontos, e em P1, terem começado apenas a partir de 27/02/16, mais de três meses após o rompimento da barragem. Este resultado do ponto P1 teria ocorrido, a princípio, porque os níveis mais elevados de SST (em torno de 500 mg/L) se concentraram principalmente no período imediatamente após o desastre. No entanto, ocorreu uma redução importante nos valores de SST exatamente no dia 27/02/16, onde uma série de alterações foram realizadas no programa de monitoramento a partir de orientações do Ministério Público Federal (MPF) (GOLDER, 2017), como uma frequência de amostragem diária, o acréscimo de mais camadas de amostragem de água, além do acréscimo dos pontos P1 a P5, e incremento nos parâmetros a serem analisados. Juntamente com a mudança do protocolo, ocorreram mudanças nos laboratórios responsáveis pela análise, o que, combinado com a mudança brusca dos valores de SST verificados após este período (Figura 206), reforçaram os indícios de erros analíticos, conforme já havia sido relatado por Golder (2017).

Figura 206 – Medianas dos valores diários de SST (mg/L) registrados nas amostras da camada superficial e profunda dos pontos localizados na seção IA a v. Linha pontilhada vermelha (vertical) indica o dia 27/02/16, quando ocorreram mudanças metodológicas no monitoramento ambiental.



A turbidez é frequentemente utilizada como substituta da análise de SST, dada a estreita relação existente entre os dois parâmetros, porém, além da concentração de material em suspensão, existem outros fatores responsáveis pela turbidez da água, como colóides, matéria orgânica dissolvida e organismos microscópicos (MEDEIROS et al., 2015). Apesar desta ponderação, era esperado que a ocorrência de níveis perceptíveis de turbidez fosse registrada em locais que apresentaram concentrações

elevadas de SST, diferentemente do observado. Um exemplo disto seria a região da APA de Costa das Algas, no período chuvoso de 2015-2016, em que 91% dos dados apresentaram valores de turbidez iguais ou menores que 8 UNT (podendo ser considerado imperceptível a olho nu), ao mesmo tempo que se registrou em 42% das amostras teores de SST elevadas (superiores a 38 mg/L). Este resultado, juntamente com a mudança brusca dos valores de SST após 27/02/16, indica possíveis problemas analíticos em análises de SST no período chuvoso de 2015-2016, de forma que os resultados anteriores a esta data devem ser avaliados com cautela.

Com relação a análise de sólidos dissolvidos totais (SDT), apesar de ser uma ferramenta importante para a avaliação ambiental de ambientes de água doce, onde níveis superiores a 500 mg/L podem ser considerados elevados conforme a resolução CONAMA nº 357/2005, este parâmetro tem sua utilidade comprometida no ambiente marinho. Este comprometimento é relacionado ao fato de que os constituintes maiores da água do mar (Na^{+}, Mg^{2+}, Ca^{2+}, K^{+}, Sr^{2+}, Cl^{-}, SO_4^{2-}, HCO_3^{-}, Br^{-}, $B(OH)_3$, CO_3^{2-}, $B(OH)^{4-}$ e F^{-}) correspondem a 99,9% do SDT verificados neste ambiente e são responsáveis por manter os níveis de SDT no ambiente marinho superiores a 35.000 mg/L (GRASSHOFF, 1999), motivo pelo qual os resultados de SDT não foram abordados neste relatório.

7.1.2.3 Avaliação de metais com vistas à proteção da vida aquática marinha

A presente avaliação foi realizada com base no banco de dados fornecido pela Fundação Renova, que reúne todos os resultados das análises químicas realizadas desde novembro de 2015 até agosto de 2017 e que pode ser dividido em sete grupos: Grupo 1 (águas costeiras num raio de 5 km da foz do rio doce), Grupo 2 (águas costeiras e oceânicas a leste do grupo 1), Grupo 3 (águas costeiras ao norte do grupo 1), Grupo 4 (águas costeiras ao sul do grupo 1), Grupo 5 (águas costeiras na região do refúgio de vida silvestre de Santa Cruz e área de proteção ambiental Costa das Algas).

A quantidade de resultados no banco de dados é muito expressiva. Para ferro, por exemplo, estão reunidos 135.457 (cento e trinta e cinco mil quatrocentos e cinquenta e sete) resultados de análises de ferro nas formas total, dissolvido e particulado em amostras de superfície, de subsuperfície, à profundidade de 15 cm, à profundidade de 50 cm acima do fundo e amostras profundas. Cinco laboratórios foram envolvidos nas análises das amostras. Cada laboratório apresentando suas particularidades podendo diferir, entre eles, quanto aos limites de quantificação e a unidade de expressão do resultado.

Uma boa maneira de perceber pequenas falhas no banco de dados é observando os gráficos do elemento estrôncio (Figura 207), por exemplo. O estrôncio é um metal alcalino terroso, similar ao cálcio, cuja concentração média ambiental na água do mar é em torno de 8 mg/L (MCNEELY; NEIMANIS; DWYER 1979). A exposição de mamíferos ao estrôncio por ingestão não resulta em efeitos danosos e o elemento pode ser considerado essencial por auxiliar na calcificação de ossos e dentes (MCNEELY; NEIMANIS; DWYER, 1979). O estrôncio é, portanto, um elemento de baixa relevância quanto à sua toxicidade que deve estar presente em todas as amostras marinhas numa concentração relativamente constante e que não representa nenhum desafio analítico, pois não se apresenta numa concentração nem muito alta, nem muito baixa. Ao observar a Figura 207, no entanto, veem-se pontos muito abaixo do limite de detecção e pontos muito acima da faixa onde se concentra a nuvem formada pelos milhares de outros resultados. Na avaliação que se segue dos outros elementos, pontos anômalos como

esses foram considerados questionáveis e, apesar de mantidos nos gráficos, foram desconsiderados nas avaliações de potenciais efeitos sobre a biota aquática.

Figura 207 – Resultados de estrôncio dissolvido do período de 17/11/15 a 30/08/2017. Gráficos por região (Grupos 1 a 5). Os círculos nos gráficos destacam resultados muito abaixo do limite de detecção, ou muito acima da faixa do restante de resultados e que pode significar falha na geração ou no registro no banco de dados.

A avaliação dos resultados de metais na água com vistas à proteção da vida aquática marinha, exibida a seguir, indicou que arsênio, bário, cádmio, cobre, cromo, mercúrio, níquel, vanádio e zinco apresentaram a princípio baixo potencial de risco, visto que as concentrações se mantiveram abaixo dos *benchmarks* considerados, desta maneira não foram avaliados em maiores detalhes.

Por outro lado, ferro, alumínio e manganês apresentaram concentrações e frequência de ocorrência suficientemente alta, indicando um potencial mais alto de causar efeitos nas comunidades marinhas, e foram considerados metais de interesse para uma avaliação mais detalhada. Vale ressaltar que, alguns dos metais que apresentaram baixas concentrações nas águas e não foram avaliados mais

detalhadamente neste relatório, ainda podem apresentar a possibilidade de bioacumulação e biomagnificação na cadeia alimentar. Deste modo, estudos complementares no que concerne à avaliação ecotoxicológica com diferentes biomarcadores poderão gerar resultados mais conclusivos.

7.1.2.3.1 *Metais com concentrações menos relevantes quanto a efeitos sobre a biota marinha*

7.1.2.3.1.1 Arsênio

As concentrações de arsênio trivalente (Figura 208) e de arsênio dissolvido (Figura 209) mostraram que esse não foi um parâmetro que exigiu a necessidade de uma análise mais detalhada quanto a sua presença em águas superficiais, por apresentar resultados abaixo da concentração para proteção da vida marinha. No caso do arsênio trivalente, a bibliografia consultada (NEFF, 1997), indica que concentrações de 0,036mg/L seriam consideradas adequadas para a proteção da vida aquática. Quanto ao arsênio dissolvido, a concentração adequada seria abaixo de 0,05mg/L (MCNEELY; NEIMANIS; DWYER, 1979).

Figura 208 – Resultados de arsênio trivalente do período de 17/11/15 a 30/08/2017 em todas as regiões monitoradas (grupos 1 a 5). Os círculos nos gráficos destacam resultados anômalos que podem significar falha na geração ou digitação do banco de dados. A linha corresponde à concentração de 0,036 mg/L.

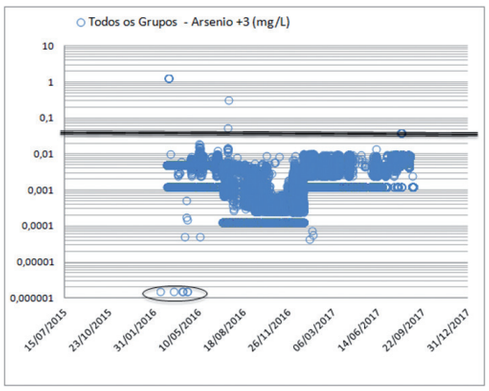
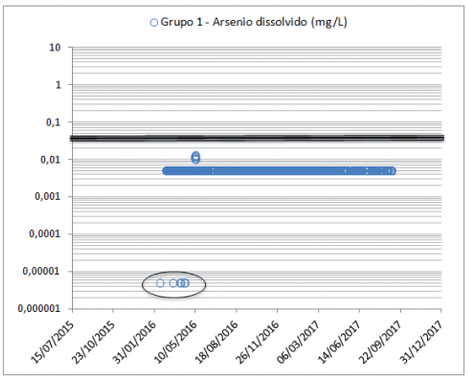
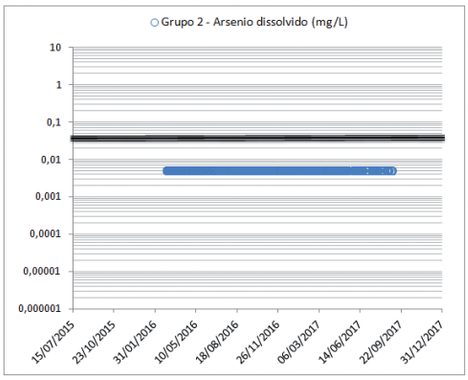
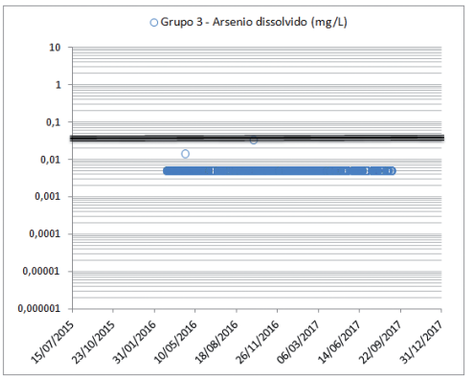
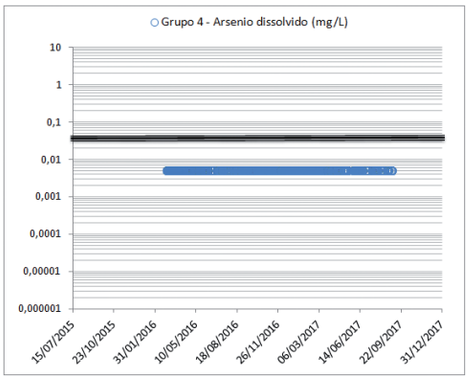


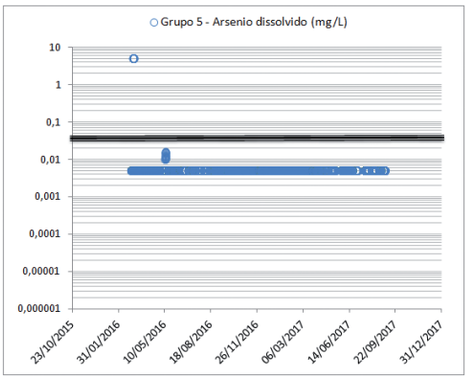
Figura 209 – Resultados de arsênio dissolvido do período de 17/11/15 a 30/08/2017. Gráficos por região (grupos 1 a 5). Os círculos nos gráficos destacam resultados anômalos que podem significar falha na geração ou digitação do banco de dados. A linha corresponde à concentração de 0,05 mg/L.







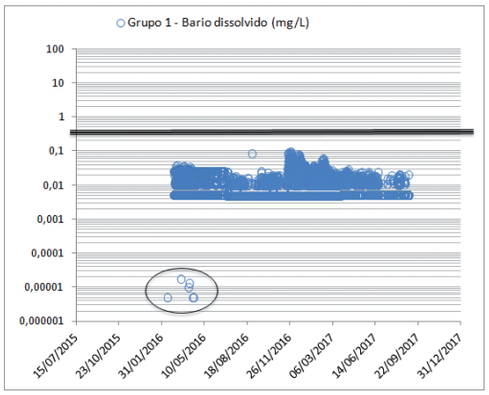


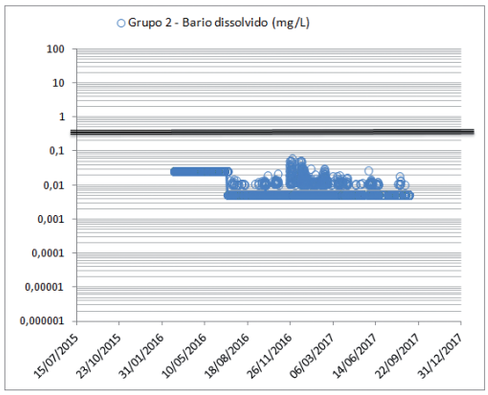


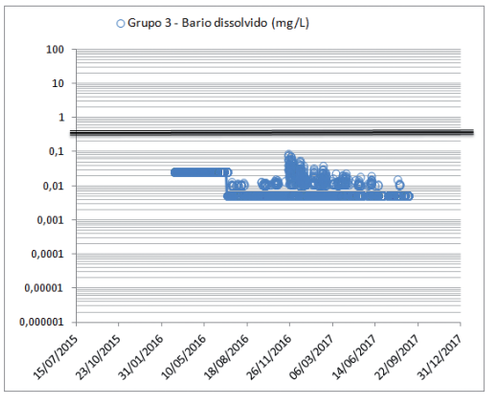
7.1.2.3.1.2 Bário

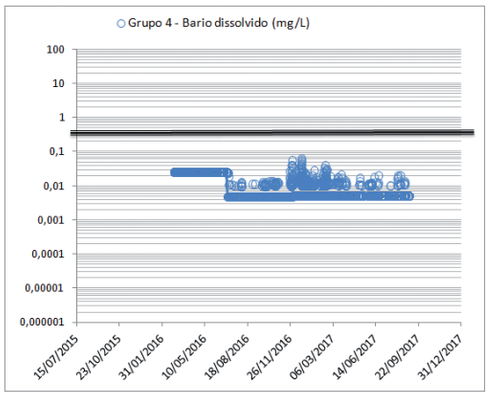
A concentração de bário dissolvido esteve sempre abaixo do limite para proteção da vida aquática de 0,5 mg/L (MCNEELY; NEIMANIS; DWYER, 1979). O bário foi considerado de baixo potencial de risco em águas e desta maneira não foi realizada uma avaliação mais detalhada quanto a este parâmetro (Figura 210), dado às baixas concentrações de registro. Resultados 1.000 vezes mais elevados do que os demais, observados na região do Grupo 5, devem ser considerados com ressalva, pois podem estar refletindo falhas ao longo do processo de geração ou registro dos dados.

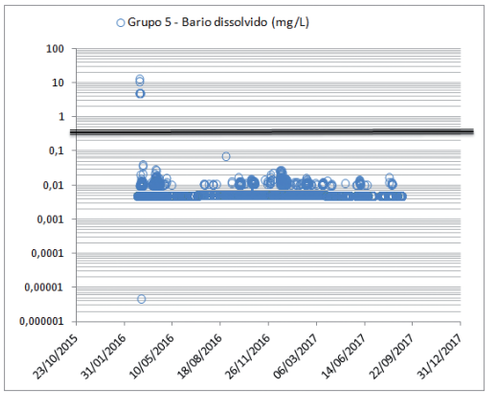
Figura 210 – Resultados de bário dissolvido do período de 17/11/15 a 30/08/2017. Gráficos por região (grupos 1 a 5). Os círculos nos gráficos destacam resultados anômalos que podem significar falha na geração ou digitação do banco de dados. A linha corresponde à concentração de 0,5 mg/L.











7.1.2.3.1.3 Cádmio

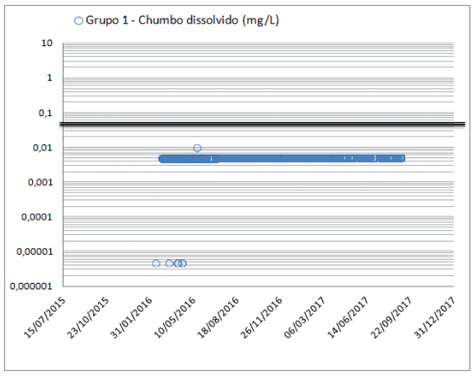
O cádmio mostrou baixo potencial de risco devido à concentração do elemento em forma dissolvida nunca exceder o limite de 0,005 mg/L (MCNEELY; NEIMANIS; DWYER,1979) para proteção da vida aquática, desta maneira não houve a necessidade de avaliação detalhada de efeitos sobre a biota marinha pela presença deste parâmetro nas águas (Figura 211). O registro de uma concentração 1.000 vezes mais elevada do que o conjunto de resultados, observada na região do Grupo 5 (região do refúgio da vida silvestre e área de proteção ambiental), deve ser considerado com ressalva, pois pode refletir falha ao longo do processo de geração ou registro do dado.

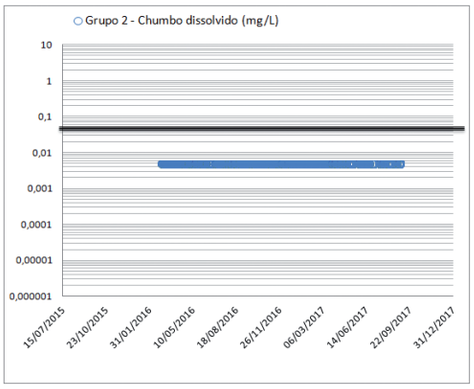
Figura 211 – Resultados de cádmio dissolvido do período de 17/11/15 a 30/08/2017. Gráficos por região (grupos 1 a 5). Os círculos nos gráficos destacam resultados anômalos que podem significar falha na geração ou digitação do banco de dados. A linha corresponde à concentração de 0,005 mg/L.

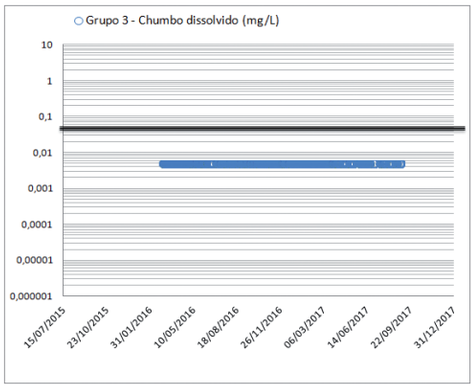
7.1.2.3.1.4 Chumbo

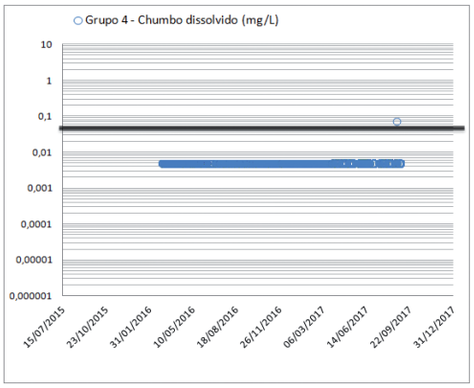
O chumbo dissolvido mostrou baixo potencial de risco, pois nunca excedeu o limite de 0,05 mg/L (MCNEELY; NEIMANIS; DWYER, 1979) para proteção da vida aquática, desta maneira não foi realizada avaliação detalhada dos efeitos sobre a biota marinha pela presença de chumbo dissolvido nas águas costeiras (Figura 212). O registro de uma concentração 1.000 vezes mais elevada do que o conjunto de resultados observado na região do Grupo 5 (região do refúgio da vida silvestre e área de proteção ambiental) deve ser considerado com ressalva, pois pode refletir falha no registro do dado.

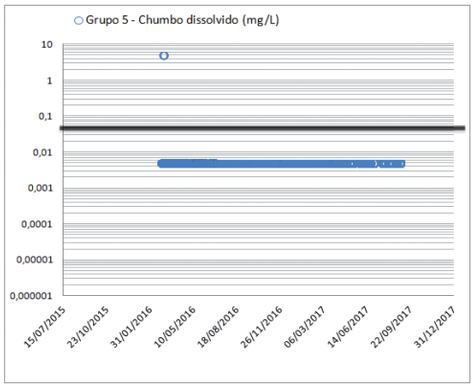
Figura 212 – Resultados de chumbo dissolvido do período de 17/11/15 a 30/08/2017. Gráficos por região (grupos 1 a 5). Os círculos nos gráficos destacam resultados anômalos que podem significar falha na geração ou digitação do banco de dados. A linha corresponde à concentração de 0,05 mg/L.







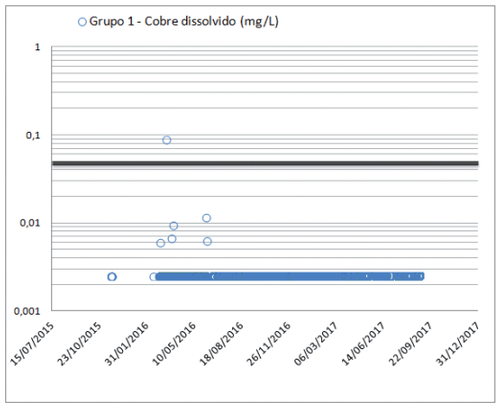


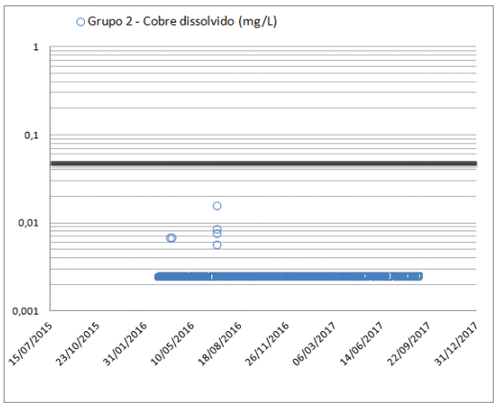


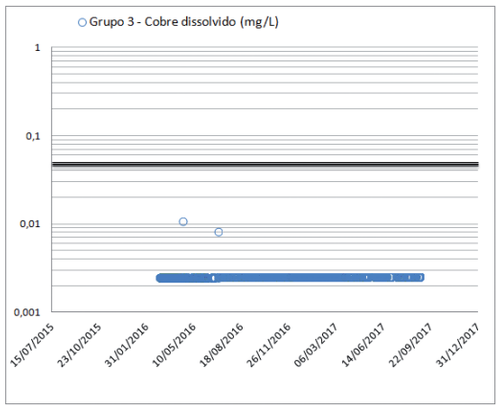
7.1.2.3.1.5 Cobre

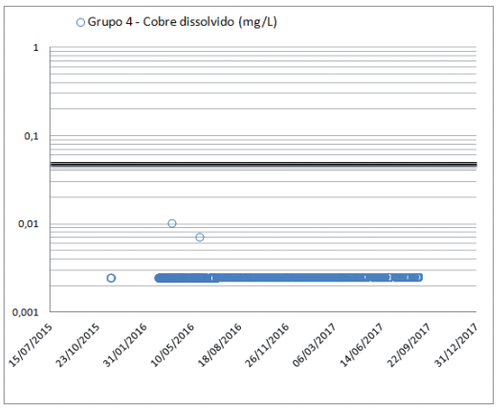
O cobre também foi considerado de baixo risco e sem interesse para avaliação de efeitos biológicos. A concentração de cobre dissolvido excedeu apenas em uma ocasião o limite de 0,05 mg/L (MCNEELY; NEIMANIS; DWYER, 1979) para proteção da vida aquática (Figura 213).

