

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

**RELATÓRIO ANUAL:**

**Anexo 3 – Análise abiótica e biótica no Ambiente Dulcícola**

**Discussão Integrada**

**RT-18L RRDM/NOV19**

**Coordenação Geral**

Adalto Bianchini

Alex Cardoso Bastos

Edmilson Costa Teixeira

Eustáquio Vinícius de Castro

Jorge Abdala Dergam dos Santos

Vitória,

Novembro de 2019

## COORDENAÇÕES

### **Anexo 1**

Adalto Bianchini (FURG)

### **Anexo 3**

Edmilson Costa Teixeira (UFES)

Fabian Sá (UFES)

Jorge Dergam (UFV)

Gilberto Fonseca Barroso (UFES)

#### **Subprojetos**

Alessandra Delazari Barroso (FAESA)

Alex Cardoso Bastos (UFES)

Ana Cristina Teixeira Bonecker (UFRJ)

Anderson Geyson Alves de Araújo (UFES)

Björn Gücker (UFSJ)

Camilo Dias Júnior (UFES)

Daniel Rigo (UFES)

Eneida Maria Eskinazi Sant'Anna (UFOP)

Gilberto Amado Filho (IPJB) *in memoriam*

Gilberto Fonseca Barroso (UFES)

Iola Gonçalves Boechat (UFSJ)

Leila Lourdes Longo (UFRB)

Leonardo Tavares Salgado (IPJB)

Luís Fernando Loureiro (UFES)

Marco Aurélio Caiado (UFES)

Renato David Ghisolfi (UFES)

Renato Rodrigues Neto (UFES)

Rodrigo Leão de Moura (UFRJ)

Valéria da Silva Quaresma (UFES)

Valéria de Oliveira Fernandes (UFES)

Vanya Marcia Duarte Pasa (UFMG)

### **Anexo 4**

Jacqueline Albino (UFES)

#### **Subprojetos**

Karla Costa (UFES)

Maria Tereza Carneiro (UFES)

### **Anexo 5**

Diolina Moura Silva (UFES)

Mônica Tognella (UFES)

### **Anexo 6**

Agnaldo Silva Martins (UFES)

#### **Subprojetos**

Ana Paula Cazerta Farro (UFES)

Leandro Bugoni (FURG)

Sarah Vargas (UFES)

### **Anexo 7**

Maurício Hostim (UFES)

Jorge Dergam (UFV)

#### **Subprojetos**

Carlos W. Hackradt (UFESB)

Fabiana Felix Hackradt (UFESB)

Jean-Christophe Joyeux (UFES)

Luis Fernando Duboc (UFV)

### **Anexo 8**

Heitor Evangelista (UERJ)

#### **Coordenação Técnica (CTEC)**

Alex Cardoso Bastos

Lara Gabriela Magioni Santos

Laura Silveira Vieira Salles

Tarcila Franco Menandro

#### **Coordenação Escritório de Projetos**

Eustáquio Vinicius Ribeiro de Castro

Patrícia Bourguignon Soares

Paulo Roberto Filgueiras

Valdemar Lacerda Junior

Walter Luiz Alda Junior

#### **Coordenação Núcleo de Atuação Integrada em Rede (NAIR)**

Edmilson Costa Teixeira

Karla Libardi Gallina

Andressa Christiane Pereira

Anna Paula Lage Ribeiro

Caroline De Marchi Pignaton

Paulo Eduardo Marques

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	<b>6</b>
1.1	CALHA.....	11
1.2	LAGOAS E LAGOS .....	26
1.3	BIODIVERSIDADE DULCÍCOLA.....	30
1.3.1	Fitoplâncton .....	30
1.3.2	Zooplâncton .....	31
1.3.3	Perifíton .....	33
1.3.4	Macrófitas .....	34
<b>2</b>	<b>RESUMO DO ANEXO</b> .....	<b>38</b>
<b>3</b>	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>40</b>

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Caracterização geral da porção da região hidrográfica do rio Doce localizada no Estado do Espírito Santo - informações de uso e ocupação do solo, outorgas de direito de uso da água e principais empreendimentos locais. ....	10
Figura 2: Série de vazões diárias (m <sup>3</sup> /s) estimadas em Colatina (56994500 2006 – 2019) e vazões médias diárias nas datas das campanhas de monitoramento consideradas na análise. ....	12
Figura 3: Box-plots para diferenças entre os dados obtidos dentro dos períodos chuvosos dos anos de 2006 a 2019, para os parâmetros turbidez (A) e sólidos totais dissolvidos (B), mensurados ao longo do rio Doce. Diferenças significativas entre os ambientes: Análise de Kruskal-Wallis. Linhas tracejadas vermelhas representam o limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005, considerando corpos d'água doce Classe 2.....	15
Figura 4: Box-plots para diferenças entre os dados obtidos dentro nos períodos chuvosos dos anos de 2006 a 2019, para os parâmetros condutividade elétrica (A) e pH (B), mensurados ao longo do rio Doce. Diferenças significativas entre os ambientes: Análise de Kruskal-Wallis. Linhas tracejadas vermelhas representam o limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005, considerando corpos d'água doce Classe 2.....	18
Figura 5: Box-plots para diferenças entre os dados obtidos nos períodos chuvosos dos anos de 2006 a 2019, para a concentração de fósforo total, mensurada ao longo do rio Doce. Diferenças significativas entre os ambientes: Análise de kruskal-Wallis. Linhas tracejadas vermelhas representam o limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005 considerando corpos d'água doce Classe 2, ambientes lóticos. ....	20
Figura 6: Variabilidade da concentração de ferro dissolvido nas amostras da calha do rio Doce. ....	22
Figura 7: Porcentagem de biodisponibilidade do sedimento na estação 26 para a fração 3 e a fração 4. ....	24
Figura 8: Variabilidade da concentração de Ba, Cu, Pb, Ni, Fe e Mn em sedimento nas amostras da calha do rio Doce. ....	25
Figura 9: Porcentagem de biodisponibilidade do sedimento da calha do rio Doce para condições físico-químicas redutoras (fração 3) e oxidantes (fração 4). ....	26
Figura 10: Variabilidade das concentrações de Al, Fe e Mn totais nas amostras de sedimentos de diferentes estações de coleta.....	29
Figura 11: Efeitos dos metais e parâmetros físico-químicos nos atributos riqueza (de espécies), diversidade (de Shannon), e abundância das comunidades bióticas dos ambientes dulcícolas monitorados no PMBA/RRDM.....	37

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Estatística descritiva para os valores de turbidez, mensurados ao longo do rio Doce, a partir de dados obtidos nos períodos chuvosos dos anos de 2006 e 2019. No período chuvoso de 2015/2016 houve a passagem da pluma de rejeitos. ....	13
Tabela 2: Estatística descritiva para as concentrações de sólidos totais dissolvidos (mg/L), mensurados ao longo do rio Doce, a partir de dados obtidos nos períodos chuvosos dos anos de 2006 e 2019. No período chuvoso de 2015/2016 houve a passagem da pluma de rejeitos. ....	14
Tabela 3: Estatística descritiva para os valores de condutividade elétrica, mensurados ao longo do rio Doce, a partir de dados obtidos nos períodos chuvosos dos anos de 2006 e 2019. No período chuvoso de 2015/2016 houve a passagem da pluma de rejeitos.....	16
Tabela 4: Estatística descritiva para os valores de pH, mensurados ao longo do rio Doce, a partir de dados obtidos nos períodos chuvosos dos anos de 2006 e 2019. No período chuvoso de 2015/2016 houve a passagem da pluma de rejeitos.....	17
Tabela 5: Estatística descritiva para as concentrações de fósforo total, mensuradas ao longo do rio Doce, a partir de dados obtidos nos períodos chuvosos dos anos de 2006 e 2019. No período chuvoso de 2015/2016 houve a passagem da pluma de rejeitos.....	19
Tabela 6: Comparação entre as médias das concentrações de metais em água do IEMA (09/11/2015 a 18/11/2015) e PMBA (2018/19) para a calha do rio Doce. ....	22
Tabela 7: Comparação entre resultados do IEMA e PMBA para metais totais em sedimento do rio Doce, com indicativo de impacto de alguns metais pela razão entre as médias das concentrações....	23
Tabela 8: Percentual de amostras de sedimentos não conformes segundo resolução CONAMA nº 454/12. ....	30