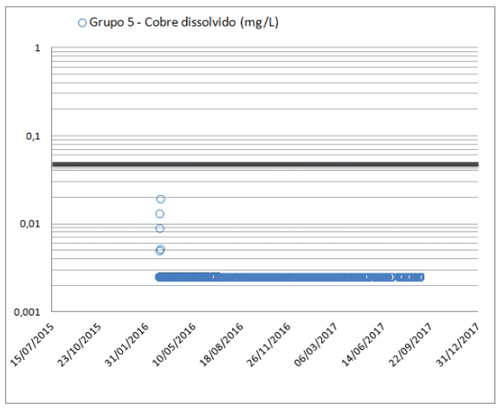
Figura 213 – Resultados de cobre dissolvido do período de 17/11/15 a 30/08/2017. Gráficos por região (grupos 1 a 5). A linha corresponde à concentração de 0,05 mg/L.











7.1.2.3.1.6 Cromo

A Figura 214 apresenta os resultados do cromo trivalente e hexavalente. A concentração de cromo trivalente esteve sempre abaixo do limite para proteção da vida aquática (0,056 mg/L, CCME, 2008). O limite analítico de quantificação do cromo hexavalente (0,01 mg/L) foi superior ao critério para proteção da vida aquática (0,00015 mg/L, CCME, 2008). O cromo foi considerado de baixo potencial de risco de efeitos sobre a biota aquática, devido a concentração de cromo dissolvido (Figura 215) estar sempre abaixo do limite para proteção da vida marinha 0,1mg/L (MCNEELY; NEIMANIS; DWYER, 1979). O registro de uma concentração 1.000 vezes mais elevada do que o restante dos resultados na região do Grupo 5 deve ser considerada com ressalva.

Figura 214 – Resultados de cromo trivalente e hexavalente do período de 17/11/15 a 30/08/2017. A linha corresponde à concentração para proteção da vida marinha – cromo +3 = 0,056 mg/L e cromo +6 = 0,00015 mg/L.

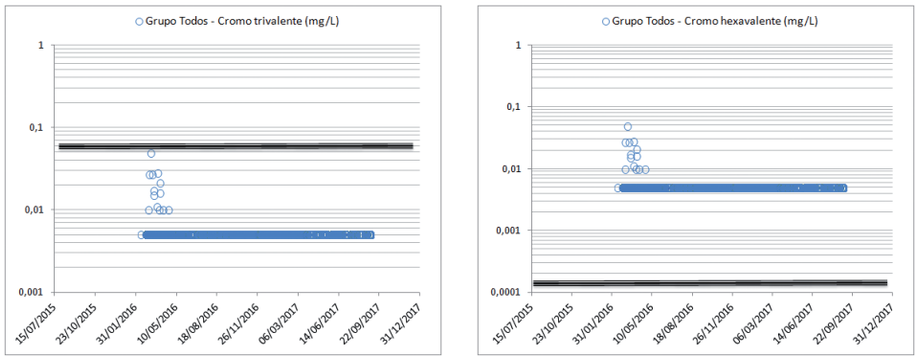
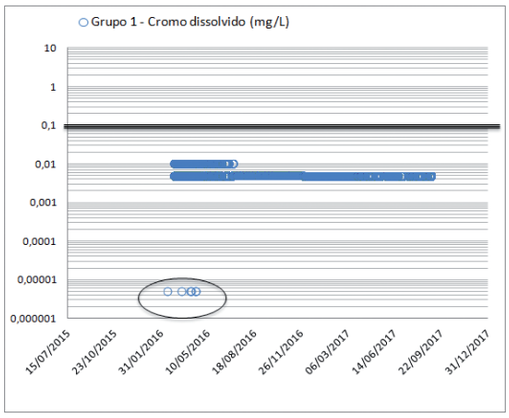
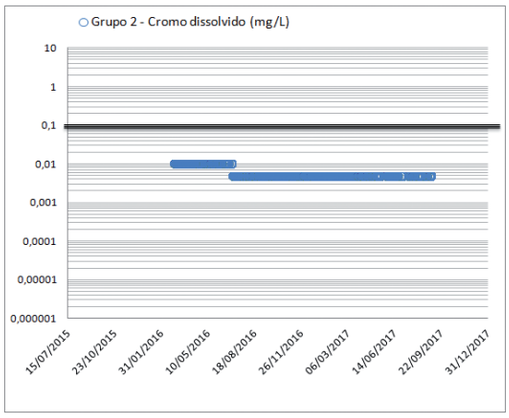
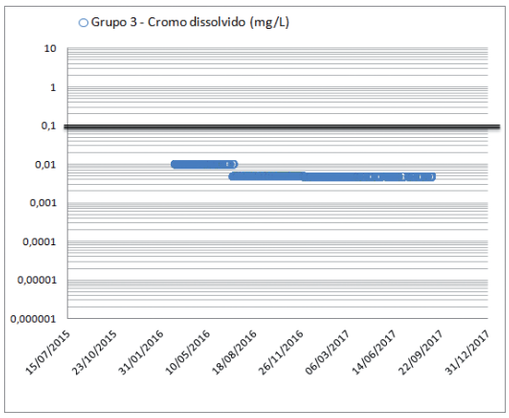
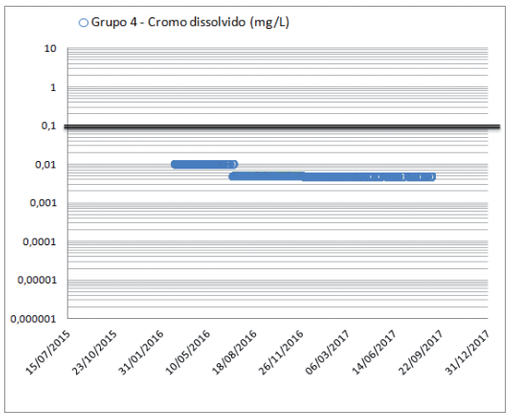


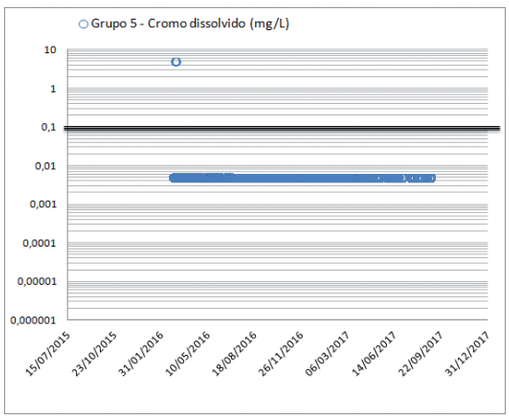
Figura 215 – Resultados de cromo dissolvido do período de 17/11/15 a 30/08/2017. Gráficos por região (grupos 1 a 5). Os círculos nos gráficos destacam resultados anômalos que podem significar falha na geração ou digitação do banco de dados. A linha corresponde à concentração de 0,10 mg/L.











7.1.2.3.1.7 Mercúrio

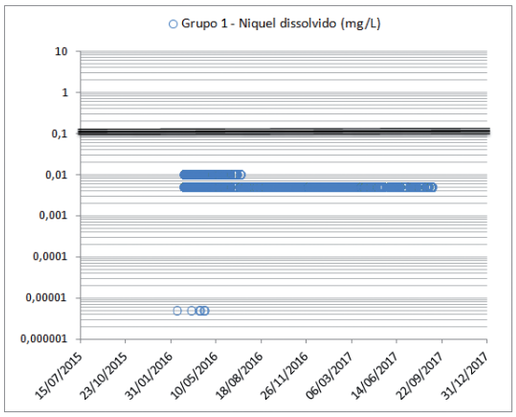
As concentrações de mercúrio excederam o limite de 0,02 mg/L (McNeely; Neimanis; Dwyer (1979) para proteção da vida aquática nos Grupos 1, 2, 3 e 4 em apenas uma campanha amostral, em fevereiro de 2016. Nos demais períodos o mercúrio pode ser considerado como de não interesse na avaliação de efeitos sobre a biota marinha por apresentar baixo potencial de risco, visto que neste período não apresentou resultados acima do limite de proteção a vida aquática supracitado (Figura 216). Os valores 1.000 vezes mais elevados do que o conjunto de resultados observados, na região do Grupo 2 (além de 5 km a leste da foz do rio Doce) devem ser considerados com ressalva pois podem refletir falha no registro do dado.

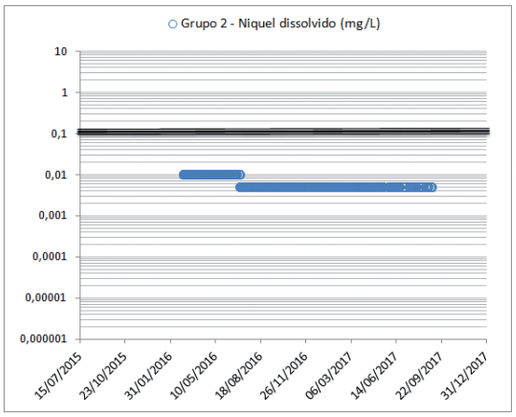
Figura 216 – Resultados de mercúrio dissolvido do período de 17/11/15 a 30/08/2017. Gráficos por região (grupos 1 a 5). A linha corresponde à concentração de 0,0002 mg/L.

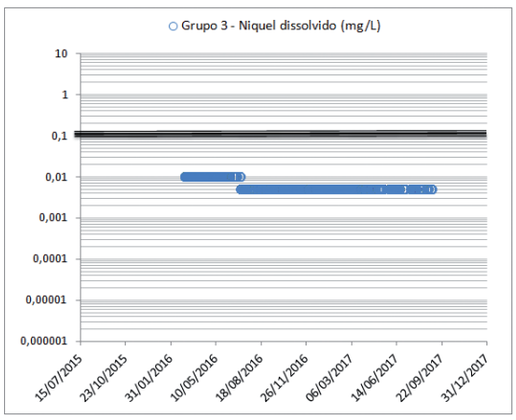
7.1.2.3.1.8 Níquel

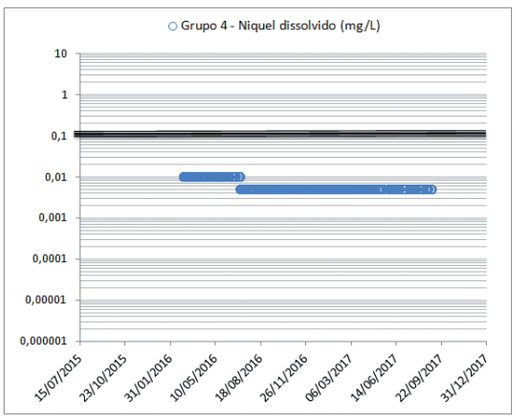
A concentração de níquel dissolvido apresentada na Figura 217 esteve sempre abaixo do limite para proteção da vida aquática de 0,1 mg/L (MCNEELY; NEIMANIS; DWYER, 1979), e por não ultrapassar esses limites o níquel foi considerado de baixo risco em causar efeitos sobre a vida aquática. Resultados 1.000 vezes mais elevados do que os demais, observados na região do Grupo 5, devem ser considerados com ressalva, pois podem estar refletindo falhas ao longo do processo de registro dos dados.

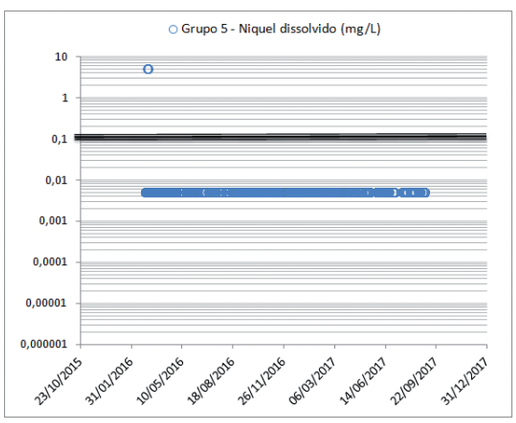
Figura 217 – Resultados de níquel dissolvido do período de 17/11/15 a 30/08/2017. Gráficos por região (grupos 1 a 5). Os círculos nos gráficos destacam resultados anômalos que podem significar falha na geração ou digitação do banco de dados. A linha corresponde à concentração de 0,1 mg/L.











7.1.2.3.1.9 Vanádio

Para a avaliação do vanádio utilizou-se o critério de 0,005 mg/L para proteção da vida aquática marinha, estabelecido pela *Environment Canada* (FEQG, 2016). No entanto, as análises de vanádio apresentaram limites de quantificação de 0,050 mg/L entre abril e junho de 2016 passando para 0,010 mg/L a partir desta data. Assim, os resultados menores que o limite de quantificação (<LQ) foram representados graficamente como LQ/2, ou seja: 0,025 mg/L para o primeiro período e 0,005 mg/L para o segundo período de monitoramento (Figura 218). Esses valores são superiores e coincidentes, respectivamente, com o valor de referência para proteção da vida aquática do vanádio. A limitação analítica do vanádio impõe restrições à avaliação do seu potencial de efeitos, porém os resultados de vanádio dissolvido que foram efetivamente superiores à concentração de 0,005 mg/L ocorreram apenas ocasionalmente nos Grupos 1, 2, 3 e 4. Resultados 1.000 vezes mais elevados do que os demais devem ser considerados com ressalva.

Figura 218 – Resultados de vanádio dissolvido do período de 17/11/15 a 30/08/2017. Gráficos por região (grupos 1 a 5). Os círculos nos gráficos destacam resultados anômalos que podem significar falha na geração ou digitação do banco de dados. A linha corresponde à concentração de 0,005 mg/L.

7.1.2.3.1.10 Zinco

O zinco excedeu o limite de 0,02 mg/L (McNeely; Neimanis; Dwyer, 1979) para proteção da vida aquática esporadicamente ao longo de dois anos (Figura 219), não persistindo por tempo suficiente para permitir uma análise mais detalhada da presença nas águas costeiras, entretanto, existe a possibilidade de se verificar efeitos quando realizadas análises toxicológicos em organismos aquáticos. O registro de uma concentração 1.000 vezes mais elevada do que o conjunto de resultados observada na região do Grupo 1 (até 5 km da foz do rio Doce) e Grupo 5 (região do refúgio da vida silvestre e área de proteção ambiental) deve ser considerado com ressalva, pois pode refletir falha no registro do dado.

Figura 219 – Resultados de Zinco dissolvido do período de 17/11/15 a 30/08/2017. Gráficos por região (grupos 1 a 5). O círculo no gráfico do grupo 1 destaca resultados muito abaixo do limite de detecção e pode significar falha na geração ou digitação do banco de dados. A linha corresponde à concentração de 0,02 mg/L.

7.1.2.3.2 *Metais em concentrações mais relevantes quando a efeitos sobre a biota marinha*

7.1.2.3.2.1 Ferro

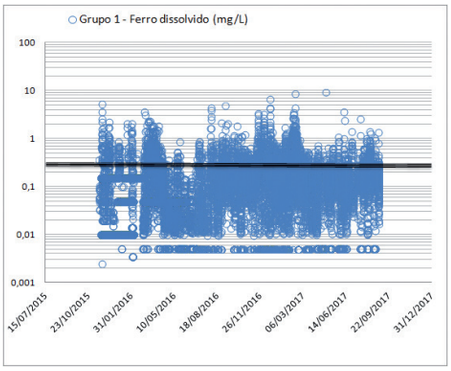
Para a avaliação das concentrações de ferro utilizou-se como referência o critério para proteção da vida marinha adotado pelo *Environment Canada* cujo valor é de 0,3 mg/L (CCME, 2008). Através dos gráficos da Figura 220, verificou-se que na foz do rio Doce (Grupo 1), concentrações de ferro acima de 0,3 mg/L foram registradas ao longo dos dois anos de monitoramento com um único período de concentrações menores que 0,3 mg/L, em meados de 2016. A região ao norte da foz do rio Doce (Grupo 3) foi a que apresentou o segundo maior número de resultados acima de 0,3 mg/L, mas apresentando dois períodos longos de pausa nesses excessos, um no primeiro semestre de 2016 e outro no segundo trimestre de 2017. Ao sul da foz (Grupo 4), na região mais oceânica a leste (Grupo 2) e também na região que engloba o refúgio da vida silvestre e a área de proteção ambiental (Grupo 5) a frequência de resultados acima de 0,3 mg/L foi esporádica e os intervalos, com concentrações menores que 0,3 mg/L, tiveram maior duração.

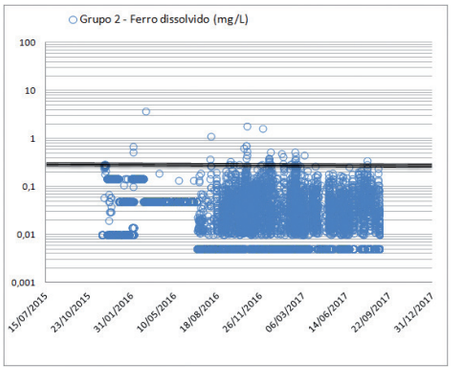
Ferro apresentou-se, portanto, um elemento de interesse para a avaliação do potencial efeito sobre a biota marinha. Para uma melhor visualização espacial da distribuição do ferro na região oceânica no entorno da foz do rio Doce, foram elaborados mapas, a partir da mediana dos resultados de ferro, para os quatro períodos de regime pluviométrico do biênio 2016/2017. Através dessas imagens pode-se verificar os limites prováveis das regiões com concentração acima de 0,3 mg/L e, portanto, potencialmente perigosa para a manutenção normal da vida aquática com respeito ao ferro (ferro dissolvido: Figura 221, Figura 222; ferro total: Figura 224, Figura 225). Para a região do refúgio da vida silvestre e área de proteção ambiental, devido à escassez de pontos amostrais, a distribuição espacial foi representada através de gráficos de barra sobre o mapa (Figura 226).

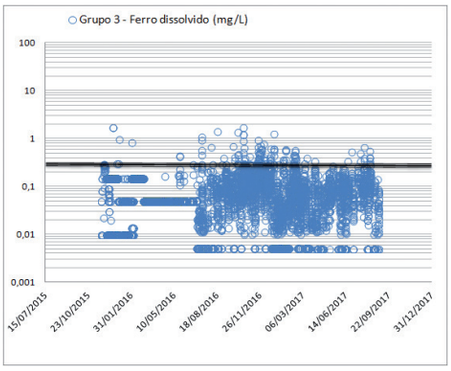
Quanto aos efeitos do ferro, Leigh-Smith (2018) destacam que resultados de toxicidade do ferro para organismos marinhos são escassos e, quando existentes, pouca importância é dada à complexa questão da solubilidade do ferro nas soluções teste. Os autores estudaram a solubilidade e a instabilidade do Fe^{+3} em água do mar e então examinaram o efeito do Fe^{+3} no sucesso de fertilização e sobrevivência de larvas dos corais *Acropora spathulata* e *Platygyra daedalea*. Os autores supracitados obtiveram uma concentração efetiva (EC50) de 25mg/L para efeitos sobre a fertilização e um EC50 que variou de 40 a 66mg/L para efeitos na sobrevivência das larvas (LEIGH-SMITH, 2018). Os autores acreditam na necessidade de desenvolvimento de valores de referência mais reais para o ferro em água marinhas.

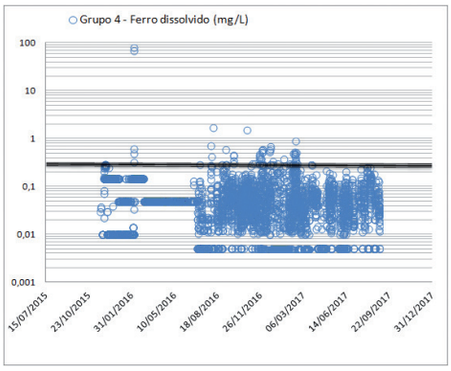
Pereira, Hattum e Brouwer (2011) investigaram respostas bioquímicas em peixes de lagoas costeiras do Brasil expostos à efluentes da mineração de minério de ferro. Estes autores constataram que peixes com alto nível de ferro no fígado apresentavam correlação positiva com níveis de retinol hepático indicando haver remobilização de vitamina A de outros tecidos para proteção contra danos oxidativos. Os peixes que apresentavam as alterações referidas, não apresentavam sinais de alteração do estado de saúde ou comportamento.

Figura 220 – Resultados de ferro dissolvido do período de 17/11/15 a 30/08/2017. Gráficos por região (grupos 1 a 5). A linha corresponde à concentração de 0,3 mg/L.









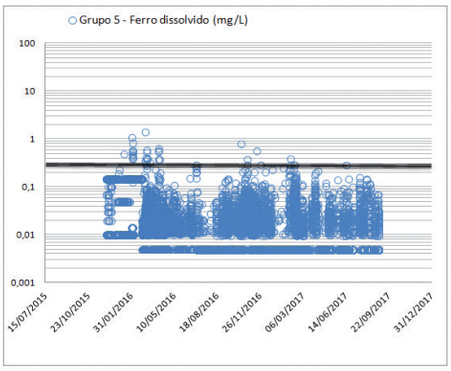


Figura 221 – Distribuição de ferro dissolvido nas águas superficiais no entorno da foz do rio Doce. Isolinhas da mediana dos resultados de ferro em dois períodos chuvosos e dois períodos secos entre novembro de 2015 a agosto de 2017.