## **ANEXO 3 DULCÍCOLA - DISCUSSÃO INTEGRADA**

### **1 INTRODUÇÃO**

Na bacia hidrográfica do rio Doce os principais indutores de variações espaço-temporais da qualidade dos ambientes aquáticos estão associados ao uso e manejo da terra e da água (urbanização, agropecuária e mineração) e às condições hidrológicas da bacia. Com o rompimento da barragem de rejeitos de minério de ferro de Fundão, em Mariana (MG), novas pressões ambientais surgiram e ações relacionadas à recuperação de APPs, ao reflorestamento, à prevenção e controle de produção e/ou aporte de sedimentos foram intensificadas. Ações relacionadas ao manejo de rejeitos, em particular, começaram a ser executadas após o rompimento da barragem.

A mineração, por exemplo, é uma das principais atividades econômicas da bacia. Ao final das primeiras décadas do século XVIII, grande parte do território de Minas Gerais estava ocupada devido à disseminação de lavras auríferas, especialmente na região do vale do rio Doce (Ouro Preto, Mariana, Barra Longa, Itabira, Antônio Dias, entre outros municípios). Após o ciclo do ouro, no século XX, houve descoberta de substanciais reservas de manganês e ferro na bacia, uma vez que os solos predominantes na região, segundo Santos (1970), são Argissolo e Latossolo, os quais possuem teores significativos de óxidos de ferro. Dentre os óxidos mais comuns nessa área estão a hematita e a goethita. A nova descoberta impulsionou novamente as atividades minerárias que perduram até os dias atuais. Evidentemente, há um passivo ambiental associado à atividade minerária ao longo de todos esses anos, na bacia do rio Doce. Atualmente, as áreas de mineração correspondem a 2% da área da bacia. Ressalta-se que apesar do percentual relativamente pequeno, é uma atividade com alto potencial de impactos ambientais. Entre eles, redução de fertilidade do solo e impactos associados à supressão vegetal (MECHI; SANCHES, 2010); poluição por resíduos de óleo, graxas e metais e redução da biodiversidade (SÁNCHEZ, 2013).

Em termos de uso da terra, 63% da área total da bacia hidrográfica do rio Doce está coberta por pastagens, 1% por áreas agrícolas e 30% está coberta por mata nativa. Na porção espírito-santense (Baixo rio Doce), a atividade agropecuária (pastagem e café) ocupa a maior parte do território e o recurso hídrico disponível é expressivamente utilizado para fins de irrigação. A partir de Cedagro (2012), verificou-se que 9,5% (1.418 km<sup>2</sup>) da área do Baixo rio Doce estavam ocupadas com áreas agrícolas e de pastagens degradadas. As regiões hidrográficas com maiores áreas agrícolas degradadas eram as dos rios Guandu (340 km<sup>2</sup>) e Santa Joana (288 km<sup>2</sup>), áreas relevantes na produção de sedimentos.

As áreas urbanizadas, apesar de serem percentualmente pequenas (0,5%) quando comparadas à área da bacia do rio Doce, são fontes importantes de lançamento de efluentes, especialmente domésticos. Do total de municípios inseridos na bacia (235), apenas 94 (40%) possuem informação sobre tratamento de esgoto na base de dados do SNIS (MDR, 2019). Dos municípios que possuem informação, 57 (60%) não possuem tratamento de esgoto. Apenas seis possuem índice de tratamento

acima de 90%, são eles: Vila Valério (ES), Ipatinga (MG), Goiabeira (MG), Jaguarapu (MG), Pedra Bonita (MG), Rio Doce (MG) e Senhora de Oliveira (MG), evidenciando um cenário crítico na bacia, no que tange ao tratamento de esgoto.

Para além dos ambientes dulcícolas monitorados no âmbito do PMBA, há de se considerar toda região conhecida como delta do rio Doce, que se estende desde o município de Aracruz até o município de São Mateus. Na parte do delta localizada ao norte da planície costeira, o rio Mariricu flui na direção norte-sul, em região úmida, podendo mover-se em dois sentidos, para a foz do rio São Mateus ou para Barra Nova. Desta forma, o trecho litorâneo pode ser considerado inserido tanto na região hidrográfica do São Mateus como na do Doce. Dentro da região hidrográfica do Doce existe o rio Barra Seca, que deságua na lagoa Suruaca. O rio Barra Seca passa pela Reserva Biológica de Sooretama. Cabe observar a existência de diversas lagoas e que grande parte da região é alagada, apresentando uma série de canais de drenagem construídos pelo DNOS ou por fazendeiros da região. No estuário do rio Barra Seca, este recebe a aflúncia do rio Ipiranga, que flui no sentido sul-norte. Na região alagada que se situa dentro da área limitada ao norte pelo rio Barra Seca, ao sul pelo rio Doce, oeste pela BR101 e a leste pelo Oceano Atlântico, existem várias outras lagoas, incluindo a Zacarias e Martins, além dos rios do Norte e Monsarás, além de vários quilômetros de canais de drenagem. Na parte do delta localizada na porção sul da planície costeira, existe área alagada que apresenta também diversas lagoas. Esta região é drenada pelo rio Comboios, que flui no sentido norte-sul, e por diversos canais de drenagem, ficando situada entre as regiões hidrográficas Doce e Riacho. As áreas alagadas litorâneas são influenciadas por enchentes periódicas no rio Doce (MENDONÇA et al., 1997).

A região do Vale do Suruaca, que já foi descrita como Pantanal Capixaba, devido suas características hídricas e biodiversidade. No final da década de 60, o extinto Departamento Nacional de Obras e Saneamento (DNOS) construiu vários canais de drenagem, para fins agropecuários. Os solos dessa região são ricos em material orgânico, podendo ocorrer queimas espontâneas em períodos mais secos. Adicionalmente, observou-se que há influência desse tipo de solo sobre parâmetros de qualidade de água (ZON, 2008).

A necessidade de geração de energia levou à construção de barramentos ao longo da calha do rio Doce. Esses barramentos, como os de Candonga, Baguari, Aimorés e Mascarenhas, levam à fragmentação desse corpo hídrico, afetando em certa medida sua dinâmica natural de escoamento. Com relação à qualidade da água, a presença do sistema barragem/reservatório promove a redução da competência de cursos d'água pela redução da velocidade média da água, promovendo a sedimentação de material suspenso e retenção de material de fundo. Bizerril (1999) ressalta que a fragmentação dos ecossistemas fluviais pode acarretar redução na diversidade genética das populações impactadas e, em longo prazo, seu desaparecimento. Além dos obstáculos físicos para o movimento dos organismos aquáticos, os reservatórios podem representar filtros seletivos completos para algumas espécies e drenos para outras espécies (HANSKI, 1999), em ambientes de natureza lótica e lêntica, com taxas de mortalidade maiores que de natalidade.

Na calha principal do médio-baixo curso do rio Doce existem duas Usinas Hidrelétricas (UHE): Aimorés (início da operação em 2005), situada na divisa de MG e ES, com um reservatório de aproximadamente 33,88 km<sup>2</sup>; e Mascarenhas (início da operação em 1974), localizada cerca de 22 km a jusante da UHE Aimorés, com um reservatório menor, de aproximadamente 5,31 km<sup>2</sup> (COELHO, 2008). Embora seja considerada a fio d'água, devido ao pequeno tamanho do reservatório, a operação da UHE Mascarenhas causa alterações nas vazões diárias de jusante, nos meses de vazões mais baixas (MENDONÇA et al., 1997). O reservatório da UHE Mascarenhas possui grande acúmulo de sedimentos, sendo necessários, para sua operação, procedimentos de dragagem na região próxima à tomada d'água. Para o reservatório da UHE Aimorés, foi verificado que o tempo de detenção da água no lago da UHE Aimorés variou entre 3 dias (campanha 3 – 10 a 14 de dezembro de 2018) e 17,4 dias (campanha 12 – 16 a 20 de setembro de 2019). O reservatório de Aimorés funciona a fio d'água, dessa forma e de modo geral toda a água que chega ao reservatório é turbinada, não havendo alteração significativa de vazão devido ao seu funcionamento. Entretanto, dados do Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS) (ANA, 2019) apresentam diferenças entre as vazões afluentes e defluentes no reservatório; como mostra o dado de setembro de 2019, com vazões defluentes correspondentes a 89% das vazões afluentes, o que significa que as vazões afluentes estavam sendo retidas no reservatório, reduzindo em 11%, neste mês, as vazões naturais do rio a jusante do reservatório. Em maio de 2019, as vazões defluentes corresponderam a 117,3% das afluentes, significando um esvaziamento do reservatório e um aumento de 17,3% das vazões naturais do rio Doce a jusante da usina. Ressalta-se que um maior tempo de detenção proporciona maior oportunidade de sedimentação de material suspenso, resultando em melhor qualidade da água a jusante do reservatório.