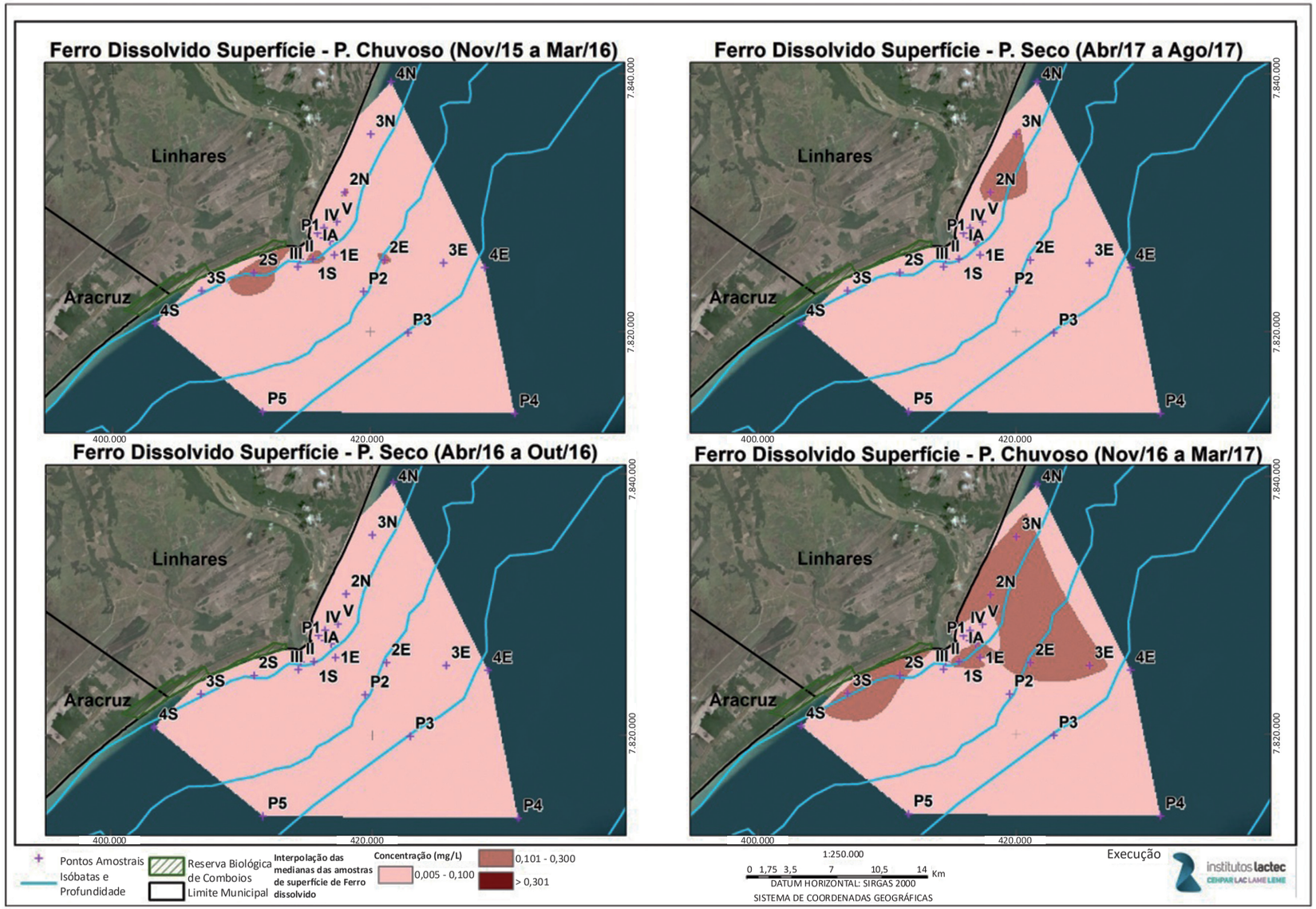
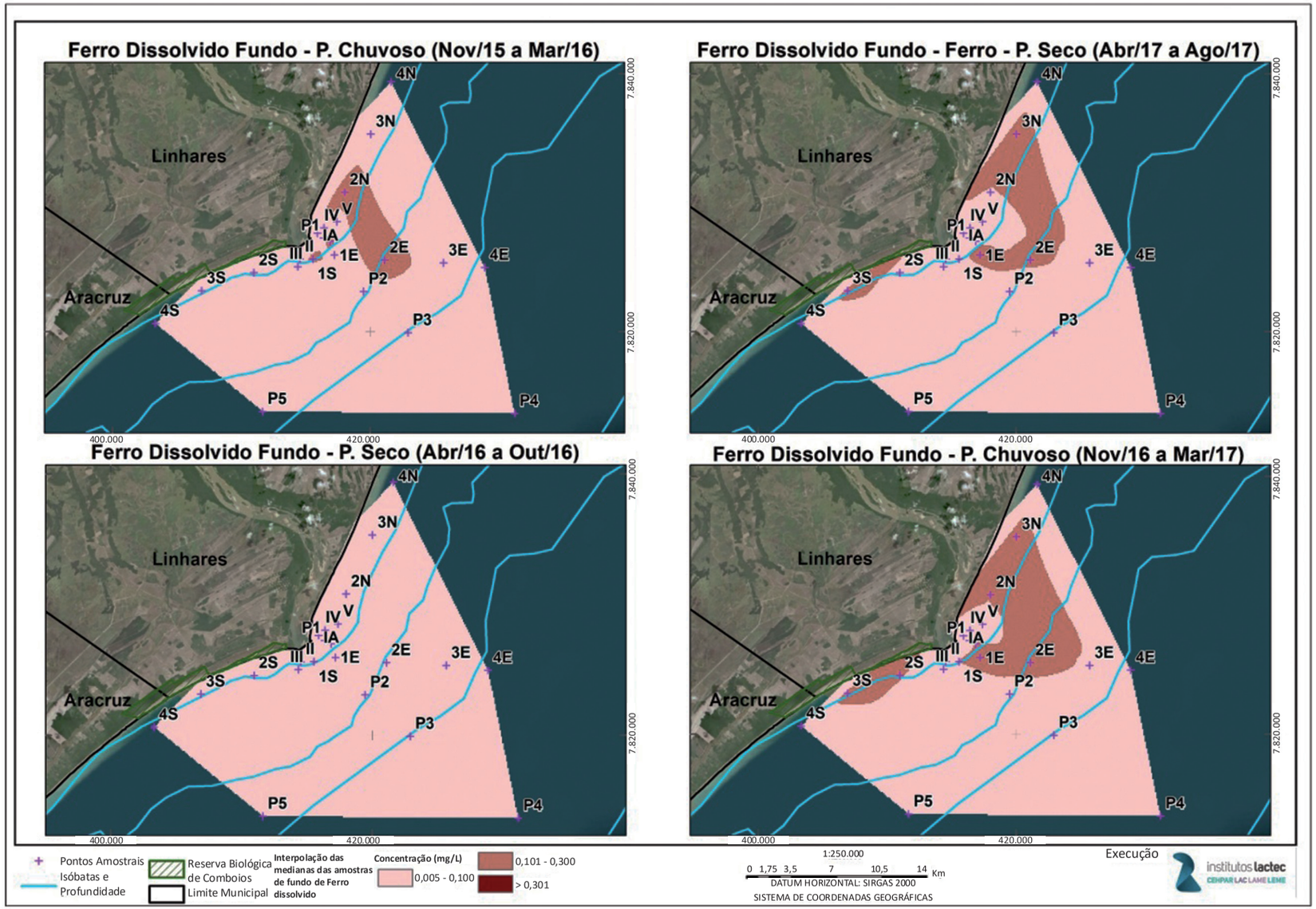


Figura 222 – Distribuição de ferro dissolvido nas águas de fundo no entorno da foz do rio Doce. Isolinhas da mediana dos resultados de ferro em dois períodos chuvosos e dois períodos secos entre novembro de 2015 a agosto de 2017.



www.institutoslactec.org.br

Além dos níveis de concentração de ferro dissolvido verificados na região, é importante ressaltar a elevada relação que as concentrações obtidas deste elemento na fração total apresentaram em relação aos resultados de turbidez, fator diretamente relacionado com a pluma do rio Doce. Através da análise de regressão entre concentração de ferro total e turbidez, observou-se a ocorrência de um coeficiente de determinação (R^2) igual a 0,842, indicando que 84,2% da variabilidade nas concentrações de ferro poderia ser explicada a partir da variabilidade nos valores de turbidez observadas na região (Figura 223). Através da Figura 224, Figura 225 e Figura 226 foi possível verificar que concentrações superiores a 0,3 mg/L, nível a partir do qual se verifica a possibilidade de efeitos agudos à biota segundo Buchmann (2008), foram predominantes apenas nas estações localizadas dentro do raio de 5 km da foz do rio Doce, principalmente nos períodos chuvosos de 2015-2016 e 2016-2017, sem uma diferença clara entre a dispersão verificada na camada superficial e na profunda.

Figura 223 – Relação entre os valores de turbidez e as concentrações de ferro nas amostras do monitoramento oceânico, com a equação da reta gerada e coeficiente de determinação.

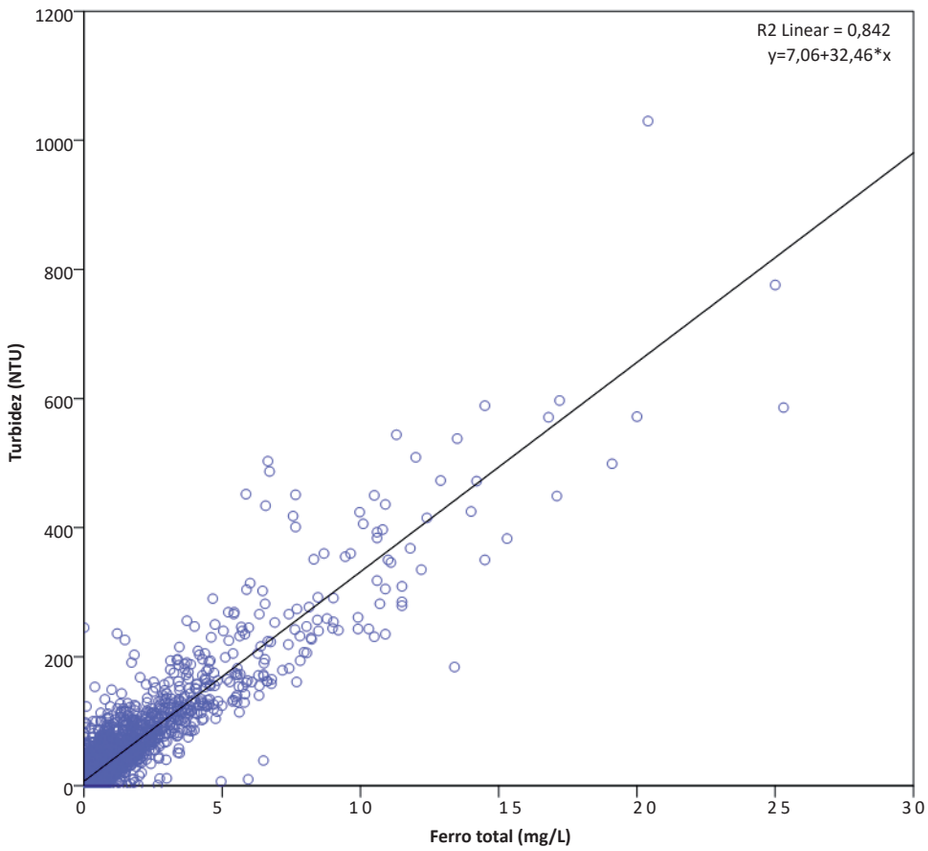
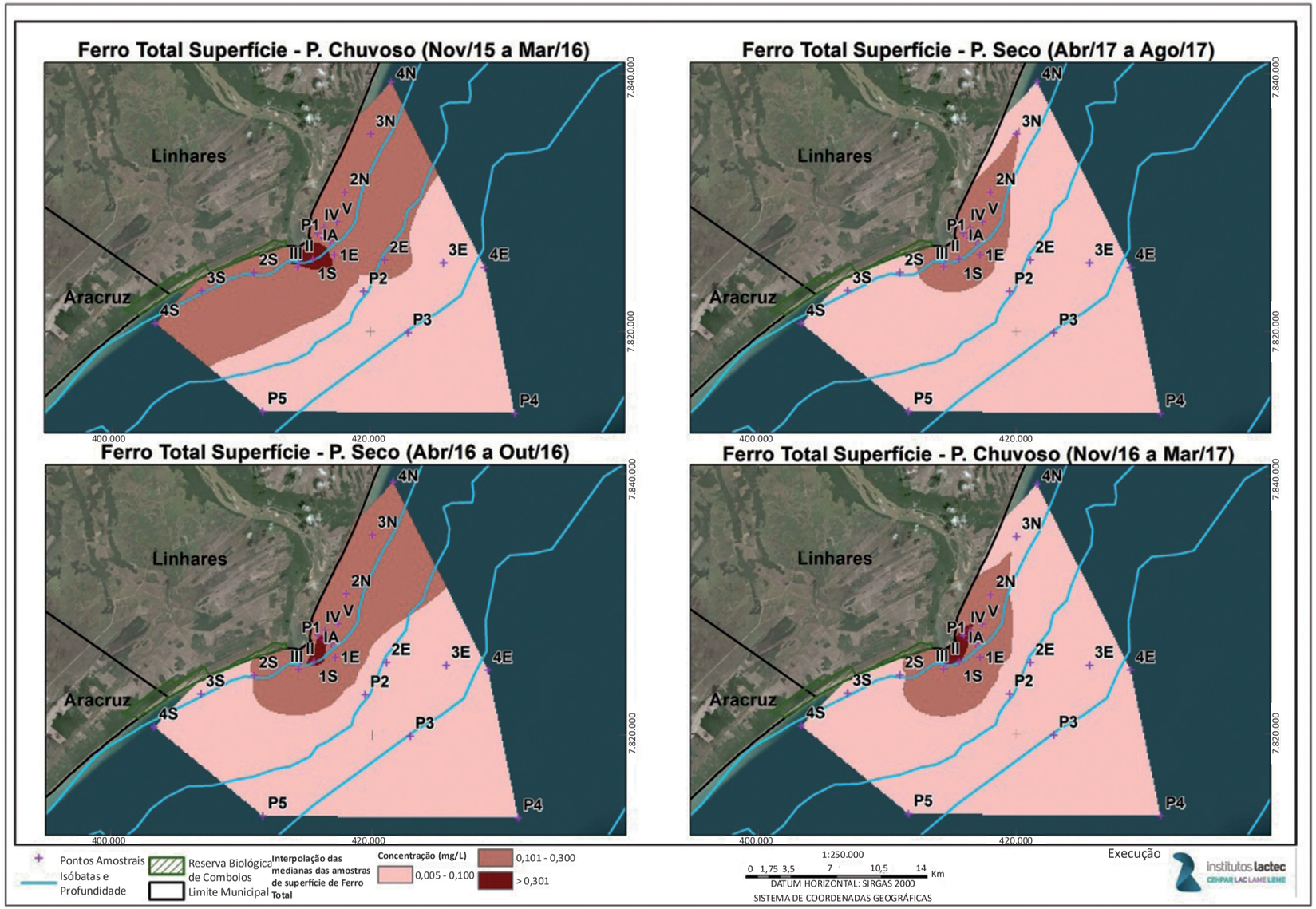


Figura 224 – Distribuição de ferro total nas águas superficiais no entorno da foz do rio Doce. Isolinhas da mediana dos resultados de ferro em dois períodos chuvosos e dois períodos secos entre novembro de 2015 a agosto de 2017.



www.institutoslactec.org.br

Figura 225 – Distribuição de ferro total nas águas de fundo no entorno da foz do rio Doce. Isolinhas da mediana dos resultados de ferro em dois períodos chuvosos e dois períodos secos entre novembro de 2015 a agosto de 2017.

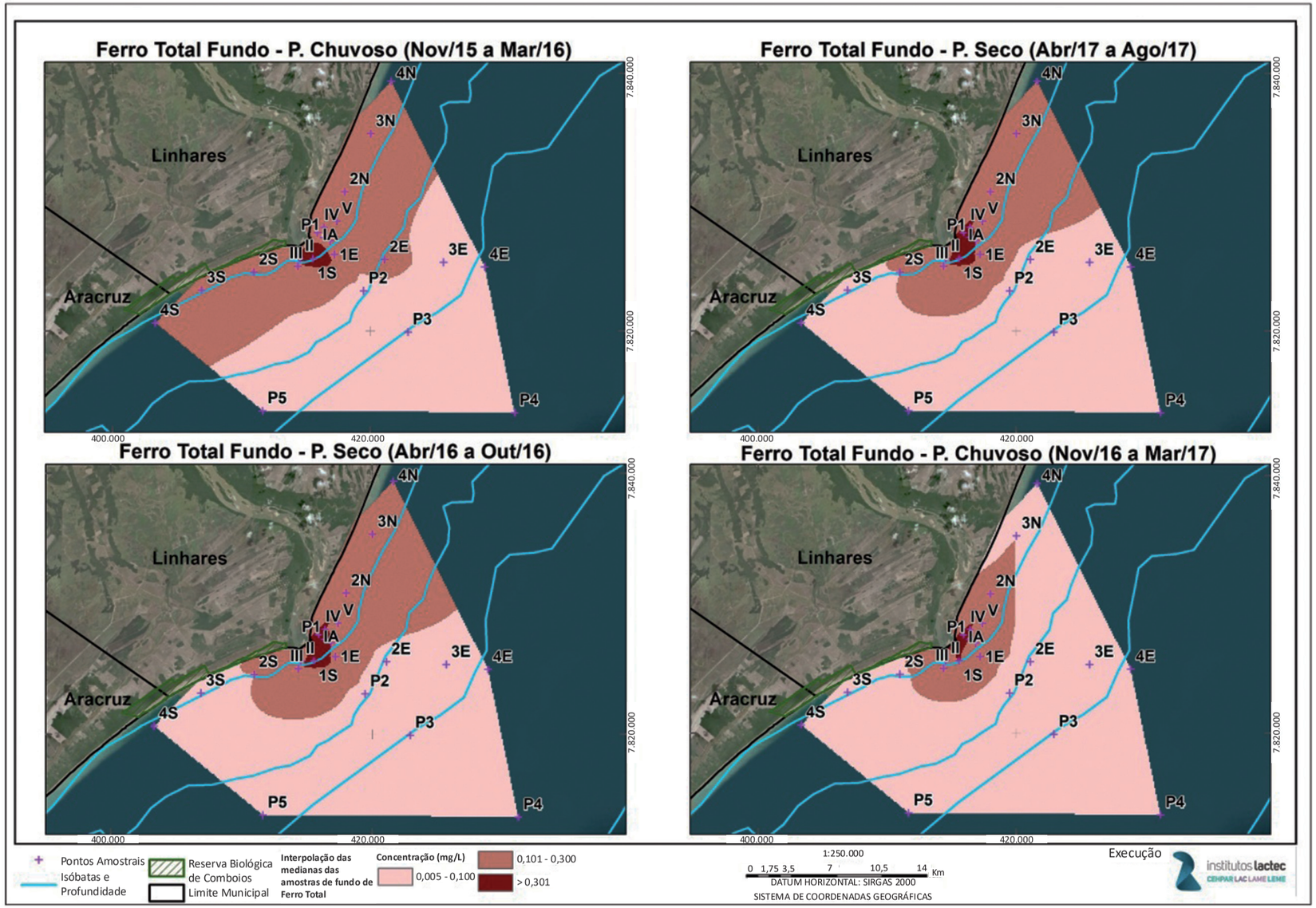
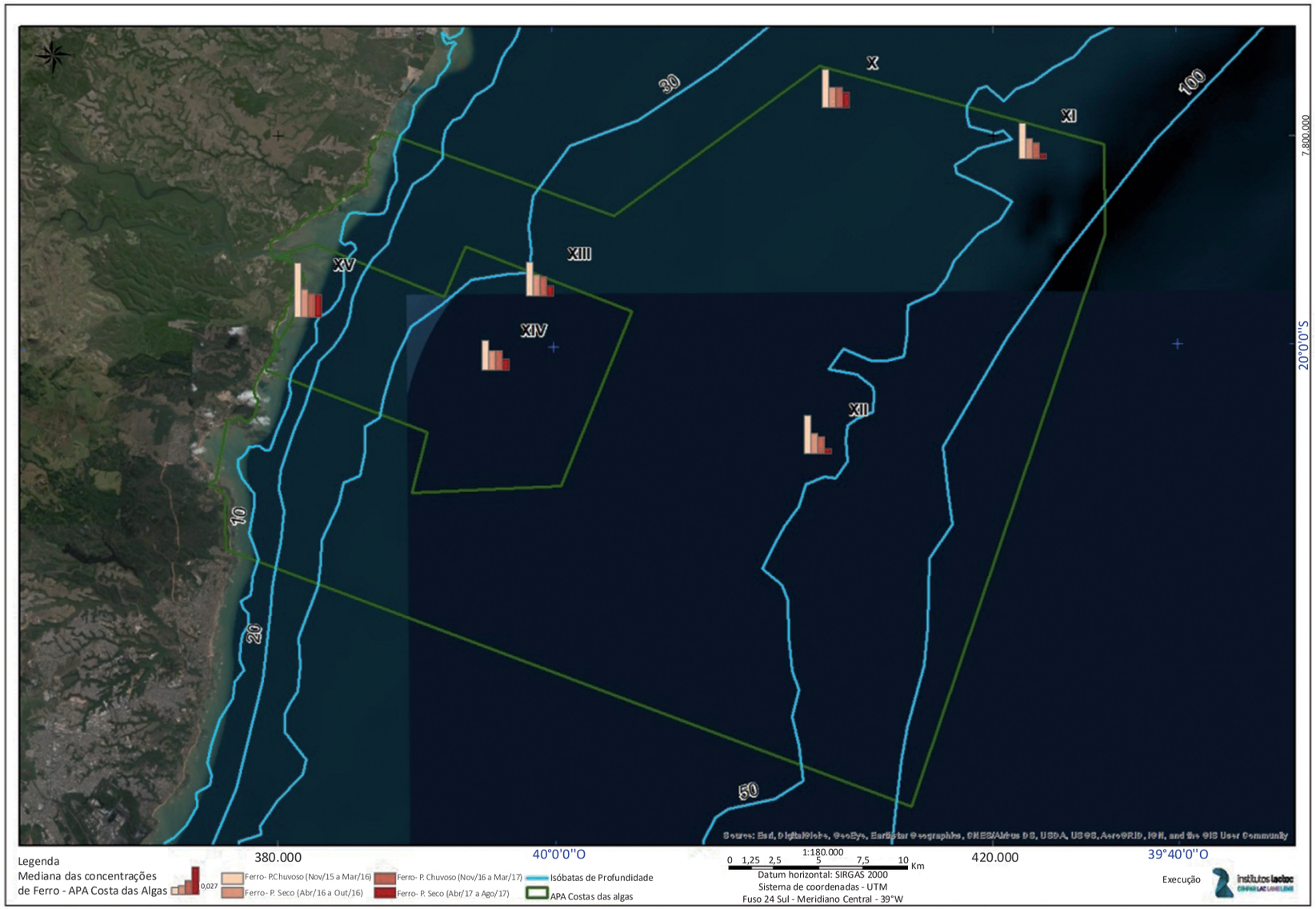


Figura 226 – Distribuição de ferro total nas águas costeiras na região do refúgio da vida silvestre e área de proteção ambiental da costa das algas. Mediana dos resultados de ferro nos períodos chuvosos e secos entre novembro de 2015 a agosto de 2017.



www.institutoslactec.org.br

7.1.2.3.2.2 Alumínio

Para a avaliação das concentrações de alumínio utilizou-se como referência uma proposta de critério para proteção da vida marinha da *International Joint Comission* de 1977 para a região dos grandes lagos na América do Norte e cujo valor é 0,1 mg/L (CCME, 2008). Verificou-se nos gráficos da Figura 227 que todas as regiões (Grupos 1 a 5) excederam continuamente ao longo dos dois anos de monitoramento o valor que, supostamente, seria limitante dos efeitos biológicos do alumínio. As regiões mais próximas à costa (Grupos 1, 3 e 4) foram as que apresentaram uma proporção maior de resultados acima de 0,1 mg/L (IJC, 1977).

Golding et al. (2014), após avaliar a toxicidade crônica sobre onze espécies de organismos marinhos, propuseram um valor de 0,024 mg/L como referência para determinar a probabilidade de impactos biológicos do alumínio. Dentre as 11 espécies consideradas no estudo as três mais sensíveis foram a diatomácea *Ceratoneis closterium* (Concentração de inibição de 10% - IC10 = 0,018 mg Al/L, 72-h inibição da taxa de crescimento), o mexilhão *Mytilus edulis plannulatus* (Concentração de efeito à 10% - EC10 = 0,250 mg Al/L, 72-h desenvolvimento embrionário) e a ostra *Saccostrea echinata* (Concentração de efeito à 10% - EC10 = 0,410 mg Al/L, 48-h desenvolvimento embrionário). A consideração desse critério mais rigoroso, no entanto, não mudaria a avaliação do potencial de impacto do alumínio relativo ao aporte do rio Doce, pois ambos os critérios (0,1 mg/L ou 0,024 mg/L) foram excedidos praticamente com a mesma frequência e duração em todas as regiões monitoradas.

No levantamento de dados históricos foram encontrados resultados de alumínio dissolvido nas regiões costeiras de Pres. Kennedy, Linhares e para o ambiente oceânico. Foram observadas concentrações acima do limite de quantificação apenas em Pres. Kennedy no período seco (máximo de 0,04 mg/L). Evidenciou-se, dessa forma, que as concentrações encontradas nas águas marinhas pós-rompimento da barragem do Fundão foram superiores aos níveis ambientais e tem potencial de impactar as comunidades marinhas.

Da mesma forma que para o ferro, uma visualização espacial da distribuição do alumínio na região oceânica no entorno da foz do rio Doce, foi elaborada através de mapas obtidos a partir da mediana dos resultados de alumínio, para os períodos de chuva e seca de 2016 e 2017. Através dessas imagens pode-se verificar os limites prováveis das regiões com concentração acima de 0,1 mg/L, potencialmente perigosa para a manutenção normal da vida aquática (alumínio dissolvido: Figura 228, Figura 229; alumínio total: Figura 231, Figura 232). Para a região do refúgio da vida silvestre e área de proteção ambiental, a distribuição espacial foi representada através de gráficos de barra sobre o mapa devido à escassez de pontos amostrais para a interpolação de isolinhas (Figura 233).