As contribuições das bacias de montante da UHE Aimorés durante os meses de monitoramento variaram entre 85 (campanha 9) e 90,6% (campanha 6) do fluxo no trecho final do rio Doce, entre Linhares e Regência, sendo que as contribuições dos rios Manhuaçu e Guandu foram as mais expressivas das bacias a jusante do barramento, com percentuais variando de 3,0 a 5,2% e 2,0 a 4,7%, respectivamente. Estes resultados mostram que o aporte de água que chega ao rio Doce é predominantemente advindo do estado de Minas Gerais.

Em Colatina, na estação Ponte (código ANA 56994500), a vazão média de longo termo (QMLT) para período de 1938 a 2014, foi 914 m<sup>3</sup>/s, sendo as vazões médias para os períodos chuvoso (outubro a março) e seco (abril a setembro), iguais a 1.229 m<sup>3</sup>/s e 600 m<sup>3</sup>/s, respectivamente. Porém, durante o período de monitoramento do PMBA, verificou-se que no semestre de medição considerado chuvoso na bacia do rio Doce (outubro/2018 a março/2019), a vazão média foi 516 m<sup>3</sup>/s e o desvio padrão foi 351 m<sup>3</sup>/s, valor inferior à vazão característica de período seco, considerando registros históricos correspondentes ao período analisado. Por outro lado, as vazões mínimas e máximas estimadas foram 92 m<sup>3</sup>/s (20/07/2019) e 2.598 m<sup>3</sup>/s (02/01/2019). Ressalta-se que desde 2014 a bacia do rio Doce apresenta condições de estiagem (CPRM, 2018), com vazões em diversos meses inferiores às médias históricas (1938-2014) dos meses correspondentes. Os resultados apresentados ao longo deste relatório entre outubro de 2018 a setembro de 2019 se inserem em um período de El Niño. De

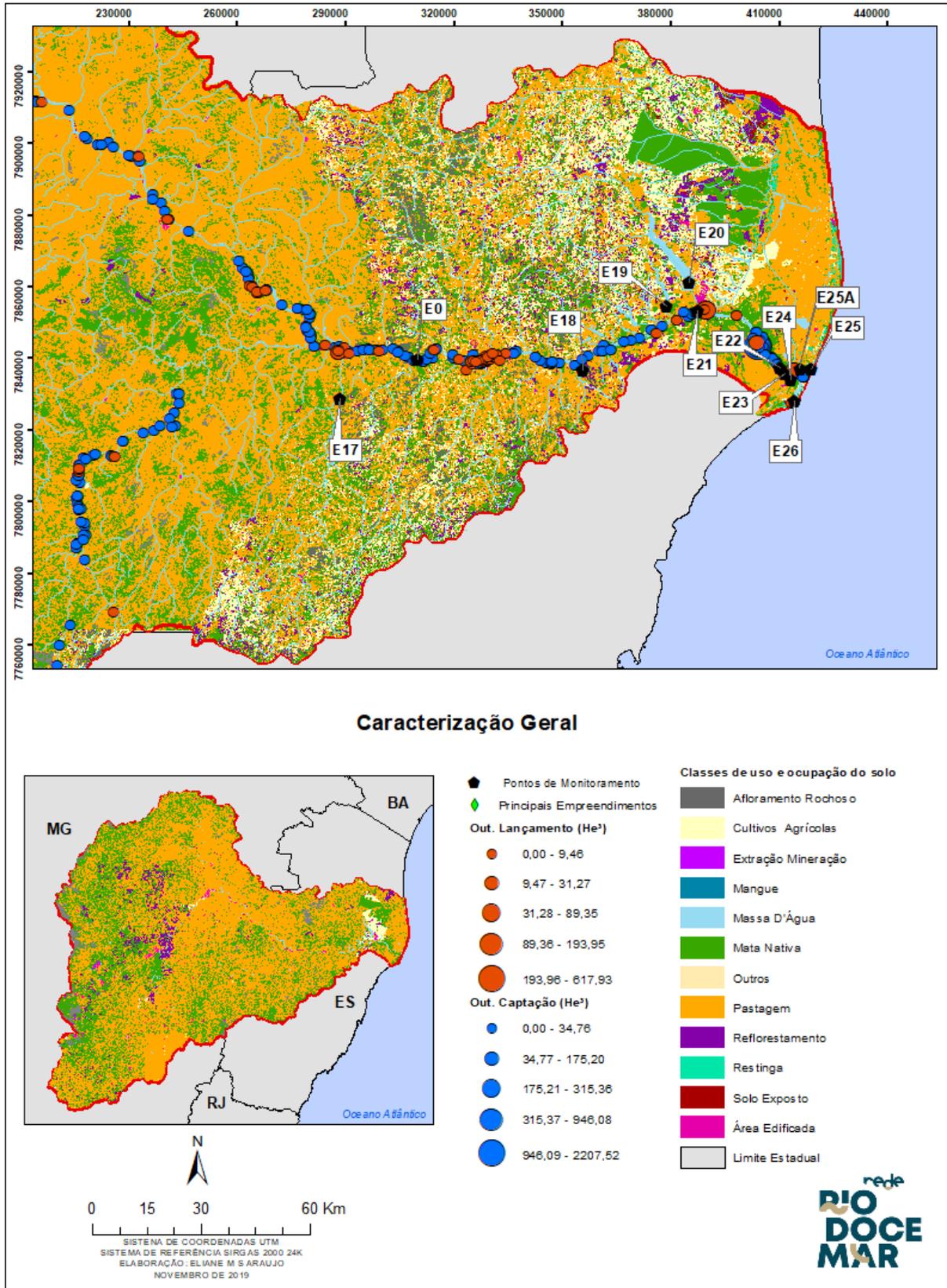
acordo com Pujoni (2015), climas mais quentes e secos são esperados para a região do Vale do Médio rio Doce durante a ocorrência de fenômenos do El Niño.