Figura 227 – Resultados de alumínio dissolvido do período de 17/11/15 a 30/08/2017. Gráficos por região (grupos 1 a 5). A linha corresponde à concentração de 0,1 mg/L.

Figura 228 – Distribuição de alumínio dissolvido nas águas superficiais no entorno da foz do rio Doce. Isolinhas da mediana dos resultados de alumínio em dois períodos chuvosos e dois períodos secos entre novembro de 2015 a agosto de 2017.

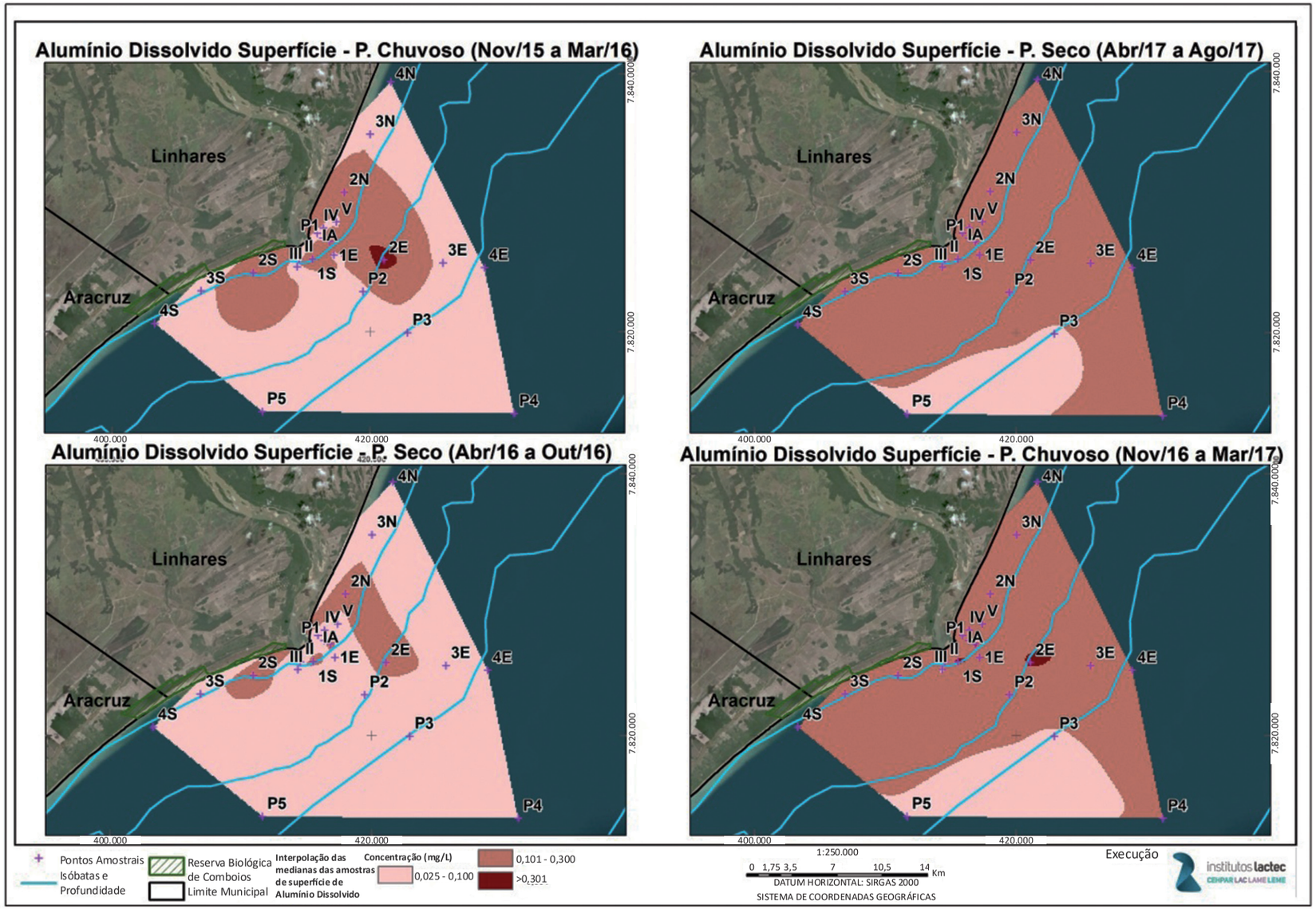
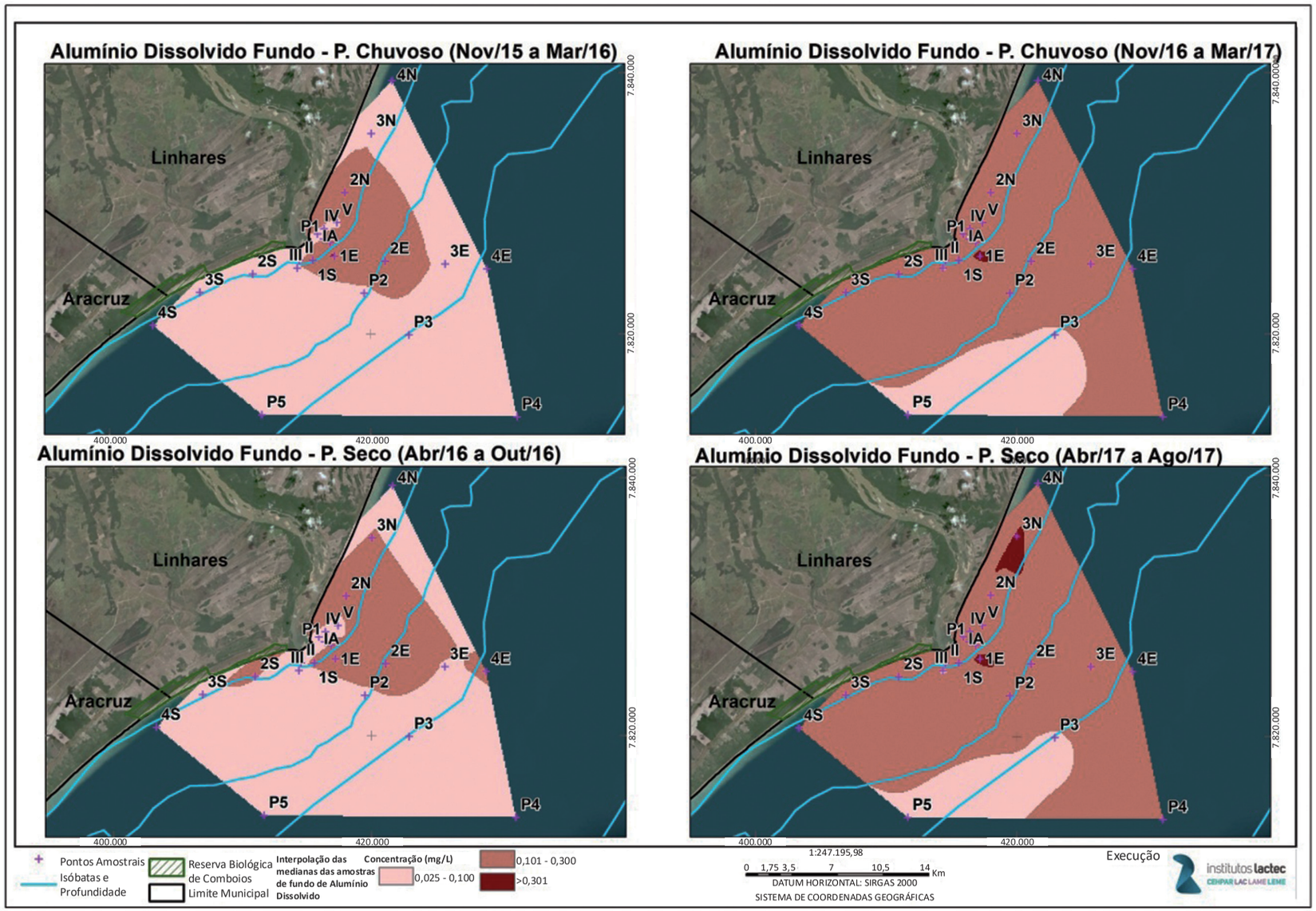


Figura 229 – Distribuição de alumínio dissolvido nas águas de fundo no entorno da foz do rio Doce. Isolinhas da mediana dos resultados de alumínio em dois períodos chuvosos e dois períodos secos entre novembro de 2015 a agosto de 2017.



www.institutoslactec.org.br

Da mesma forma que já verificado para as concentrações de ferro, as concentrações de alumínio apresentaram uma importante relação com os dados de turbidez, apresentando um valor de R^2 de 0,774, indicativo de que 77,4% da variabilidade nos resultados de alumínio total podem ser explicadas pela variabilidade dos dados de turbidez, por sua vez oriunda principalmente da pluma do rio Doce (Figura 230). A distribuição das medianas de alumínio total na região nos períodos de amostragem pode ser verificada na Figura 231 e na Figura 232.

Figura 230 – Relação entre os valores de turbidez e as concentrações de alumínio nas amostras do monitoramento oceânico, com a equação da reta gerada e coeficiente de determinação.

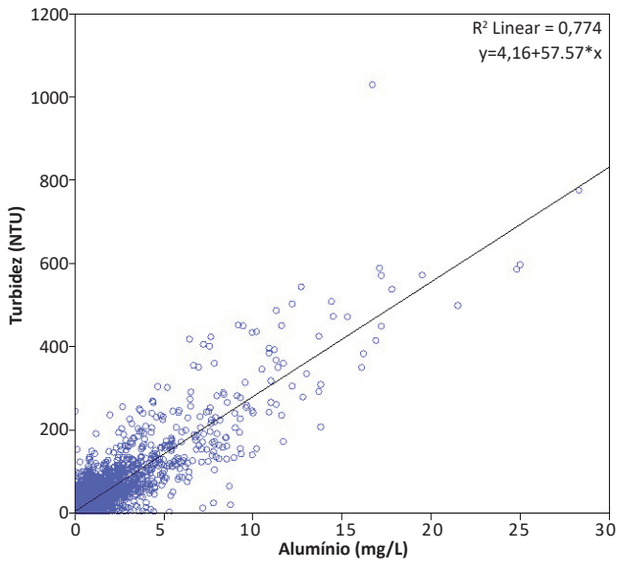
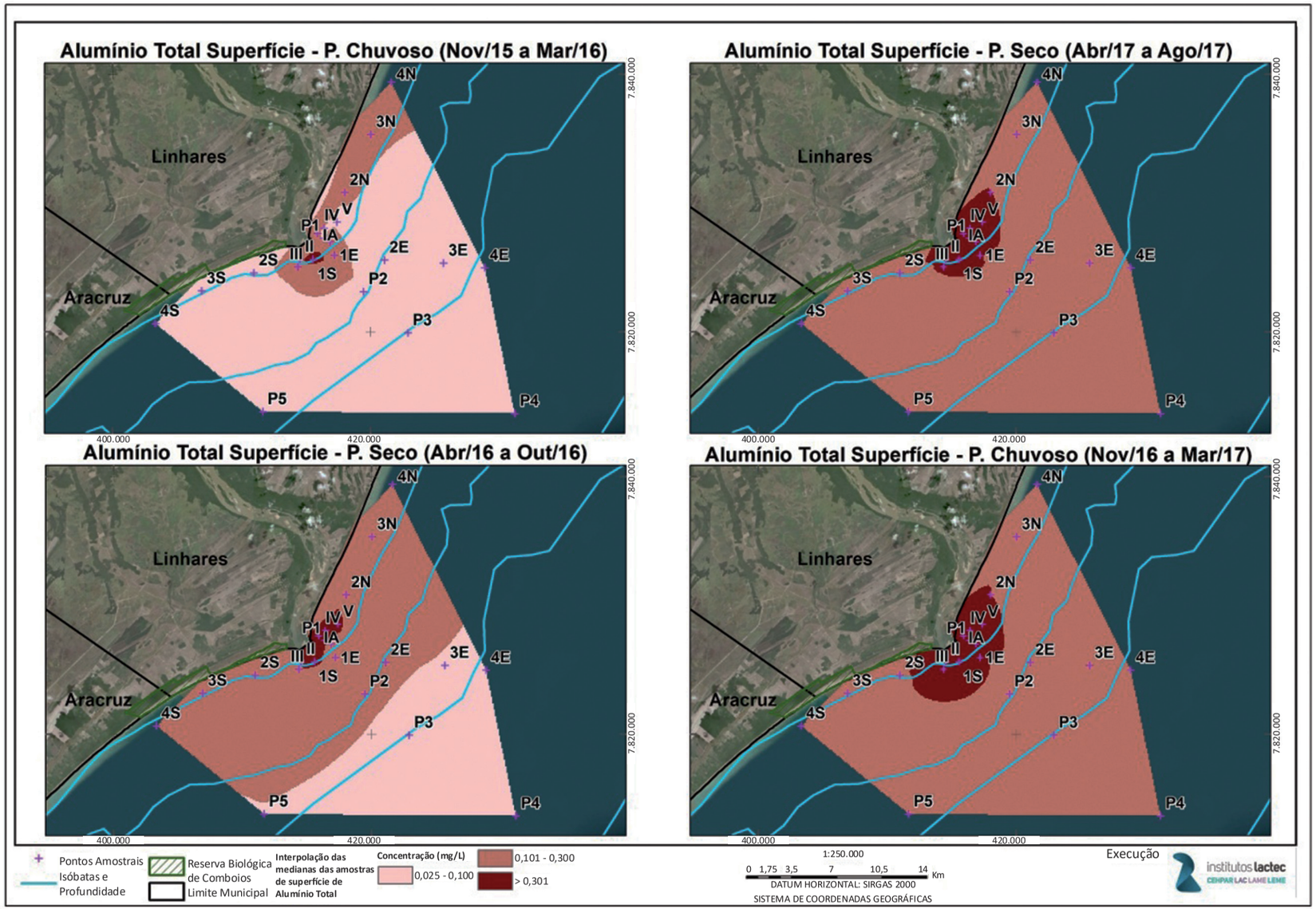


Figura 231 – Distribuição de alumínio total nas águas superficiais no entorno da foz do rio Doce. Isolinhas da mediana dos resultados de alumínio em dois períodos chuvosos e dois períodos secos entre novembro de 2015 a agosto de 2017.



www.institutoslactec.org.br

Figura 232 – Distribuição de alumínio total nas águas de fundo no entorno da foz do rio Doce. Isolinhas da mediana dos resultados de alumínio em dois períodos chuvosos e dois períodos secos entre novembro de 2015 a agosto de 2017.

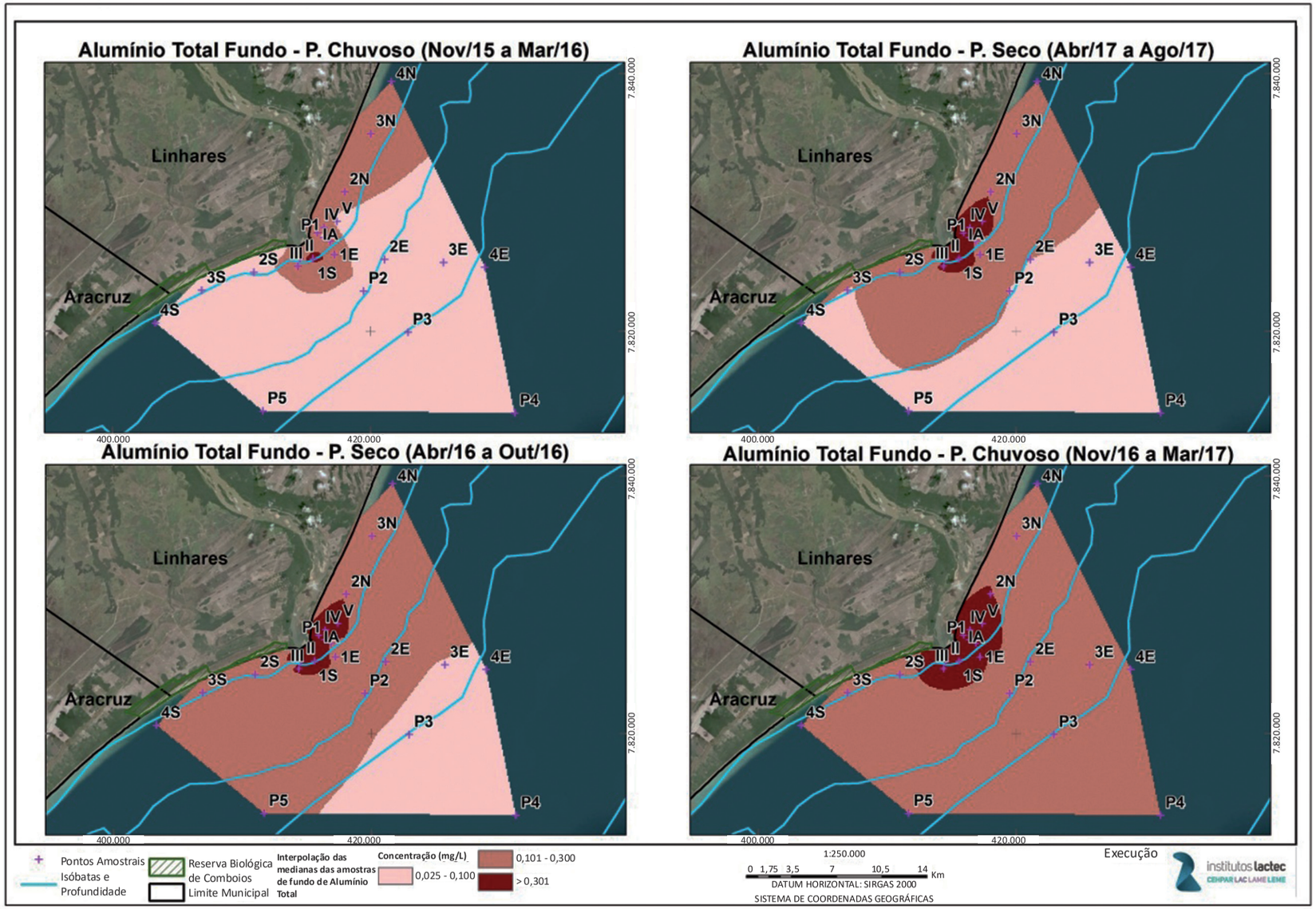
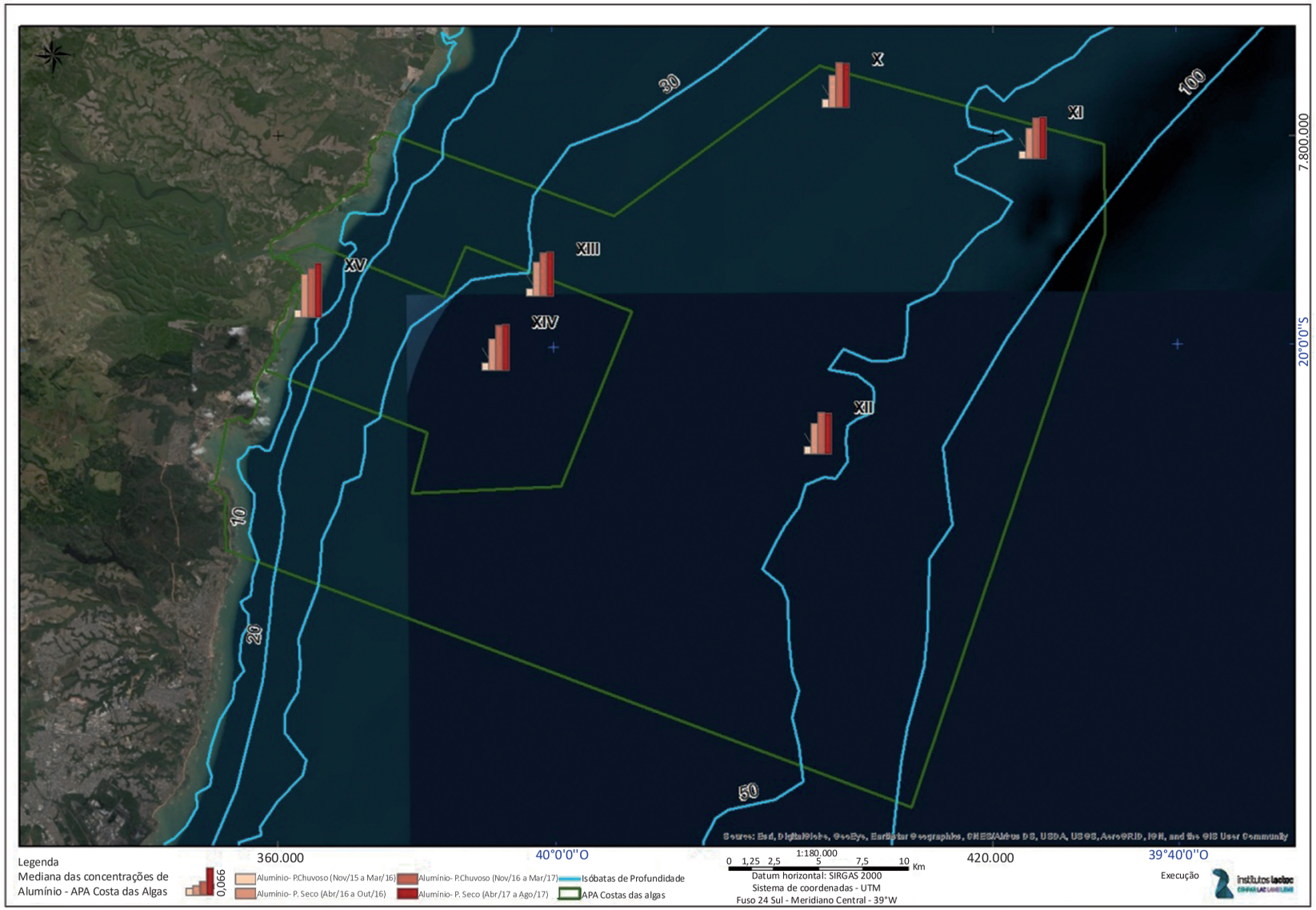


Figura 233 – Distribuição de alumínio total nas águas costeiras da região da costa das algas. Mediana dos resultados de alumínio em dois períodos chuvosos e dois períodos secos entre novembro de 2015 e agosto de 2017.



www.institutoslactec.org.br

7.1.2.3.2.3 Manganês

O manganês tem um comportamento químico similar ao ferro e frequentemente é encontrado em associação com o ferro. O manganês é um elemento essencial aos seres vivos e os organismos marinhos são capazes de bioacumular esse elemento com fatores de enriquecimento de 103 a 104 vezes em moluscos, 104 vezes em algas e 102 vezes em peixes (NAS, 1973 apud CCME, 2008). Ainda com relação à bioacumulação, o manganês apresentou uma meia vida de 46 dias em peixes (MILLER, 1980 apud CCME, 2008).

Para a avaliação das concentrações de manganês, utilizou-se como referência o critério para proteção da vida marinha adotado pelo *Environment Canada*, cujo valor é de 0,1 mg/L (CCME, 2008). Através da Figura 234, verificou-se que as concentrações de manganês dissolvido acima de 0,1 mg/L foram observadas com frequência apenas na região da foz do rio Doce (Grupo 1) no período de agosto de 2016 até agosto de 2017. Foram nove registros de curta duração, intercalados por períodos onde a concentração permaneceu em níveis supostamente não danosos. Os mapas da distribuição espacial de manganês total (Figura 236 e Figura 237) mostram que a frequência de ocorrência de resultados potencialmente danosos à vida marinha não foi suficientemente alta para ser rastreada através da mediana dos resultados. Para a região do refúgio da vida silvestre e área de proteção ambiental, devido à escassez de pontos amostrais, a distribuição espacial foi representada através de gráficos de barra sobre o mapa (Figura 238).

Figura 234 – Resultados de manganês dissolvido do período de 17/11/15 a 30/08/2017. Gráficos por região (grupos 1 a 5). Os círculos nos gráficos destacam resultados muito abaixo do limite de detecção, ou muito acima da faixa do restante de resultados e que pode significar falha na geração ou no registro no banco de dados. A linha corresponde à concentração de 0,1 mg/L.