Na Figura 1 é apresentada a caracterização geral da área de contribuição das estações amostrais de monitoramento, onde são destacadas as principais tipologias de empreendimentos, pontos de captação de água e lançamento de efluentes líquidos, além do uso do solo no seu entorno. As estações amostrais que estão localizadas na calha do rio Doce (E0, E21, E22 e E26), recebem também contribuição de toda área de drenagem localizada no estado de Minas Gerais, como visto, coberta predominantemente por pastagens. A estação E18, localizada no lago do Limão, possui bacia de contribuição ocupada predominantemente por pastagem (56%), os poucos fragmentos florestais existentes cobrem cerca de 14% da área a montante. No seu entorno existem áreas de extração mineral de areia, argila, caulim, gipsita e bauxita refratária. No lago em questão não são identificados pontos de captação de água e lançamentos pontuais de efluentes orgânicos. Por sua vez, a estação E19 está inserido no lago Nova e a E20 no lago Juparanã, ambos conhecidos como lagoas e localizados no município de Linhares. A área de drenagem a montante das lagoas Nova e Juparanã estão ocupadas predominantemente por pastagens (32% e 29%, nessa ordem) e cultivos agrícolas (26 e 27%, nessa ordem). A área de montante à Lagoa Nova possui percentual florestal relativamente maior que a da Juparanã. Próximo à lagoa Juparanã é observada concentração urbana, com empreendimentos diversificados, como por exemplo, abatedouro, movelaria, oficinas, construção civil, entre outros.

Na região próxima à foz do rio Doce, estão localizados os ambientes denominados lagoas. Nesses encontram-se as estações E23, E24E, E25 e E25A. Os pontos E25 e o E25A estão localizados na Lagoa Monsarás. No entorno de ambos os pontos, observa-se a presença de vegetação. Por outro lado, os pontos E23, na lagoa do Areão, e E24, na Lagoa do Areal, têm área de contribuição caracterizada predominantemente por pastagem. Além da pastagem, no entorno são observados fragmentos florestais e empreendimentos de extração mineral de areia.

Percebe-se que, antes do rompimento da barragem de rejeitos de minério, os ecossistemas aquáticos da bacia hidrográfica do rio Doce já se encontravam sob condições de estresse e em estado de vulnerabilidade ambiental. Com o rompimento da barragem e o transporte da pluma de rejeitos, esses ambientes aquáticos, já vulneráveis, receberam aporte de metais provenientes do rejeito.