As concentrações de manganês total apresentaram um elevado coeficiente de correlação (R^2=0,724), indicando para uma explicabilidade da dispersão dos dados de manganês total pelas variações dos resultados de turbidez de 72,4%. Este resultado, como já verificado para ferro e alumínio, reforça a influência da pluma do rio Doce sobre os resultados encontrados (Figura 235). De acordo com Buchman (2008), concentrações de manganês a partir de 0,1 mg/L são indicativos de possíveis efeitos crônicos sobre a biota, no entanto, esta concentração não se mostrou predominante em nenhum ponto amostrado dentro dos quatro períodos já monitorados (Figura 236 e Figura 237).

Figura 235 – Relação entre os valores de turbidez e as concentrações de manganês nas amostras do monitoramento oceânico, com a equação da reta gerada e coeficiente de determinação.

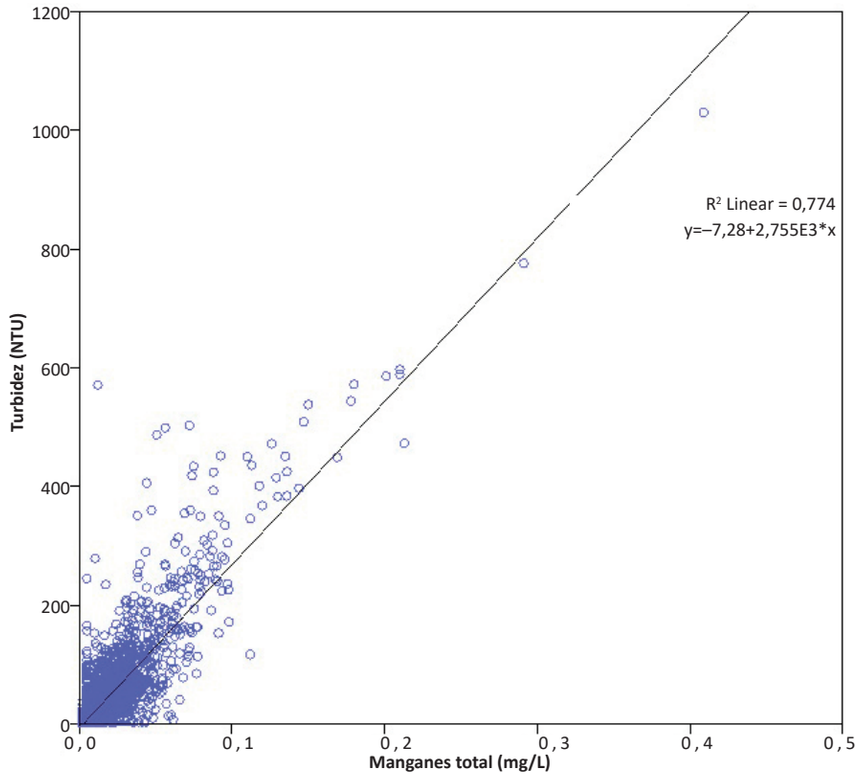
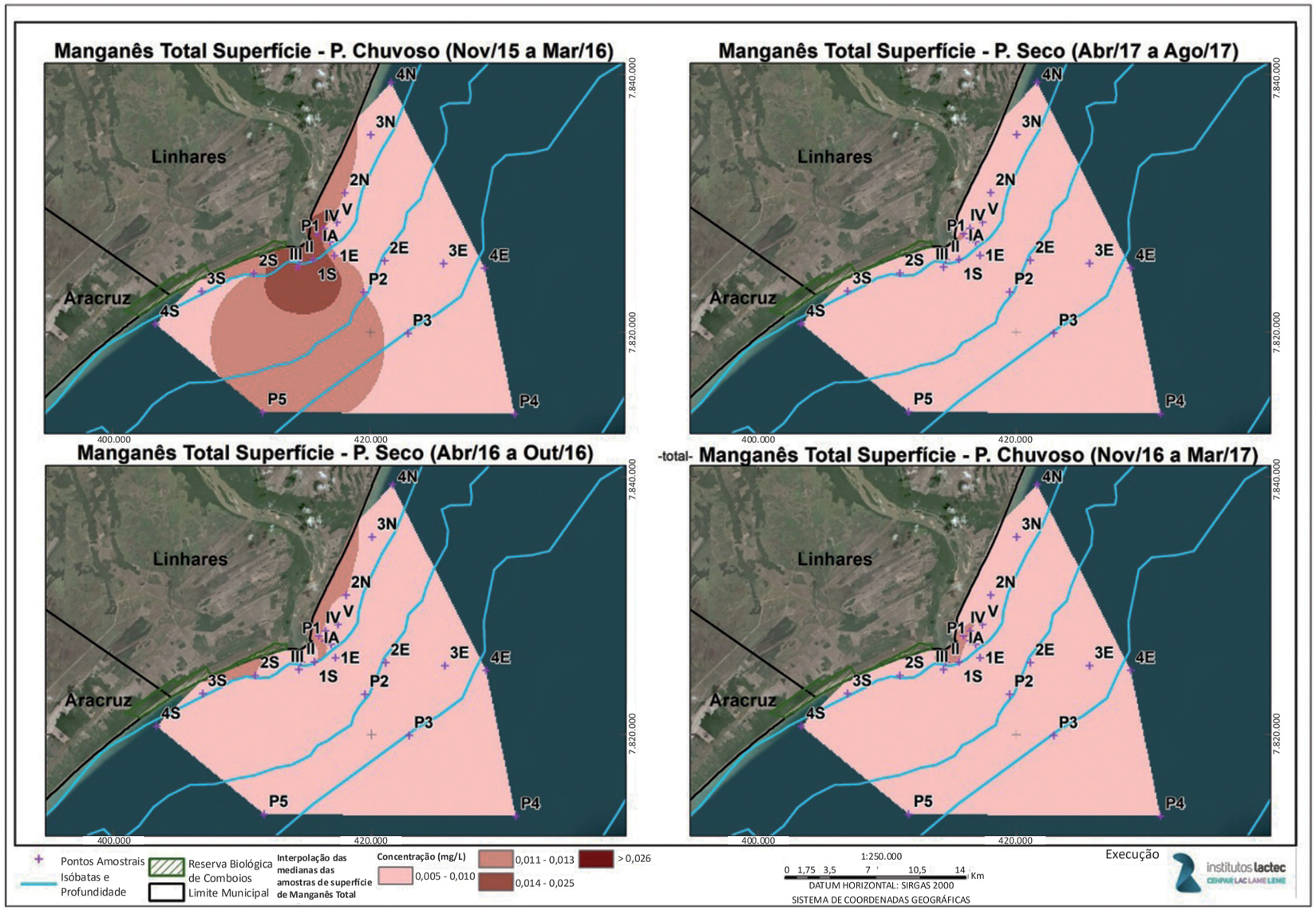


Figura 236 – Distribuição de manganês total nas águas superficiais no entorno da foz do rio Doce. Isolinhas da mediana dos resultados de manganês em dois períodos chuvosos e dois períodos secos entre novembro de 2015 a agosto de 2017.



www.institutoslactec.org.br

Figura 237 – Distribuição de manganês total nas águas de fundo no entorno da foz do rio Doce. Isolinhas da mediana dos resultados de manganês total em dois períodos chuvosos e dois períodos secos entre novembro de 2015 a agosto de 2017.

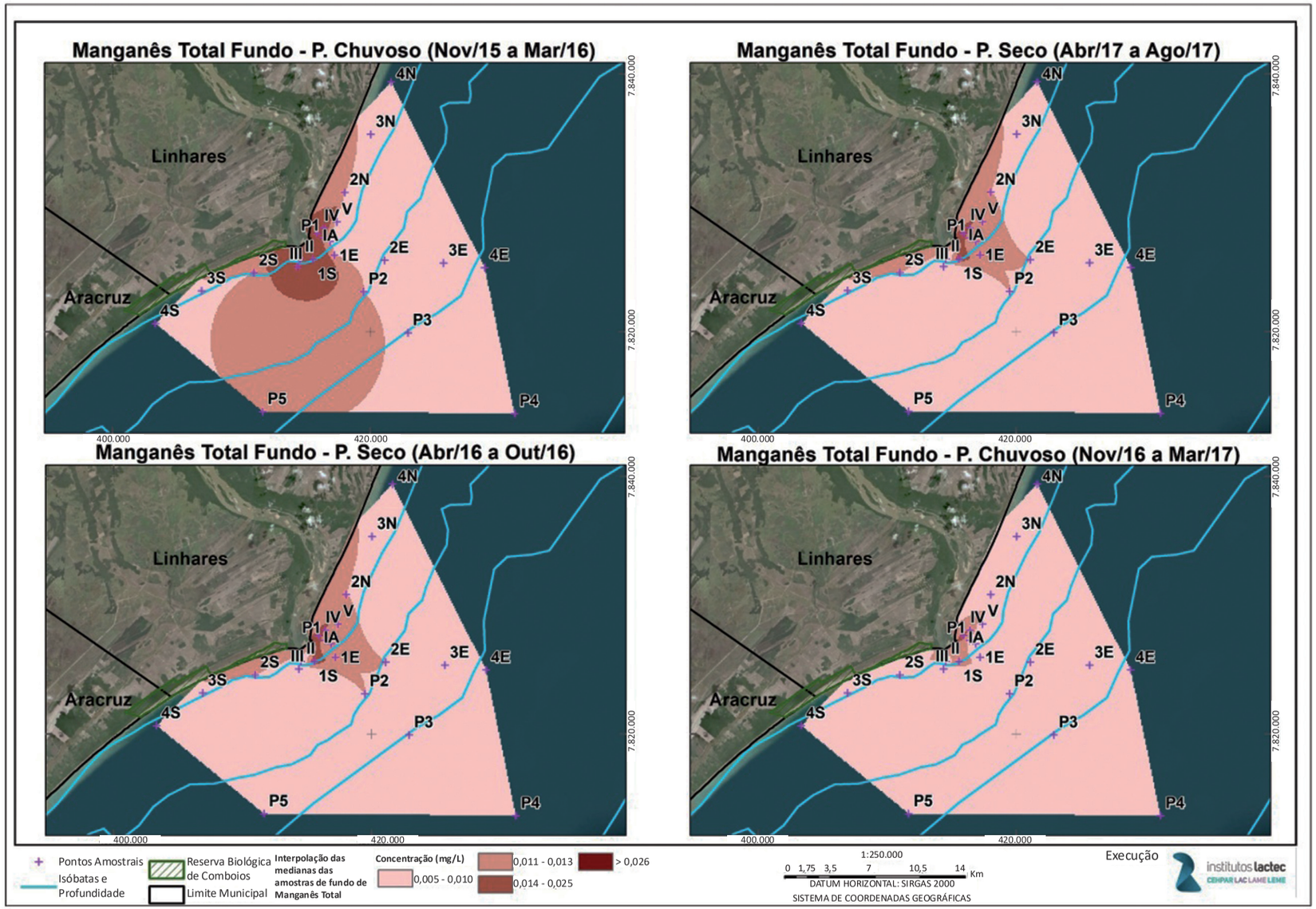
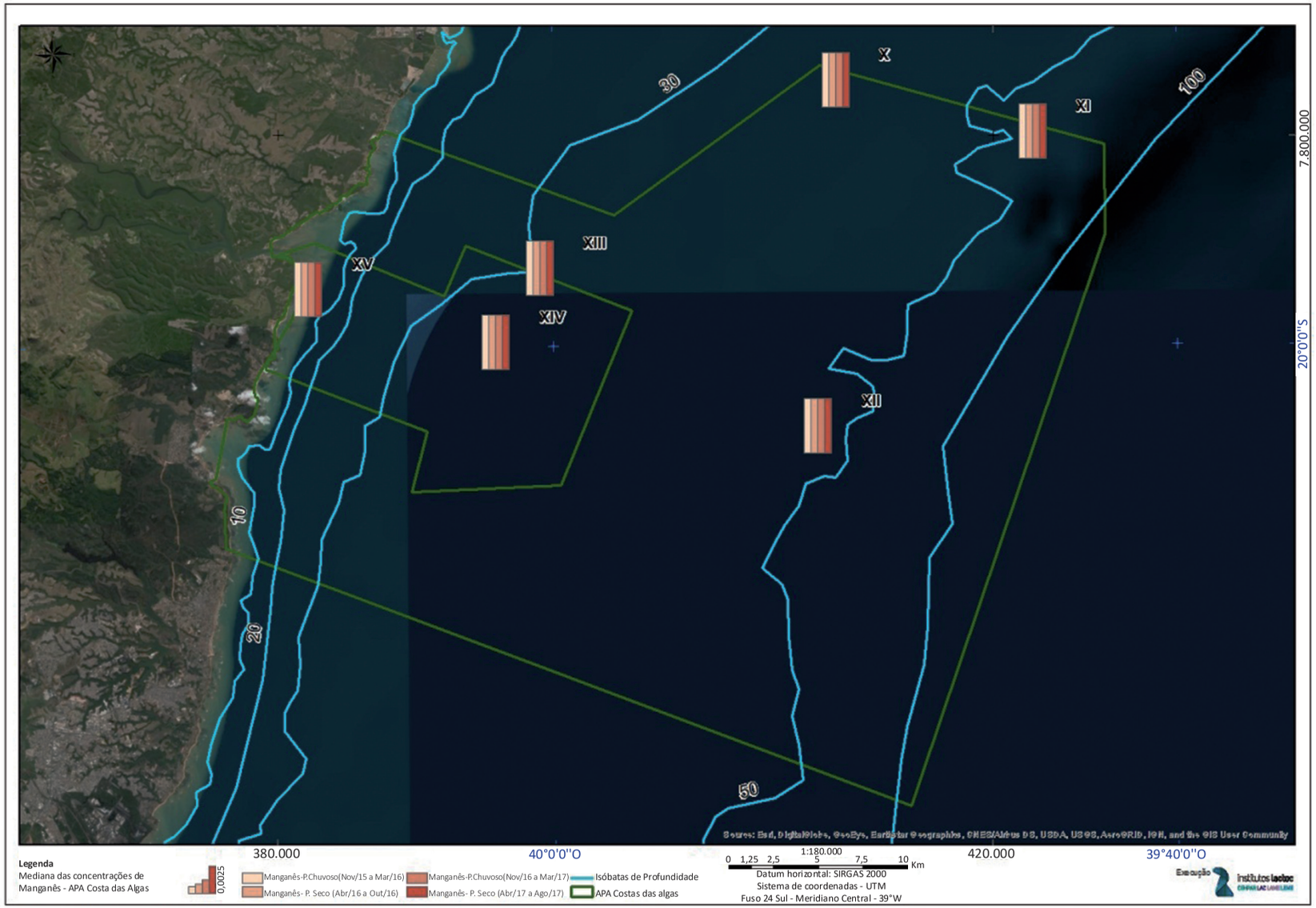


Figura 238 – Distribuição de manganês nas águas costeiras na região da costa das algas. Mediana dos resultados de manganês em dois períodos chuvosos e dois períodos secos entre novembro de 2015 a agosto de 2017.



www.institutoslactec.org.br

7.1.2.4 Avaliação de não conformidade dos parâmetros de qualidade das águas

Além da avaliação quanto aos potenciais riscos para a biota, os resultados dos parâmetros de qualidade de água da Tabela 48, contemplados pela resolução CONAMA nº 357/2005, foram comparados com os limites legislados para a classe 1 das águas salinas a fim de verificação da conformidade com a legislação. No APÊNDICE H, são apresentados gráficos para avaliação de não conformidades com os limites legislados de acordo com os períodos pré e pós-desastre, e gráficos da classificação dos resultados por área de acordo com as distâncias da foz do rio doce estabelecidas e de acordo com a sazonalidade das estações de chuva e de seca da região.

Vale ressaltar as diferenças das características, da quantidade de resultados e da localização dos pontos amostrais, entre os dados pré e pós-desastre. Quanto à quantidade, os dados pré-desastre apresentaram, para a região de Aracruz/Linhares, de 25 a no máximo 122 dados para cada parâmetro em cada estação hidrológica (período seco ou chuvoso). Já para a região da APA Costa das Algas não foram encontrados dados para a maior parte dos parâmetros analisados. Já os resultados pós-desastre apresentaram para a região de Aracruz/Linhares (foz do Rio Doce) uma quantidade de dados sempre maior que 2.000 resultados por parâmetro e estação, chegando até um máximo de quase 13.000 resultados. Os resultados pós-desastre na região da APA Costa das Algas também apresentaram uma quantidade de dados bastante superior aos dados prévios, em torno de 2.500 resultados em cada estação pós-desastre. A quantidade de dados representada nos gráficos do APÊNDICE H pode ser vista na legenda do mesmo, onde para cada fatia do gráfico de pizza pode ser visualizada a quantidade de resultados e a porcentagem representada em relação ao total de dados naquela classificação.

Em relação as diferenças de localização dos pontos amostrais, a maior parte dos dados pré-desastre foram coletados ao longo da costa dos municípios de Aracruz/Linhares e não dentro da área de até 22 km da foz do rio Doce onde a maior parte dos dados pós-desastre foram coletados. Nestes locais onde foram coletados os dados pré-desastre são suscetíveis a alterações de qualidades das águas decorrentes de atividades antrópicas, como as atividades da Portocel e as dragagens necessárias para estabelecimento desta região portuária.

Devido a estes fatores a comparação entre os dados pré e pós-desastre deve ser realizada com ressalva, visto que pela baixa disponibilidade de dados prévios, a qualidade das águas costeiras da região da foz do rio Doce e APA Costa das Algas não é integralmente caracterizada por estes dados.

7.1.2.4.1 *Alumínio dissolvido*

Os dados de alumínio dissolvido pré-desastre não apresentaram valores acima do limite legislado, tanto na APA Costa das Algas quanto na região de Aracruz/Linhares mais próxima a foz do rio Doce. A maioria dos dados de alumínio dissolvido pós-desastre apresentaram valores inferiores ao limite da classe 1 do CONAMA nº357/2005 sendo que na região da APA Costa das Algas, nenhuma amostra apresentou valor de alumínio dissolvido em descordo com a legislação.

Após o desastre, a maior porcentagem de dados superiores ao limite legislado ocorreu no período chuvoso de 2016-2017, onde 1,02% das amostras da região de Aracruz-Linhares apresentaram valores de até 2 vezes o limite legislado, 0,36% valores até 4 vezes acima do limite legislado e 0,06% valores acima de 4 vezes do limite legislado. Ressalta-se que os outros períodos da região de Aracruz/

Linhares também apresentaram dados acima do limite legislado, porém em menores percentuais e intensidade do que o período de chuvoso 2016/2017.

Dados acima da classe 1 foram observados, principalmente, num raio de até 4 km da foz do rio Doce, sendo que no período chuvoso 2015/2016 0,56% dos dados apresentaram valores em até 2 vezes acima do limite legislado, no período de chuvoso de 2016-2017 esses percentuais aumentaram nesta área, onde 2,41% dos pontos amostrados excederam em até 2 vezes, 0,85% excederam em até 4 vezes e 0,17% estiveram acima de 4 vezes o limite legislado.

7.1.2.4.2 *Arsênio total*

Anteriormente ao desastre, 2,04% dos dados de arsênio total do período chuvoso excederam em até 2 vezes o limite da classe 1 na região de Aracruz-Linhares, sendo que na região da APA Costa das Algas não há dados pré-desastre para este parâmetro. Após o desastre, na região de Aracruz/Linhares esse percentual não aumentou, sendo que 0,39% e 0,17% dos dados ultrapassaram em até 2 vezes o valor legislado no período chuvoso de 2015/2016 e seco de 2016, respectivamente. Entretanto, nestes mesmos períodos pós-desastre na região de Aracruz/Linhares as concentrações de arsênio aumentaram em intensidade quando comparadas ao período pós-desastre, quando os dados ultrapassaram em 0,12% (chuvoso 15/16) e 0,03% (seco de 2016) o limite legislado em até 4 vezes e 0,21% (chuvoso 15/16) e 0,05% (seco 2016) dos dados estiveram acima de 4 vezes o limite legislado. O não aumento dos percentuais de até 2 vezes o limite legislado deste parâmetro deve ser encarado com ressalva, visto as diferenças entre os dados pré e pós-desastre apontados no início desta seção.

Na região da APA Costa das Algas os dados pós-desastre apresentaram valores muito semelhantes aos verificados na região de Aracruz/Linhares no período chuvoso 2015/2016 e no período seco de 2016. Em ambas as regiões essas concentrações acima do limite legislado não foram verificadas novamente no período chuvoso de 2016/2017 e posteriormente no período seco de 2017, nos quais todos os dados estiveram de acordo com o limite legislado.

A maior ocorrência de valores acima do limite legislado aconteceu nas estações posicionadas à uma distância inferior a 4 km e entre 4 e 6,5 km da foz do rio nos períodos de chuva de 2015-2016 e seca de 2016 e aparentemente foram diminuindo gradualmente a medida que as estações amostrais se afastam da foz. Entretanto, importante salientar que os dados pós-desastre da região da APA Costa das Algas apresentaram maiores percentuais que excederam os limites legislados do que os dados da área entre 6,5 e 22 km da foz do rio Doce, podendo indicar uma presença natural de arsênio total nas águas costeiras da região ou que as concentrações se mantiveram próximas a foz a partir do aporte do rio Doce.

7.1.2.4.3 *Bário total*

A concentração de bário total esteve dentro dos limites da classe 1 das águas salinas nos dados analisados em todas as regiões e em qualquer período de amostragem, tanto pré como pós-desastre.

7.1.2.4.4 *Cádmio total*

Anteriormente ao desastre, 2,08% dos dados de cádmio total do período chuvoso excederam em até 2 vezes o limite da classe 1 na região de Aracruz-Linhares, já nos dados que representam o

período seco não foram verificados dados acima do limite legislado. Na região da APA Costa das Algas não se encontraram disponíveis dados pré-desastre para este parâmetro.

Após o desastre, na região de Aracruz/Linhares esse percentual foi menor sendo que 0,15% dos dados ultrapassaram em até 4 vezes o valor legislado no período chuvoso de 2015/2016. Entretanto, neste mesmo período pós-desastre na região de Aracruz/Linhares os dados de cádmio total aumentaram em intensidade quando comparados ao período pós-desastre, quando 0,3% dos dados estiveram acima de 4 vezes do limite legislado. O não aumento dos percentuais de até 4 vezes o limite legislado deste parâmetro deve ser encarado com ressalva, visto as diferenças entre os dados pré e pós-desastre apontados no início desta seção. Em relação aos dados pré-desastre, apenas 1 amostra de 48 ultrapassou em até 4 vezes o limite legislado, enquanto nos dados pós-desastre 19 de 12.530 amostras excederam nesta magnitude o limite legislado.

No período chuvoso de 2015/2016 os dados que representam a região da APA Costa das Algas também apresentaram valores que excederam o limite legislado, porém em uma quantidade menor e em menor magnitude que a na região mais próxima a foz do rio Doce (Aracruz/Linhares). Os dados dos períodos pós-desastre subsequentes não apresentaram valores de cádmio total acima do limite legislado, podendo indicar que as concentrações verificadas no período 2015/2016 foram decorrentes do aporte pelo rio Doce dos rejeitos derramados na zona costeira. Isso foi observado tanto na região do entorno da foz do rio Doce, quanto na APA Costa das Algas.

A maior ocorrência de valores acima do limite legislado aconteceu nas estações posicionadas à uma distância inferior a 4 km da foz do rio nos períodos de chuva de 2015/2016 e aparentemente foram diminuindo gradualmente a medida que as estações amostrais se afastam da foz.

7.1.2.4.5 *Chumbo total*

Anteriormente ao desastre, 2,08% (período chuvoso) e 8,33% (período seco) dos dados de chumbo total excederam em até 2 vezes o limite da classe 1 na região de Aracruz-Linhares. Na região da APA Costa das Algas não se obtiveram dados pré-desastre para este parâmetro. Após o desastre, na região de Aracruz/Linhares 0,23% e 0,01% dos resultados ultrapassaram em até 2 vezes o valor legislado no período chuvoso de 2015/2016 e seco 2016, respectivamente. A diferença entre os períodos pré e pós-desastre deste parâmetro deve ser vista com ressalva, haja vista as diferenças entre os dados pré e pós-desastre apontados no início desta seção.

No período chuvoso 2015/2016, os dados de chumbo total concernentes à região da APA Costa das Algas também apresentaram valores que excederam o limite legislado, porém em uma quantidade menor e em menor magnitude que a na região mais próxima a foz do rio Doce (Aracruz/Linhares). Os dados dos períodos pós-desastre subsequentes, com exceção de um (1) dado no período seco de 2016, não apresentaram dados de chumbo total acima do limite legislado, podendo indicar que as concentrações verificadas no período chuvoso de 2015/2016 foram decorrentes do aporte pelo rio Doce dos rejeitos derramados na zona costeira.

No período chuvoso de 2015/2016, a ocorrência de valores acima do limite legislado aconteceu de maneira mais intensa na área representada pelo raio de até 4 km da foz do rio Doce, nas outras áreas até 22 km da foz os dados apresentaram valores que excederam o limite legislado em percentuais e magnitudes bastante similares, inclusive na região da APA Costa das Algas.

7.1.2.4.6 *Cobre dissolvido*

Anteriormente ao desastre, 4,00% dos dados de cobre dissolvido referentes ao período chuvoso excederam o limite da classe 1 em até 4 vezes na região de Aracruz/Linhares. Na região da APA Costa das Algas, não se obtiveram dados pré-desastre para este parâmetro, como também para o período seco na região de Aracruz/Linhares.

Após o desastre, poucos dados estiveram acima do limite legislado, na região de Aracruz/Linhares 0,20% e 0,07% dos dados ultrapassaram em até 2 vezes o limite legislado no período chuvoso de 2015/2016 e seco de 2016, respectivamente. Nestes mesmos períodos pós-desastre na região de Aracruz/Linhares as concentrações de cobre dissolvido também estiveram em até 4 vezes acima do limite legislado em 0,04% (chuvoso 2015/2016) e 0,03% (seco 2016). Nos períodos subsequentes (chuvoso 2016/2017 e seco 2017) nenhum dos dados esteve acima do limite legislado. Os dados pós-desastre na região da APA Costa das Algas estiveram acima do limite legislado apenas no período chuvoso de 2015/2016.

A diferença entre os períodos pré e pós-desastre deste parâmetro deve ser vista com ressalva, em virtude das diferenças entre os conjuntos de dados pré e pós-desastre apontados no início desta seção.

7.1.2.4.7 *Cromo total*

Previamente ao desastre, no período chuvoso, 2,04% dos dados de chumbo total excederam em até 4 vezes o limite da classe 1 na região de Aracruz/Linhares, já no período seco na mesma região os dados estiveram sempre dentro da faixa condizente com o limite legislado. Na região da APA Costa das Algas não se obtiveram dados pré-desastre para este parâmetro.

Após o desastre, na região de Aracruz/Linhares, dados coletados até 22 km da foz do rio Doce, praticamente não apresentaram nenhum valor acima do limite legislado (apenas 1 de 2.529 dados no período chuvoso de 2015/2016 e 4 de 8.648 no período seco de 2016 apresentaram valores em desacordo).

Na região da APA Costa das Algas, nenhum dos dados pós-desastre ultrapassou o limite legislado. A diferença entre os períodos pré e pós-desastre deste parâmetro deve ser encarado com ressalvas, visto as diferenças entre os conjuntos de dados pré e pós-desastre apontados no início desta seção.

7.1.2.4.8 *Ferro dissolvido*

Antes do rompimento da barragem de Fundão, nenhum dos dados de ferro dissolvido havia excedido o limite da classe 1. Após o desastre, na região de Aracruz/Linhares, em todos os períodos registraram-se dados de ferro dissolvido com valores superiores ao limite legislado, em especial nos períodos chuvosos. No período chuvoso de 2016/2017, observaram-se frequências de valores acima do limite legislado maiores que o período chuvoso anterior (2015/2016).

Na região de Aracruz/Linhares, no período chuvoso de 2016/2017, os dados com valores até duas vezes acima do limite legislado representaram 5,10%, com valores até 4 vezes acima do limite legislado representaram 1,76% e com valores acima de 4 vezes do limite legislado representaram 0,68% do total de dados. No período subsequente, os dados de ferro dissolvido com valores superiores ao limite legislado diminuíram em frequência de ocorrência.

Os dados com valores superiores ao limite legislado ocorreram mais próximos à foz do rio Doce. Na região da APA Costa das Algas, entre o período chuvoso de 2015/2016 e de 2016/2017 observaram-se valores acima do limite, porém em porcentagens muito menores do que na região mais próxima à foz.

Na região mais próxima à foz, os dados com valores superiores ao limite legislado se concentraram principalmente na região de até 4 km da foz, as outras regiões também apresentaram valores superiores, porém em uma quantidade menor e não se diferenciaram entre si.

7.1.2.4.9 *Manganês total*

Antes do rompimento da barragem de Fundão, nenhum dos dados de manganês total havia excedido o limite da classe 1. Após o desastre, na região de Aracruz/Linhares, todos os períodos apresentaram dados de manganês total com valores superiores ao limite legislado, em especial no período em que ocorreu o rompimento da barragem de Fundão (chuvoso 2015/2016), onde 1,13% das amostras apresentaram valores de até 2 vezes o limite legislado, 0,32% valores até 4 vezes acima do limite legislado e 0,43% valores acima de 4 vezes o limite legislado. Nos períodos subsequentes, os dados de manganês total com valores superiores ao limite legislado foram gradualmente diminuindo em frequência de ocorrência, podendo as concentrações altas no período de 2015-2016 estarem relacionadas ao desastre.

Esses dados com valores superiores ao limite legislado ocorreram mais próximos à foz do rio Doce, sendo que na região da APA Costa das Algas apenas os dados do período chuvoso de 2015/2016 apresentaram valores acima deste limite, os períodos subsequentes apresentaram valores condizentes com o limite legislado.

7.1.2.4.10 *Mercúrio total*

Os dados de mercúrio total pré-desastre não apresentaram valores acima do limite legislado na região de Aracruz/Linhares mais próxima à foz do rio Doce. Para a região da APA Costa das Algas não se encontraram disponíveis dados pré-desastre.

Após o desastre, na região de Aracruz/Linhares, apenas no período chuvoso de 2015/2016 registaram-se dados com valores superiores ao limite estabelecido para a classe 1, onde 0,08% dos dados apresentaram valores de até 2 vezes o limite legislado, 0,05% valores até 4 vezes acima do limite legislado e 0,18% valores acima de 4 vezes do limite legislado. Com relação a outros períodos pós-desastre na região de Aracruz/Linhares, apenas o período seco de 2016 apresentou valores acima do limite legislado, porém em somente 1 de 8.645 amostras.

A região da APA Costa das Algas não apresentou dados de mercúrio total pós-desastre acima do limite legislado.

Os valores acima do limite legislado no período de chuvoso 2015/2016 concentraram-se principalmente até a zona de 12 km da foz do rio Doce, e quando estiveram acima se encontraram principalmente na faixa de acima de 4 vezes do limite legislado.

7.1.2.4.11 *Níquel total*

Os dados de níquel total pré-desastre não apresentaram valores acima do limite legislado na região de Aracruz/Linhares mais próxima à foz do rio Doce. Para a região da APA Costa das Algas não se encontraram dados pré-desastre disponíveis.

Após o desastre, as maiores frequências de dados superiores ao limite estabelecido para classe 1, mesmo não sendo frequências elevadas, ocorreram no período chuvoso de 2015-2016 na região de Aracruz/Linhares, sendo que 0,08% dos dados apresentaram valores de até 2 vezes o limite legislado, 0,12% valores até 4 vezes acima do limite legislado e 0,04% valores acima de 4 vezes do limite legislado. Com relação aos períodos pós-desastre subsequentes, na região de Aracruz/Linhares, apenas o período seco de 2016 apresentou valores acima do limite legislado, porém em somente 4 de 8.645 amostras.

A região da APA Costa das Algas praticamente não apresentou dados pós-desastre acima do limite legislado, apenas uma (1) amostra no período chuvoso de 2016/2017 apresentou valor acima deste limite.

7.1.2.4.12 *Zinco total*

Os dados de zinco total pré-desastre não apresentaram valores acima do limite legislado na região de Aracruz/Linhares mais próxima a foz do rio Doce. Para a região da APA Costa das Algas não se encontraram dados pré-desastre disponíveis.

Após o desastre, as maiores frequências de dados superiores ao limite estabelecido para classe 1 ocorreu no período chuvoso de 2015-2016, onde 0,61% das amostras da região de Aracruz-Linhares apresentaram valores de até 2 vezes o limite legislado, 0,26% valores até 4 vezes acima do limite legislado e 0,19% valores acima de 4 vezes do limite legislado. Ressalta-se que os outros períodos da região de Aracruz/Linhares também apresentaram dados acima do limite legislado, porém em percentuais menores do que o período de chuvoso 2015/2016, chegando a um máximo de 0,03% em qualquer uma das classificações definidas.

Dados acima da classe 1 no período chuvoso 2015/2016 foram observados em todas as 5 subdivisões da área aquática costeira definida, podendo indicar que o aporte de rejeito na região costeira neste período influenciou as concentrações de zinco total no meio marinho de uma maneira abrangente, potencialmente diferente dos casos de chumbo e cádmio, por exemplo, onde as concentrações acima do limite legislado foram verificadas principalmente na região até 4 km da foz do rio Doce.

7.1.2.4.13 *Nitrato*

Dados de períodos chuvosos pré-desastre não indicaram desacordos com a classe 1 das águas salinas da resolução CONAMA nº 357/2005 em relação às concentrações de nitrato na região de Aracruz/Linhares, não havendo dados sobre esse período para a região da Costa da Algas. Dados do período seco pré-desastre mostraram que 2,7% e 12,5% dos resultados nas regiões de Aracruz/Linhares e da APA Costa das Algas, respectivamente, excedendo em até 2 vezes o limite da classe 1.

No período chuvoso de 2015-2016, na região do entorno da foz do rio Doce, 1,07% dos resultados estavam acima da classe 1, sendo 0,87% com concentração até 2 vezes maior do que o limite da classe e 0,20% com concentração até 4 vezes o limite da classe.

Quanto à frequência de desacordos com a legislação em função da distância da foz do rio Doce, neste período, registrou-se 1,96% de resultados em desacordo com a legislação, sendo: 1,59% até 2 vezes acima do limite da classe 1 e 0,37% até 4 vezes acima do limite da classe em distâncias de até 4 km da foz do rio Doce. Na distância entre 4 km e 6,5 km registrou-se 0,70% de resultados até 2 vezes acima da classe 1. Na distância entre 6,5 km e 12 km ocorreu 0,22% com concentração até 4 vezes acima da classe 1. Na distância entre 12 km e 22 km, 0,35% dos resultados apresentaram concentrações até duas vezes acima da classe 1. Na região da APA Costa das Algas 0,96% dos resultados excederam o limite legislado (sendo 0,72% até 2 vezes e 0,24% até 4 vezes acima da concentração limite da legislação).

No período seco de 2016, na região do entorno da foz do rio Doce, 0,22% dos resultados estavam acima da classe 1 sendo: 0,21% com concentração até 2 vezes maior do que o limite da classe 1 e 0,01% com concentração até 4 vezes o limite da classe 1. Quanto à frequência de desacordos com a legislação, em função da distância da foz do rio Doce neste período, registrou-se 0,47% de resultados acima da classe 1, sendo: 0,44% até 2 vezes e 0,03% até 4 vezes a concentração limite da classe na distância até 4 km em relação à foz do rio Doce. Na distância entre 4 km e 6,5 km, registrou-se 0,07% de resultados até 2 vezes acima da concentração limite da classe 1. Na distância entre 6,5% e 12 km, ocorreu 0,07% de resultados até 2 vezes acima da classe 1. Nenhum resultado em desacordo com a legislação foi encontrado na distância entre 12 km e 22 km e 0,35% de resultados em desacordo com a classe 1 foram registrados na região da APA Costa das Algas sendo 0,31% com concentrações até 2 vezes e 0,04% até 4 vezes o limite da classe 1.

No período chuvoso de 2016-2017, os percentuais de desacordos foram pouco expressivos. Na região do entorno da foz do rio Doce, 0,04% dos resultados estavam acima da classe 1 em até 2 vezes o limite legislado. Quanto à frequência de desacordos com a legislação em função da distância da foz do rio Doce, neste período, não se registrou nenhum resultado em desacordo com a legislação na distância de até 4 km. Na distância entre 4 km e 6,5 km em relação à foz, registrou-se 0,04% de resultados até 2 vezes acima da concentração limite da classe 1. Na distância entre 6,5 km e 12 km, foram encontrados 0,04% de resultados até 2 vezes acima do valor limite da classe 1. Na distância entre 12 km e 22 km, 0,07% dos resultados apresentaram concentrações até 2 vezes acima do limite legislado. Na região da APA Costa das Algas, 0,06% dos resultados apresentaram concentração até 2 vezes acima do limite legislado para a classe 1.

No período seco de 2017, na região do entorno da foz do rio Doce, nenhum resultado em desacordo com a legislação foi registrado entre a foz do rio Doce e 22 km de distância. Na região da APA Costa das Algas, nenhum resultado ultrapassou o limite legislado.

7.1.2.4.14 *Nitrito*

Em relação aos dados do período chuvoso pré-desastre, não se registraram desacordos para concentrações de nitrito no tocante ao estipulado para águas salinas de classe 1 da resolução CONAMA nº 357/2005 nas regiões de Aracruz/Linhares e na Costa da Algas. Dados do período seco pré-desastre

também não indicaram desacordos com o valor legislado na região da Costa das Algas. Para a região de Aracruz /Linhares, não se encontraram disponíveis resultados da estação seca.

No período chuvoso de 2015-2016, na região do entorno da foz do rio Doce, 0,04 % dos resultados excederam em até 2 vezes o limite da classe 1. As amostras cujas concentrações excederam o limite legislado estavam localizadas a uma distância entre 6,5 km e 12 km da foz do rio Doce e excederam em até 2 vezes a concentração limite da classe 1. Na região da Costa das Algas, nenhum resultado em desacordo com a legislação foi registrado.

No período seco de 2016, na região do entorno da foz do rio Doce, 0,04% dos resultados estavam até 2 vezes acima da classe 1 e 0,04% na região da Costa das Algas. Quanto à frequência de desacordos com a legislação, em função da distância da foz do rio Doce, neste período, registrou-se 0,03% de resultados não conformes em até 4 vezes o limite da classe 1 a uma distância de até 4 km da foz do rio Doce. Na distância entre 4 km e 6,5 km registrou-se 0,14% de resultados até 4 vezes acima da classe 1. Na distância entre 6,5 km e 12 km, 0,07% de resultados até 4 vezes acima do limite da classe 1. Na distância entre 12 km a 22 km, 0,16% de resultados em desacordo com a legislação excedendo em até duas vezes o limite legislado. Na região da APA Costa das Algas, 0,04% dos resultados excedera até 2 vezes o limite da legislação para a classe 1 da resolução CONAMA n º 357/2005.

No período chuvoso de 2016-2017, na região do entorno da foz do rio Doce, 0,02% dos resultados estavam acima da classe 1 em até 2 vezes a concentração limite e 0,06% de resultados superiores a 4 vezes o limite da classe 1 foram observados na região da Costa das Algas. Quanto a frequência de desacordos com a legislação, em função da distância da foz do rio Doce, neste período, registrou-se nenhum resultado acima do limite legislado na distância de até 4 km. Na distância entre 4 km e 6,5 km registrou-se 0,09% de resultados até 2 vezes acima da classe 1. Na distância entre 6,5 km e 22 km e também na APA Costa das Algas, nenhum resultado em desacordo com a legislação.

No período seco de 2017, na região do entorno da foz do rio Doce, nenhum resultado de nitrito em desacordo com a legislação foi registrado para a região entre a foz do rio Doce e 22 km de distância e nem na região da APA Costa das Algas.

7.1.2.4.15 *Nitrogênio amoniacal*

Os dados do período chuvoso pré-desastre não indicaram desacordos em relação às concentrações de nitrogênio amoniacal com a classe 1 das águas salinas da resolução CONAMA nº 357/2005 na região da Costa da Algas. Na região de Aracruz/Linhares, 0,97% dos resultados excederam em até 4 vezes o limite legislado para essa classe. No tocante ao período seco pré-desastre, não se registraram desacordos nas regiões de Aracruz/Linhares e APA Costa das Algas.

No período chuvoso de 2015-2016, na região do entorno da foz do rio Doce, 2,37 % dos resultados excederam o limite da classe 1 sendo 0,95% até 2 vezes, 0,79% até 4 vezes e 0,63% acima de 4 vezes o limite legislado. Quanto à frequência de desacordos com a legislação, em função da distância da foz do rio Doce, neste período, registrou-se 5,41% de resultados não conformes com a classe 1 a uma distância de até 4 km da foz do rio Doce sendo 2,05% até 2 vezes maiores que a concentração limite da classe, 1,87% até 4 vezes e 1,49% mais do que 4 vezes acima dessa concentração. Na distância entre 4 km e 6,5 km registrou-se 0,47% de resultados até 2 vezes acima da classe 1. Nas distâncias entre 6,5

km e 12 km e entre 12 km a 22 km nenhum resultado em desacordo com a legislação foi observado. Na região da APA Costa das Algas, no período chuvoso de 2015-2016, 15,84% dos resultados excederam o limite legislado, sendo 7,92% de resultados com concentração até 2 vezes acima do limite da classe 1, 4,08% 4 vezes e 3,84% acima de 4 vezes o limite legislado.

No período seco de 2016, na região do entorno da foz do rio Doce, 0,97% dos resultados estavam acima da classe 1 (sendo 0,61% com concentração até 2 vezes superior ao limite, 0,24% até 4 vezes e 0,63% acima de 4 vezes o valor legislado). Quanto à frequência de desacordos com a legislação, em função da distância da foz do rio Doce, neste período, registrou-se 1,20% de resultados não conformes com a classe 1, sendo: 0,83% até 2 vezes maior do que o limite legislado, 0,32% até 4 vezes e 0,05% mais do que 4 vezes a concentração limite da classe 1 a uma distância de até 4 km da foz do rio Doce. Na distância entre 4 km e 6,5 km registrou-se 0,82% de resultados acima da classe 1, sendo: 0,83% até 2 vezes maior do que o limite legislado, 0,32% até 4 vezes e 0,05% mais do que 4 vezes a concentração limite da classe 1. Na distância entre 6,5 km e 12 km, 0,92% de resultados estavam acima do limite da classe 1, sendo: 0,46% até 2 vezes maior do que o limite legislado, 0,20% até 4 vezes e 0,26% mais do que 4 vezes a concentração limite da classe 1. Na distância entre 12 km a 22 km, 0,68% de resultados estavam em desacordo com a legislação, sendo: 0,47% até 2 vezes maior do que o limite legislado e 0,21% até 4 vezes a concentração limite da classe 1. Na região da APA Costa das Algas, 2,00% dos resultados excederam o limite da legislação para a classe 1 do CONAMA n º 357/2005, sendo: 0,15% até 2 vezes maior do que o limite legislado, 0,58% até 4 vezes e 0,27% mais do que 4 vezes a concentração limite da classe 1.

No período chuvoso de 2016-2017, na região do entorno da foz do rio Doce, 4,29% dos resultados estavam acima da classe 1, sendo: 2,14% até 2 vezes maior do que o limite legislado, 1,48% até 4 vezes e 0,67% mais do que 4 vezes a concentração limite da classe 1. Quanto à frequência de desacordos com a legislação, em função da distância da foz do rio Doce, neste período, registrou-se 2,18% de resultados não conformes com a classe 1, sendo: 2,37% até 2 vezes maior do que o limite legislado, 1,42% até 4 vezes e 0,39% mais do que 4 vezes a concentração limite da classe 1 a uma distância de até 4 km da foz do rio Doce. Na distância entre 4 km e 6,5 km registrou-se 4,62% de resultados acima da classe 1, sendo: 2,59% até 2 vezes maior do que o limite legislado, 1,34% até 4 vezes e 0,69% mais do que 4 vezes a concentração limite da classe 1. Na distância entre 6,5 km e 12 km, 4,10% de resultados estavam acima do limite da classe 1, sendo: 1,45% até 2 vezes maior do que o limite legislado, 1,70% até 4 vezes e 0,95% mais do que 4 vezes a concentração limite da classe 1. Na distância entre 12 km a 22 km, 4,42% de resultados estavam em desacordo com a legislação, sendo: 1,94% até 2 vezes maior do que o limite legislado e 1,54% até 4 vezes e 0,94% acima de 4 vezes a concentração limite da classe 1. Na região da APA Costa das Algas, 4,04% dos resultados excederam o limite da legislação para a classe 1 do CONAMA nº 357/2005, sendo: 1,85% até 2 vezes maior do que o limite legislado, 0,83% até 4 vezes e 0,26% mais do que 4 vezes a concentração limite da classe 1.

No período seco de 2017, na região do entorno da foz do rio Doce, 3,88% dos resultados estavam acima da classe 1, sendo: 2,21% até 2 vezes maior do que o limite legislado, 1,08% até 4 vezes e 0,59% mais do que 4 vezes a concentração limite da classe 1. Quanto à frequência de desacordos com a legislação, em função da distância da foz do rio Doce, neste período, registrou-se 3,84% de resultados não conformes com a classe 1, sendo: 2,09% até 2 vezes maior do que o limite legislado, 1,23% até 4

vezes e 0,52% mais do que 4 vezes a concentração limite da classe 1 a uma distância de até 4 km da foz do rio Doce. Na distância entre 4 km e 6,5 km registrou-se 3,87% de resultados acima da classe 1, sendo: 2,50% até 2 vezes maior do que o limite legislado, 0,79% até 4 vezes e 0,58% mais do que 4 vezes a concentração limite da classe 1. Na distância entre 6,5 km e 12 km, 3,55% de resultados estavam acima do limite da classe 1, sendo: 1,65% até 2 vezes maior do que o limite legislado, 1,40% até 4 vezes e 0,50% mais do que 4 vezes a concentração limite da classe 1. Na distância entre 12 km a 22 km, 4,25% de resultados estavam em desacordo com a legislação, sendo: 2,65% até 2 vezes maior do que o limite legislado e 0,80% até 4 vezes e 0,80% acima de 4 vezes a concentração limite da classe 1. Na região da APA Costa das Algas, 5,36% dos resultados excederam o limite da legislação para a classe 1 do CONAMA n º 357/2005, sendo: 3,06% até 2 vezes maior do que o limite legislado, 0,1,65% até 4 vezes e 0,65% mais do que 4 vezes a concentração limite da classe 1.

7.1.2.4.16 *Oxigênio dissolvido (OD)*

Os resultados obtidos no levantamento pré-desastre indicaram que a região da APA Costa das Algas apresentava maior frequência de desacordos de OD com relação ao valor limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salinas de classe 1 (não inferior a 6 mg/L) do que a região no entorno da foz do rio Doce (Aracruz – Linhares). Na região de Aracruz/Linhares, 15% dos resultados no período chuvoso apresentaram valores abaixo do valor mínimo legislado atingindo no máximo ¾ do valor limite legislado. Na região da APA Costa das Algas, 33% dos resultados no período chuvoso e 25% no período seco apresentaram valores inferiores a 6 mg/L, sendo 8% e 5%, respectivamente, inferiores em até metade do valor limite da classe 1.

Após o rompimento da barragem do Fundão e início do monitoramento marítimo, verificou-se que, na região de Aracruz/Linhares, a frequência de resultados de oxigênio dissolvido inferior ao limite da classe 1 foi de 79%, 24%, 2% e 2% para os períodos chuvosos de 2015-2016, seco de 2016, chuvoso de 2016-2017 e seco de 2017, respectivamente. De maneira correspondente para a região da Costa das Algas, a frequência de resultados não conformes com o valor legislado classe 1 foi de 69%, 22%, 1% e 2%.

Na região mais próxima da foz do rio Doce (Aracruz/Linhares), no período chuvoso de 2015-2016, logo após o desastre, registrou-se um aumento substancial no número de amostras com concentrações de OD reduzidas em até ¾ do limite da legislação (41% das amostras); de até ½ do limite da legislação (32% das amostras) e menor do que ½ do limite da legislação (3,7% das amostras). De maneira correspondente, na região da APA Costa das Algas, a redução de OD apresentou uma magnitude semelhante com redução de até ¾ do limite da legislação em 48% das amostras; de até ½ do limite da legislação em 19% das amostras e menor do que ½ do limite da legislação em 0,88% das amostras.

Ao se avaliar as concentrações de OD de acordo com a distância em relação à foz do rio Doce, observou-se déficit de oxigênio relativo ao limite legislado até 22 km e também na APA Costa das Algas no período chuvoso de 2015-2016. No período seguinte (seco de 2016) observou-se que a abrangência do déficit se manteve até a distância de 22 km, mas houve uma redução da intensidade. Se no período chuvoso de 2015-2016 valores menores do que a metade do limite da classe 1 significavam 20% a 32% das amostras, passaram a representar 0,98% a 1,7% das amostras do período seco de 2016 e deixaram de ser registrados a partir daí. De acordo com resultados obtidos por Rezende et al. (2006) e Niencheski et al. (1999) para a costa brasileira, concentrações de OD variando aproximadamente entre

4,3 e 8,5 mg/L são encontradas naturalmente no ambiente marinho, de forma que valores inferiores a 4 mg/L podem indicar alterações na qualidade ambiental da região.

De acordo com o levantamento realizado pela Marinha do Brasil, na foz do rio Doce entre os dias 26/11 a 05/12/2015 (MARINHA DO BRASIL, 2016), poucos dias após a chegada da pluma de rejeitos ao oceano, foi observada na região uma correlação inversa entre o oxigênio dissolvido e a turbidez causada pela pluma, no entanto, as concentrações mínimas de OD verificadas foram de aproximadamente 5,4 mg/L. Assim, apesar da existência de indícios de redução das concentrações de OD relacionada à turbidez, níveis extremamente baixos observados no período chuvoso de 2015-2016 podem também estar relacionados com a mudança de laboratórios responsáveis pelas análises, ocorrida no dia 27/02/2016 (GOLDER, 2017), coincidindo com uma notável melhora na qualidade dos resultados obtidos após esta data (Figura 239). Ao se avaliar os resultados em relação às medianas de cada ponto de monitoramento, por período, observou-se que apenas no período chuvoso de 2015-2016 foram encontradas medianas inferiores a 6 mg/L, sendo que neste período, os únicos pontos que apresentaram resultados acima deste valor foram P1, P2, P3, P4 e P5, pontos adicionados ao monitoramento apenas após a mudança metodológica aplicada em 27/02/2016 (Figura 240 e Figura 241).

Figura 239 – Medianas dos valores diários de OD (mg/L) registrados nas amostras da camada superficial e profunda dos pontos localizados na radial leste. Linhas pontilhadas verdes indicam os limites definidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, enquanto que linha pontilhada vermelha (vertical) indica a data de 27/02/16, quando ocorreram mudanças metodológicas no monitoramento.

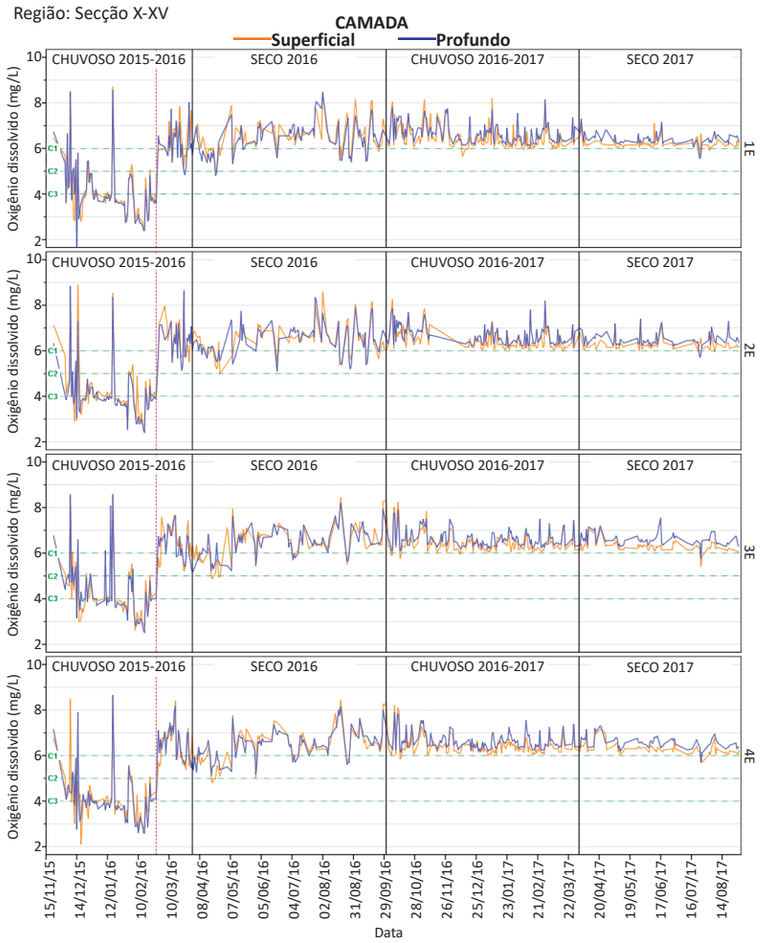
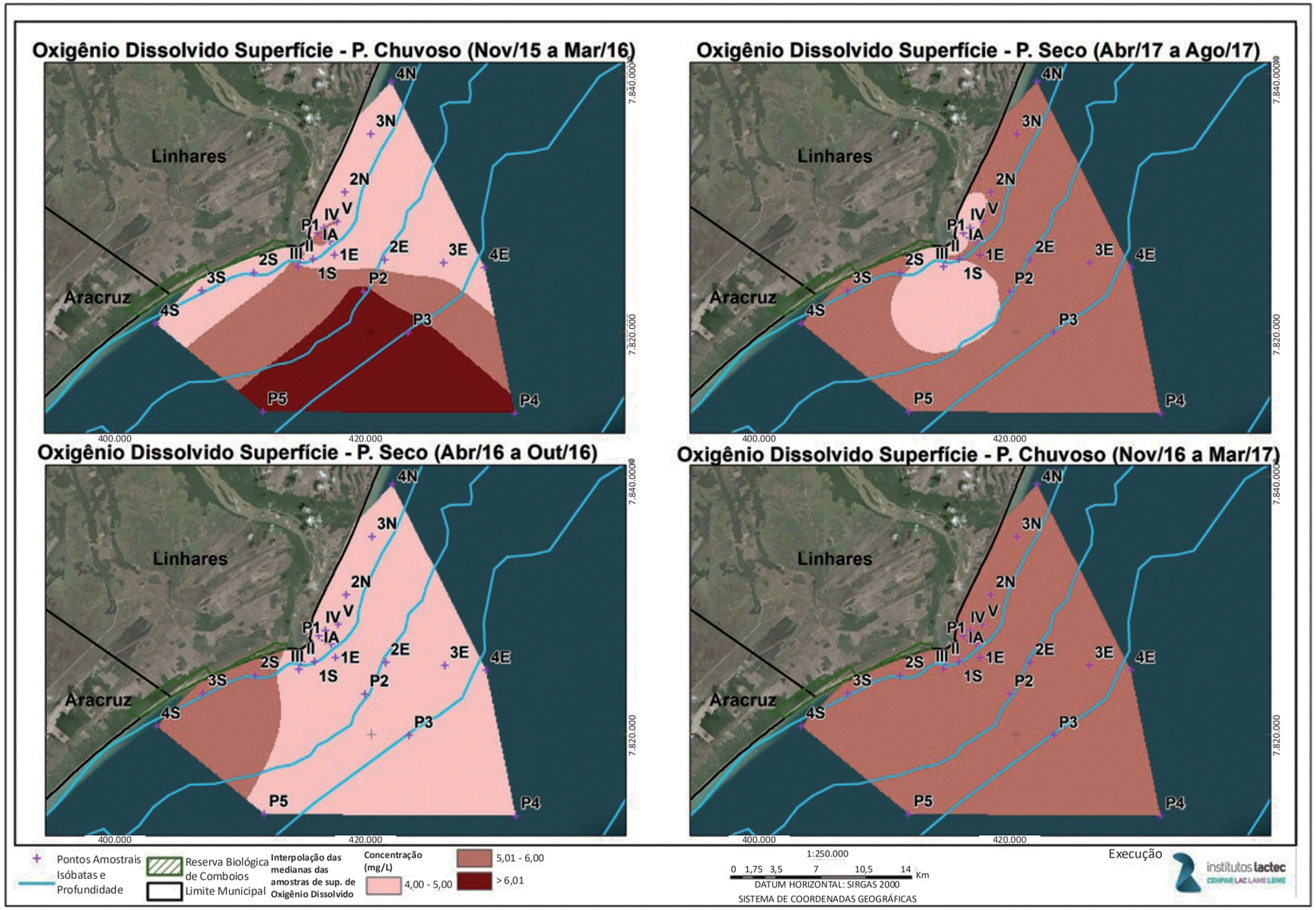
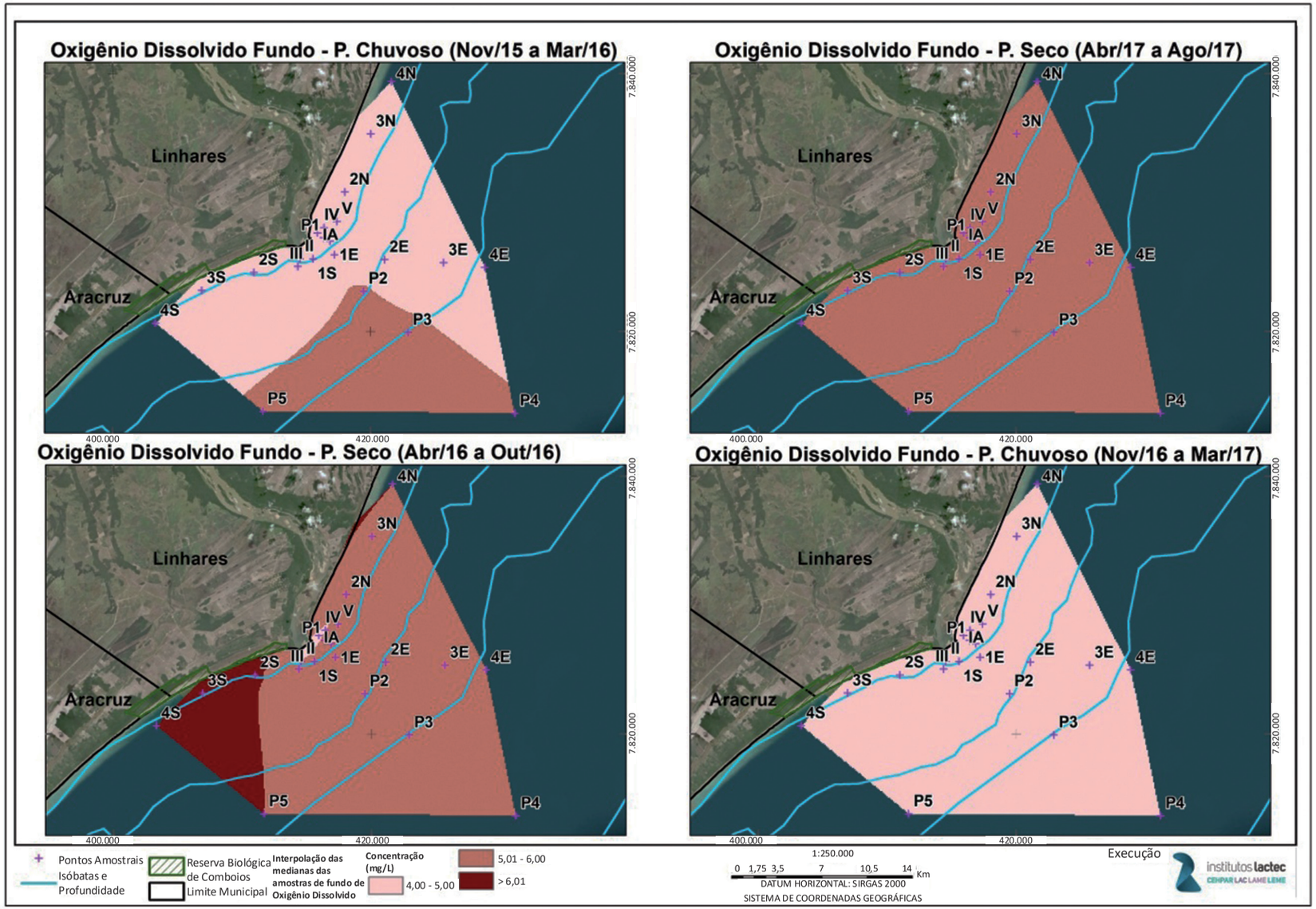


Figura 240 – Interpolação das medianas dos resultados de OD (mg/L) em dois períodos chuvosos e dois períodos secos entre novembro de 2015 a agosto de 2017.



www.institutoslactec.org.br

Figura 241 – Interpolação das medianas dos resultados de OD (mg/L) em dois períodos chuvosos e dois períodos secos entre novembro de 2015 a agosto de 2017.

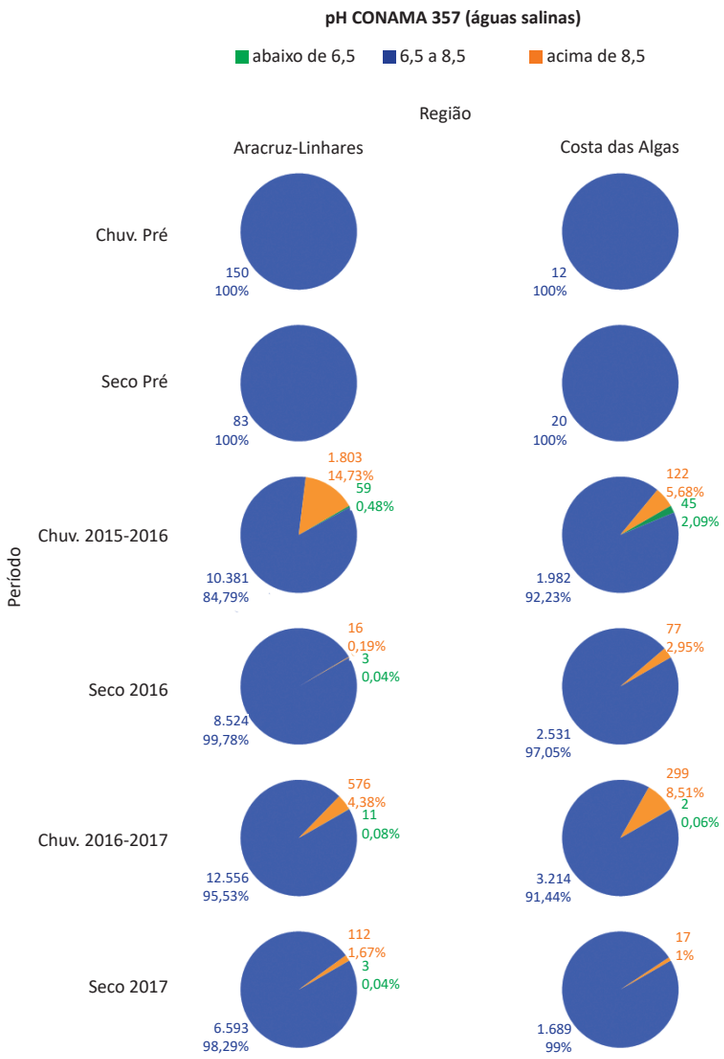


7.1.2.4.17 *Potencial Hidrogeniônico (pH)*

Os resultados de pH avaliados a partir de dados secundários para a região, em período anterior ao rompimento da barragem do Fundão, mantiveram-se de acordo com a faixa de valores estabelecidos pela resolução CONAMA nº 357/2005 (entre 6,5 e 8,5), tanto para a região mais próxima da foz do rio Doce (Aracruz/Linhares) quanto para a região da APA Costa das Algas.

Para os dados pós-desastre, foram verificados percentuais de registros fora dos níveis estabelecidos pela resolução supracitada em todos os períodos avaliados, especialmente nos períodos chuvosos de 2015-2016 e 2016-2017. No período chuvoso de 2015-2016, mais de 15% dos resultados obtidos na região de Aracruz-Linhares não atenderam aos limites legislados, sendo a grande maioria deste percentual composta por valores superiores a 8,5. Já para a região da APA Costa das Algas, não conformidades corresponderam a aproximadamente 8% das amostras, tanto no período chuvoso de 2015-2016, quanto no de 2016-2017, sendo que para este último os valores inferiores a 6,5 corresponderam a 2%. Para os períodos secos de 2016 e 2017, as não conformidades se mantiveram em níveis inferiores a 3% dos resultados (Figura 242).

Figura 242 – Distribuição das faixas de valores de pH entre os períodos pré e pós-desastre.



Ao se avaliar os resultados de pH pelas distâncias das estações em relação à foz do rio Doce, foi possível verificar que as maiores proporções de resultados superiores a 8,5 (entre 22 e 30%) ocorreram em pontos amostrados em distâncias entre 5 e 20 km da foz do rio Doce, enquanto que os pontos mais próximos e mais distantes da foz do rio Doce (até 4 km da foz e APA Costa das Algas) apresentaram não conformidades correspondentes a 11 e 8% das amostras, respectivamente (Figura 243). Estes resultados indicam que, apesar do maior número de não conformidades terem sido verificadas no período em que ocorreu o rompimento da barragem de Fundão (chuvoso de 2015-2016), a variação dos valores de pH pode não apresentar necessariamente relação direta com o evento em questão, podendo estar relacionada com erros de calibração de equipamento, de medição e/ou de registro das medições realizadas *in situ*.

De forma similar à verificada para os resultados de SST, foi possível observar que a maior ocorrência de valores de pH em desacordo com o estabelecido pela resolução CONAMA foi registrada no período anterior a 27/02/2016, data em que ocorreu uma mudança metodológica no monitoramento conforme orientação do MPF (GOLDER, 2017) e também dos laboratórios responsáveis pelas análises (Figura 244). Ressalta-se, contudo, que oscilações igualmente importantes foram verificadas no período chuvoso de 2016-2017 e que também podem não estar relacionadas diretamente com o rompimento da barragem, uma vez que o padrão de oscilação do pH entre as estações se mostrou muito parecido.

Apesar da oscilação verificada nos resultados de pH, os valores de mediana obtidos para cada período monitorado manteve-se em torno de 8,2, níveis típicos de águas oceânicas conforme relatado por Rezende (2006) e Niencheski (1999).

Figura 243 – Distribuição das faixas de valores de pH entre os períodos pós-desastre nas diferentes distâncias amostradas.

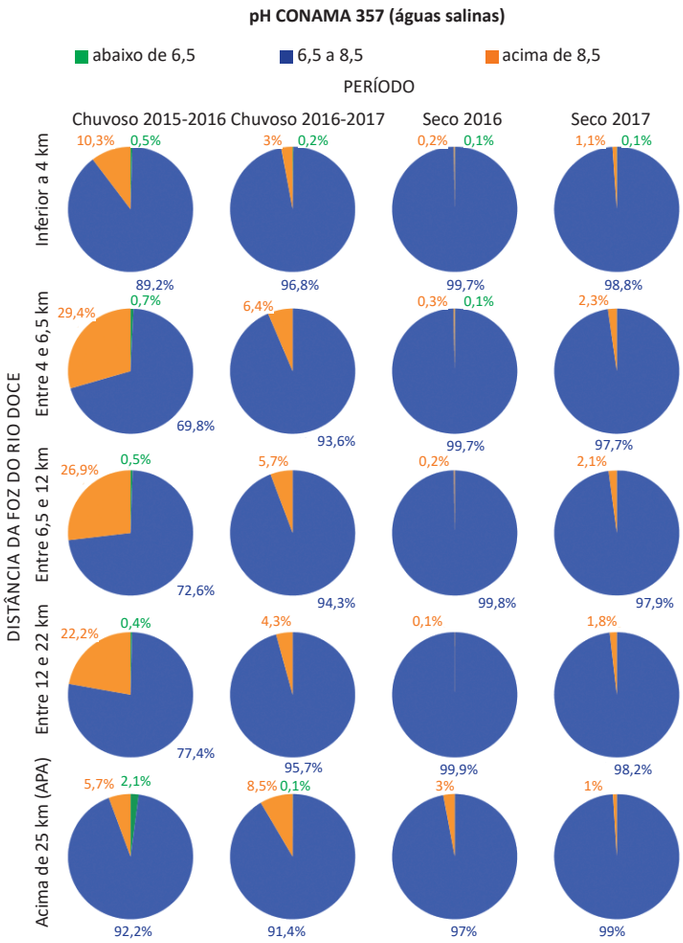
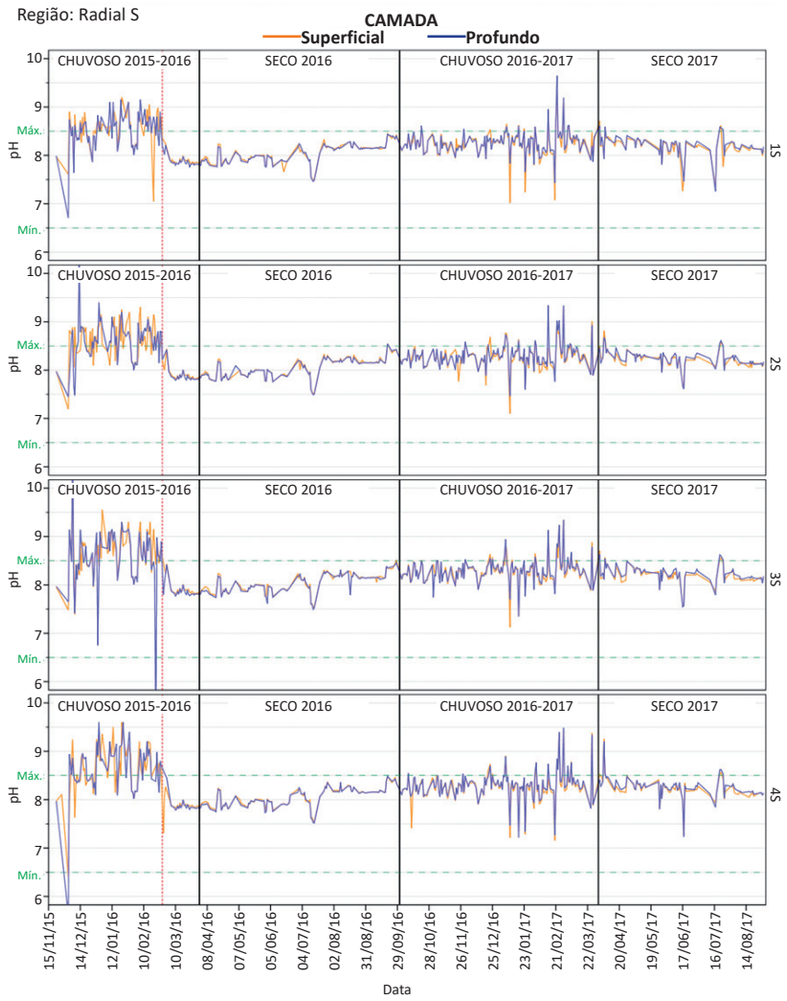


Figura 244 – Medianas dos valores diários de pH registrados nas amostras da camada superficial e profunda dos pontos localizados na seção IA a v. Linhas pontilhadas verdes indicam os limites definidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, enquanto que linha pontilhada vermelha indica a data de 27/02/16, quando ocorreram mudanças metodológicas no monitoramento.



7.2 COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA DE AMBIENTES COSTEIROS

O fitoplâncton marinho é composto por organismos fotossintetizantes, unicelulares e microscópicos (0,4 a 200 µm) que ocorrem em maior abundância nas áreas costeiras, especialmente nos 50 m superiores da coluna d'água (LANGLOIS; SMITH, 2001; SIMON et al., 2009). Diatomáceas, dinoflagelados e haptófitas são os principais componentes da comunidade fitoplanctônica marinha presente na plataforma continental (SIMON et al., 2009). As algas planctônicas são dependentes das correntes oceânicas para deslocamento para áreas adequadas a sua sobrevivência e crescimento (LANGLOIS; SMITH, 2001). As microalgas desempenham importante papel na ecologia e no funcionamento dos ecossistemas, contribuindo com quase a metade da produção primária mundial e servindo de recurso alimentar para uma enorme variedade de organismos aquáticos (NOT et al., 2012).

Em resposta a certas condições de luz e nutrientes, algumas espécies do fitoplâncton podem ocorrer em elevado número celular (floração) e causar impactos econômicos, ambientais e à saúde humana. Estes eventos de floração podem danificar as brânquias ou obstruir os sistemas de filtração dos peixes, e ocasionar anóxia na coluna d'água devido à alta taxa de decomposição celular, levando à morte de organismos marinhos (LANGLOIS; SMITH, 2001; OLIVEIRA et al., 2010). No ambiente marinho, algumas espécies de diatomáceas (*Pseudo-nitzschia* H. Péragallo, *Nitzschia* Hassal e *Amphora* Ehrenberg ex Kützing), cianobactérias e dinoflagelados podem produzir toxinas quando em floração (HALLEGRAEFF, 1995). As ficotoxinas causam problemas gastrointestinais, respiratórios e neurológicos, e a morte de organismos dependendo da quantidade ingerida (OLIVEIRA et al., 2010).

As microalgas são consideradas boas indicadoras das condições ambientais, pois respondem rapidamente às alterações físicas, químicas, biológicas e hidrológicas devido à sua elevada capacidade de reprodução e senescência (STOERMER; SMOL, 1999).

A qualidade da água na região costeira do Estado do Espírito Santo foi alterada com a chegada da pluma de rejeitos de minério da barragem de Fundão, afetando diretamente a comunidade fitoplanctônica. A lama chegou na foz do rio Doce, no município de Linhares/ES, no dia 21 de novembro de 2015. Neste relatório são apresentadas as informações obtidas sobre o fitoplâncton presente na foz do rio Doce e área marinha adjacente, após o desastre de Mariana.

7.2.1 METODOLOGIA

7.2.1.1 Abrangência da região avaliada

Informações sobre a comunidade fitoplanctônica marinha foram obtidas do monitoramento realizado por pesquisadores do Departamento de Oceanografia da Universidade Federal do Espírito Santo - UFES, na região próxima à foz do rio Doce e na plataforma continental adjacente. Oito expedições de amostragem (Tabela 54) foram realizadas logo após a chegada da lama de rejeitos da barragem de Fundão à costa do estado do Espírito Santo.

Tabela 54 – Estações de coleta do fitoplâncton na costa do estado do Espírito Santo.

Expedição	Data	Nº de estações	Profundidade de coleta
NOc Vital de Oliveira	novembro e dezembro/2015	23	superfície, meio e fundo
Soloncy Moura I	janeiro e fevereiro/2016	21	superfície e fundo
ICMBio - CP+		29	superfície e fundo
Antares			superfície, meio e fundo
Soloncy Moura II	abril/2016	27	superfície e fundo
Abaeté			superfície e fundo
ICMBio-emergencial	novembro/2016	17	superfície e fundo
ICMBio-emergencial	dezembro/2016	16	superfície e fundo

As estações de coleta foram localizadas em frente, ao norte e ao sul da foz do rio do Doce, e não foram totalmente incidentes entre as expedições, dificultado a análise espaço-temporal dos dados do fitoplâncton.

7.2.1.2 Período avaliado

As amostras do fitoplâncton marinho foram coletadas entre novembro/2015 a dezembro/2016, em duas ou três profundidades na coluna d'água (superfície, meio e próximo do fundo) (Tabela 54).

7.2.1.3 Parâmetros avaliados

Para avaliar as alterações na comunidade fitoplanctônica marinha decorrentes da lama de rejeitos da barragem de Fundão, foram analisadas informações sobre (a) concentração de clorofila-a, (b) concentração de feopigmentos (feofitina), (c) densidade do fitoplâncton, e (d) riqueza de espécies na região costeira.

a) A clorofila é o principal pigmento fotossintético das microalgas. A concentração de clorofila-a pode dar indicação da biomassa do fitoplâncton e é expressa em µg/L (ESTEVES; SUZUKI, 2011).

b) A feofitina é um produto gerado pela degradação da clorofila-a. A concentração de feofitina dá indicação da produtividade primária do ambiente, e é expressa em µg/L (ESTEVES; SUZUKI, 2011).

c) A densidade expressa o número total de organismos do fitoplâncton em um determinado local, e é expressa em ind./L. O cálculo da densidade é um dos métodos de estimativa da biomassa fitoplanctônica (ESTEVES; SUZUKI, 2011).

d) A riqueza específica é o número de espécies presentes um determinado local.

7.2.1.4 Tratamento e avaliação dos dados

Dados brutos das análises qualitativas e quantitativas do fitoplâncton marinho e estuarino, bem como de clorofila-a e feopigmentos obtidos pela UFES, não foram encontrados ou disponibilizados. Desta forma, os resultados contidos nos relatórios de monitoramento elaborados pela UFES (2016a,b; 2017) foram utilizados para comparativo com os dados de linha-base. No período pré-desastre, informações sobre o fitoplâncton foram obtidos do estudo de caracterização ambiental da PETROBRAS, realizado em julho-agosto/2013 e março-abril 2014 em ponto em frente a foz do rio Doce (PETROBRAS, 2015 *apud* UFES, 2017, p. 225).

7.2.2 RESULTADOS

7.2.2.1 Clorofila-a e feopigmentos

Na primeira expedição realizada pela UFES foram constatados valores elevados de clorofila-a (máximo de 5,3 µg/L) nas estações localizadas próximas a foz do rio Doce. Nas demais estações, a concentração deste pigmento foi baixa, mas a de feofitina foi elevada (máximo de 9,1 µg/L), indicando processo de senescência do fitoplâncton (UFES, 2016a). Na expedição seguinte (Soloncy Moura I), tanto a clorofila quanto a feofitina permaneceram abaixo de 2 µg/L, chegando a 4,2 µg/L apenas em uma estação ao sul da foz do rio Doce (UFES, 2016b).

Com exceção da amostragem do ICMBio-CP+ (máx. 4,5 µg/L), as demais expedições apresentaram máximos de clorofila entre 0,8 a 1,8 µg/L (UFES, 2017). Apesar da concentração de clorofila ter se mantido mais baixa com passar do tempo, estes valores ainda são considerados elevados para a região. Os valores de linha-base (julho-agosto/2013 e março-abril/2014) em ponto em frente a foz do rio Doce indicavam clorofila inferior a 1 $\mu g.L^{-1}$ (PETROBRAS, 2015 *apud* UFES, 2017).

A feofitina também se manteve elevada durante todas as campanhas, demonstrando que as microalgas ainda estão sob elevado grau de senescência. Máximo de 13,9 µg/L foi registrado em fevereiro/2016 (expedição Antares), mantendo-se acima de 0,7 µg/L nas demais expedições (UFES, 2017).

7.2.2.2 Densidade do fitoplâncton

A lama de rejeitos que atingiu a costa do Espírito Santo em novembro/2015, apresentava elevadas concentrações de nitrato e ferro, que são limitantes ao crescimento do fitoplâncton marinho (UFES, 2017). Consequentemente, houve um aumento no número de organismos em toda a coluna d'água, com máxima chegando a $4.824x10^3$ ind./L em dezembro/2015 (UFES, 2017). A densidade do fitoplâncton permaneceu elevada em janeiro/2016 (máx. $3.452x10^3$ ind./L), chegando a $20.390x10^3$ ind./L em fevereiro/2016 e $20.592x10^3$ ind./L em abril/2016, inclusive com ocorrência de floração da cianobactéria *Synechococcus* spp. (UFES, 2017). O aumento da pluviosidade em janeiro/2016, provavelmente ocasionou maior mistura das camadas de água e ressuspensão dos metais e nutrientes depositados no sedimento, permitindo maior desenvolvimento das microalgas nos meses seguintes (UFES, 2017). Valores mais baixos de densidade foram registrados na expedição Abaeté (máx. $915x10^3$ ind./L) (UFES, 2017), mas ainda superiores ao período pré-desastre (média $189x10^3$ ind./L na superfície e $130x10^3$ ind./L no fundo) (PETROBRAS, 2015 *apud* UFES, 2017).

As cianobactérias e algas verdes (clorofíceas) de pequenas dimensões (nanoplâncton) foram os grupos predominantes em todos os períodos monitorados. Diatomáceas foram mais representativas em dezembro/2016 (UFES, 2017).

7.2.2.3 Riqueza

A riqueza encontrada logo após o desastre (expedição NOc. Vital de Oliveira) foi de apenas 12 espécies em novembro/2015 e 26 espécies em dezembro/2015. Muitos organismos desapareceram com o aumento da turbidez ocasionada pelo grande acúmulo de partículas em suspensão na coluna d'água. Também houve mudança na estrutura da comunidade com o deslocamento de organismos dulcícolas para a região costeira (UFES, 2017).

Baixos valores de riqueza foram encontrados em todas as estações e campanhas de coleta (UFES, 2017), se considerados os dados de linha base. Antes da chegada da lama na costa do estado, os pesquisadores da UFES registravam de 50 a 70 espécies de algas planctônicas (FIORAVANTI, 2016).

7.3 COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA DE AMBIENTES COSTEIROS

Os organismos zooplanctônicos estão intimamente relacionados às variáveis ambientais e respondem rapidamente a variações, sendo considerados bioindicadores (GANNON; STEMBERGER, 1978). Em ambiente marinho, o plâncton é diretamente afetado pela poluição, podendo ocorrer pelo contato direto com a água, ou ainda pela absorção através da alimentação (STRICKLAND, 1983). Uma vez incorporados na cadeia alimentar, estas substâncias passam pelo processo de biomagnificação nos tecidos dos animais que se alimentam do zooplâncton. Desta forma, o zooplâncton é considerado o grupo mais importante que liga a produção primária aos grandes carnívoros na cadeia trófica (ALCARAZ; CALBET, 2003; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

O aumento de turbidez na água, sólidos suspensos, entre outros componentes, geram consequente deterioração da qualidade da água, afetando a reprodução, alimentação, respiração e sobrevivência das espécies por alteração na penetração de luz, redução no oxigênio, pH, entre outros e alterações no fitoplâncton (GANNON; STEMBERGER, 1978; KIRK; GILBERT, 1990).

Os crustáceos estão entre os organismos mais representativos no zooplâncton marinho devido a sua abundância e importante papel na cadeia trófica, podendo contribuir em mais de 70% de toda a biomassa zooplanctônica de uma comunidade (TAIT; DIPPER, 1998; BOLTOVSKOY, 1999). Dentre eles, os copépodes são considerados os metazoários mais abundantes do planeta, além de poderem servir como bioindicadores (CAMPELO, 2010).

7.3.1 METODOLOGIA

Foram realizadas buscas referentes ao zooplâncton marinho em livros, artigos publicados em periódicos nacionais e internacionais, teses de doutorado e dissertações de mestrado, trabalhos publicados em eventos técnicos e acadêmicos e documentos técnicos como relatórios de monitoramento ambiental, estudos de impactos, entre outros. Foram utilizadas combinações de palavras-chave tanto

em português como em inglês: zooplâncton (*zooplankton*), Espírito Santo, Abrolhos, sudeste do Brasil (*Southeastern Brazil*).

7.3.1.1 Abrangência da região avaliada

A área estudada foi a região costeira do Espírito Santo e a região de Abrolhos.

7.3.1.2 Período avaliado

A lama de rejeitos percorreu toda a extensão do rio Doce, chegando à região costeira em 21 de novembro de 2015. Sendo assim, foram selecionados parâmetros e áreas com dados posteriores a esta data, que possuíssem informações para o período pré-desastre, para a realização de análise comparativa. Na ausência de dados prévios, foram utilizados dados coletados posteriormente ao desastre em diferentes momentos, e analisados ao longo do tempo.

7.3.1.3 Parâmetros avaliados

Os estudos encontrados avaliaram diferentes aspectos das populações. Os parâmetros disponíveis utilizados na discussão deste diagnóstico foram (BEGON *et al*., 2007):

Riqueza Total (S) - Este parâmetro indica a ocorrência de espécies em um ambiente e é uma das medidas da biodiversidade local. Representa o número total de táxons encontrados.

Abundância (N) - A abundância representa o número total de organismos registrados, podendo ser analisado no todo ou por grupos de interesse. É medido em número de espécies/área ou volume. Normalmente a amostra é analisada em alíquotas, e em ambiente aquático é representado em org./ m^3.

Diversidade (H´) - Os índices de diversidade representam a relação entre a variedade de espécies e o número de indivíduos dentro de cada espécie. O mais comumente utilizado é o Índice de Shannon-Weaver, calculado pela seguinte fórmula:

$$-\sum_{i=1}^{S} p_i \ln p_i$$

Onde:

S: Número de espécies

Pi: a abundância relativa da espécie i

Ln: Logaritmo natural

Originalmente, a fórmula proposta utiliza a base 2 no logaritmo, e é representada em *bits*/indivíduo. *Bits* é uma unidade de dígitos binários baseada na teoria da comunicação utilizada por Shannon (1948) no desenvolvimento do Índice de Diversidade. O cálculo pode ainda utilizar a base 10 no logaritmo, representada em *décits*/indivíduo, e a mais indicada utiliza o logaritmo natural, representado em *nats*/indivíduo (MAGURRAN, 1988).

7.3.1.4 Tratamento e avaliação dos dados

A partir da compilação de vários dados, além dos parâmetros avaliados acima, também foram calculados e comparados os dados de riqueza entre diferentes trabalhos e a abundância relativa (AR).

A abundância relativa significa a representatividade de cada espécie e/ou grupo na abundância total (em porcentagem) (CETESB, 2000):

$$AR\ (\%) = \frac{(n.100)}{N}$$

7.3.2 RESULTADOS

7.3.2.1 Análise comparativa: pós-desastre e pré-desastre

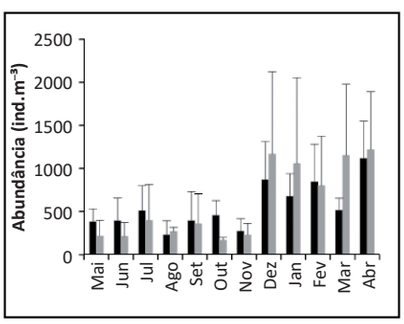
Previamente ao desastre, há poucos estudos englobando o zooplâncton, sendo que os existentes são muito pontuais. Além disto, a maior parte destes estudos são voltados para um, ou poucos grupos específicos do zooplâncton, dificultando a comparação de resultados com a linha base. A composição de espécies do zooplâncton marinho na região apresenta grande variação de acordo com o gradiente latitudinal e longitudinal, devido a ocorrência de diferentes habitats e influência de diferentes massas de água: a comunidade zooplanctônica difere se comparadas as regiões de Abrolhos e costeiras; existem comunidades típicas de ambientes oceânicos, de ambientes costeiros, de estuários e baías/água doce, sendo que a medida que se afasta da costa para o oceano, a diversidade de espécies aumenta e a abundância diminui; ainda, há variação nas diferentes profundidades, sendo que nas superfícies encontram-se as maiores riquezas. Há indicativos de que a riqueza de espécies seja grande na região, mesmo nos locais mais impactados, porém, seriam necessários mais dados para esta avaliação.

No geral, observou-se que Copepoda foi o grupo mais abundante no zooplâncton na região de estudo, chegando a representar mais de 90% do total. Após o desastre, Copepoda continuou sendo dominante, representando entre 65% a 83% do total. Esta é uma característica do zooplâncton marinho, no qual os crustáceos, e em especial os copépodes, são os organismos mais representativos.

7.3.2.2 Avaliação pré e pós-desastre

Um estudo prévio ao desastre foi realizado na região do estuário dos rios Piraquê-açu e Piraquê-mirim, na área da APA Costa das Algas. Neste estudo, o número total de táxons foi de 64, sendo 22 espécies de copépodes. A abundância total de organismos pode ser visualizada na Figura 245, na qual se observa que a abundância não ultrapassou os 2.500 ind/m³ (NUNES, 2010).

Figura 245 – Abundância de organismos na região do estuário dos rios Piraquê-açu e Piraquê-mirim, previamente ao desastre. Colunas pretas indicam maré vazante e colunas cinzas a maré enchente. As barras indicam o desvio padrão de +1 (adaptado de NUNES, 2010).



Logo após o desastre, as abundâncias para esta região tiveram um aumento significativo após praticamente um ano do desastre, em novembro/16. A abundância atingiu 9.473,2 ind/m³ em um único ponto, sendo 55,7% do total representado por uma única espécie de copépode, *Temora turbinata* (LOUREIRO-FERNANDES; PEREIRA, 2017). A espécie *T. turbinata* é invasora no Brasil (CUNHA, 2008), e pode ter vantagem sobre espécies nativas e consequentemente dominar em densidade de organismos.

7.3.2.3 Avaliação pós-desastre

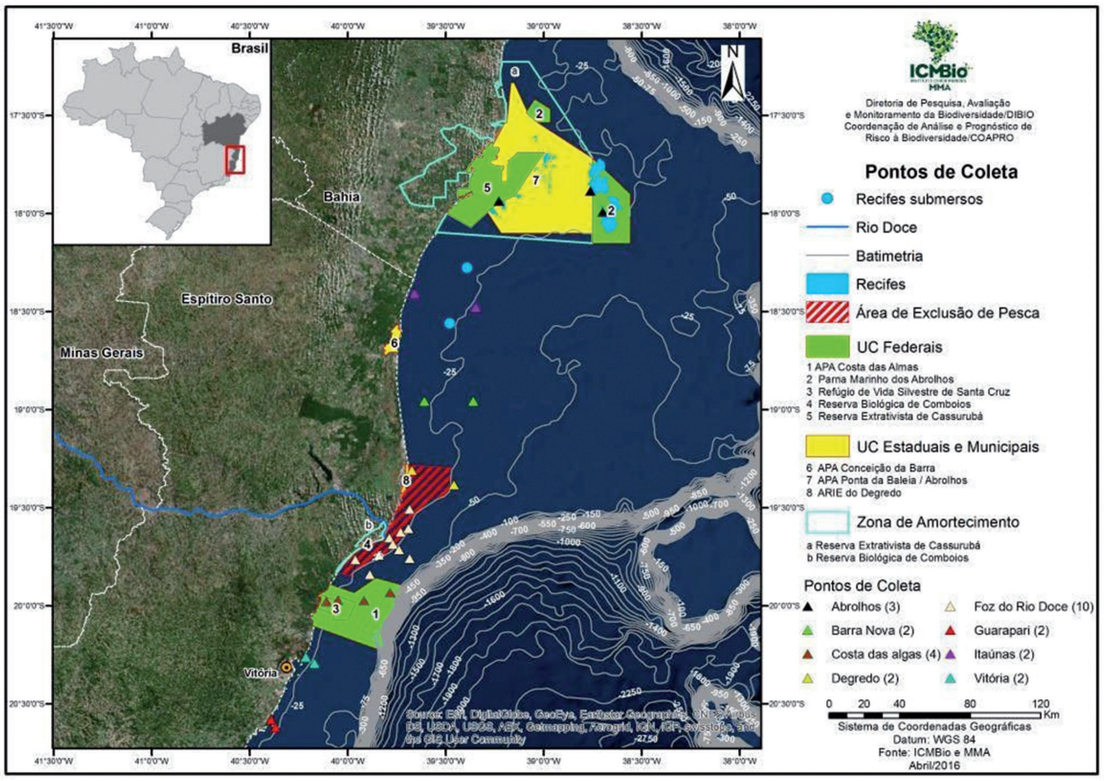
Para dados em que não havia informação prévia para comparação da situação atual com a linha-base, foi realizada a avaliação pós-desastre ao longo do tempo, bem como uma análise de variação espacial.

Em 2017, a Universidade Federal do Espírito Santo elaborou um relatório (UFES, 2017) consolidando os dados de campanhas realizadas na região da foz do rio Doce e adjacências, após o desastre, entre novembro/15 a novembro/16, englobando a foz do rio Doce (SD), região de Abrolhos (ABR), Barra Nova (BN) e APA Costa das Algas (CA). Para a análise de variações no zooplâncton, foram utilizados dados de quatro expedições: Vital de Oliveira em 21 pontos concentrados na foz do rio Doce; Soloncy Moura I englobando, além dos pontos na foz do rio Doce, a APA Costa das Algas e a região de Barra Nova; Soloncy Moura II, incluindo além das anteriores, a região de Abrolhos; e Abaeté, em pontos semelhantes ao do Soloncy Moura I (Figura 246 e Tabela 55) (LOUREIRO-FERNANDES; PEREIRA, 2017)

Tabela 55 – Campanhas realizadas para análises da comunidade zooplanctônica na região da foz do rio Doce e adjacências, entre novembro/15 e novembro/16.

Expedição/Navio	Data	Número de pontos	Áreas
Vital de Oliveira	Novembro/15	21	SD
Soloncy Moura I	Janeiro/16	21	SD, CA, BN
Soloncy Moura II	Abril/16	27	SD, CA, BN, ABR
Abaeté	Novembro/16	18	SD, CA, BN

Figura 246 – Mapa com a localização dos pontos amostrais das quatro expedições para o estudo como um todo. Para o zooplâncton, a amostragem foi realizada nas regiões da foz do rio Doce, Costa das Algas, Barra Nova e Abrolhos, variando de acordo com a expedição.



A riqueza de táxons para cada campanha foi de: 64 táxons – novembro/15; 66 táxons – janeiro/16; 53 táxons – abril/16; 42 táxons – novembro/16. A redução na quantidade de táxons ao longo do tempo releva uma possível perda de riqueza após o desastre.

Em novembro/15, na expedição do navio Vital de Oliveira, logo após o desastre a abundância total de indivíduos atingiu quase 223 mil organismos/m³. Segundo autores, trata-se de um valor nunca antes registrado (LOUREIRO-FERNANDES; PEREIRA, 2017). Apesar de pequenos copépodes dos gêneros *Paracalanus* e *Oithona* (dentre outros, como *Temora* e *Corycaeus*) estarem entre as espécies mais ubíquas na plataforma continental brasileira (LOPES *et al.,* 2006), apenas dois copépodes, *Parvocalanus scotti* e *Oithona nana*, representaram 80% da abundância para o período (LOUREIRO-FERNANDES; PEREIRA, 2017). Houve evidências de substituição local de espécies naquele momento, uma vez que o gênero *Oithona* e a espécie *Pavocalanus scotti* não haviam sido registradas anteriormente. Sua presença pode representar a resistência destes organismos aos distúrbios sofridos (UFES, 2016a). Porém, em janeiro/16, aproximadamente um mês após o desastre, considerando os pontos amostrados em conjunto, observou-se queda na abundância e aumento na diversidade (H´), indicando uma tendência de recuperação da estrutura populacional (Figura 247). O mesmo não ocorreu quando avaliado ponto a ponto, como será demonstrado mais à frente, na avaliação conjunta das quatro expedições.