Figura 1: Caracterização geral da porção da região hidrográfica do rio Doce localizada no Estado do Espírito Santo - informações de uso e ocupação do solo, outorgas de direito de uso da água e principais empreendimentos locais.



## 1.1 CALHA

O estado de vulnerabilidade no qual se encontram os ambientes aquáticos pertencentes à bacia do rio Doce foi mensurado por meio de parâmetros de qualidade da água e do sedimento. Porém, no estado do Espírito Santo, são escassos os dados pretéritos sobre as características limnológicas do rio Doce, assim como das lagoas da sua bacia de drenagem. Devido a essa escassez, principalmente de dados referentes ao período anterior à passagem da pluma de rejeitos de minério de ferro pelo rio Doce – período anterior a novembro de 2015 –, são poucos os parâmetros que possam efetivamente ser usados como indicadores de impacto, tanto no rio Doce quanto nas lagoas, principalmente, onde houve a intrusão dos rejeitos (lagoas do Limão, Nova, do Areão, do Areal e Monsarás).

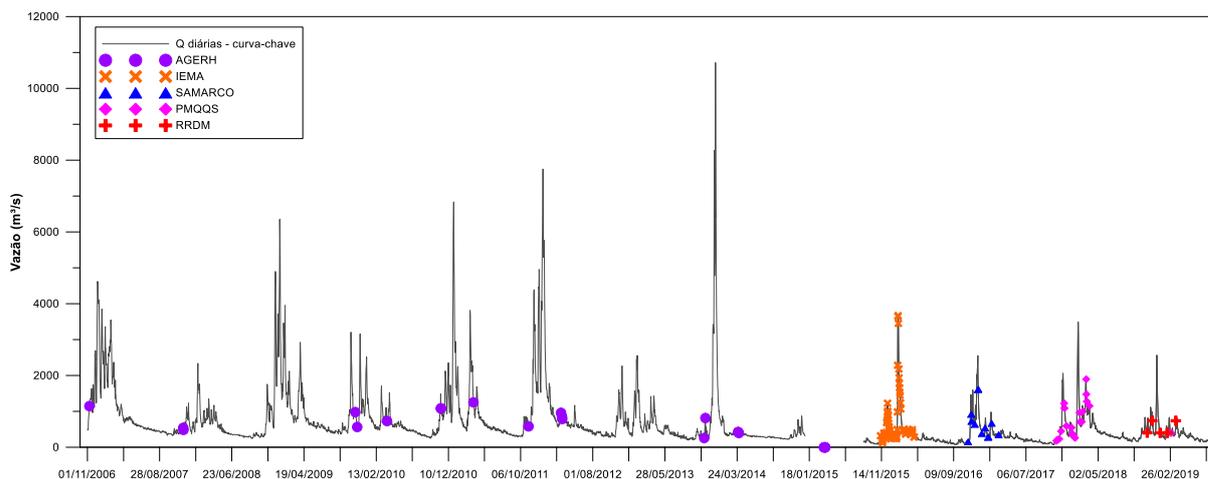
Monitoramentos da qualidade da água na porção capixaba do rio Doce, anteriores à passagem da pluma de rejeitos, foram realizados pela Agência Estadual de Recursos Hídricos (AGERH), entre 2006 e 2015, para os parâmetros físico-químicos, hidroquímicos e microbiológicos. Além disso, imediatamente após o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, foi realizado um monitoramento emergencial pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente (IEMA), a partir do dia 09 de novembro de 2015 até agosto de 2016, englobando parâmetros físico-químicos, hidroquímicos e metais, na água e sedimento. Posteriormente ao monitoramento do IEMA, foi feito monitoramento pela SAMARCO, entre 2016 e 2017 e, a partir de agosto de 2017, pelo Programa de Monitoramento Quanti-Qualitativo (PMQQS), ainda em desenvolvimento.

A partir dos parâmetros monitorados no período anterior ao rompimento da barragem de Fundão, incluindo os do período emergencial e os monitorados após o rompimento, foi possível avaliar as variações temporais dos parâmetros turbidez, sólidos totais dissolvidos, condutividade elétrica, pH e fósforo total na calha do rio Doce, considerando as Estações Amostrais de Itapina, Colatina (não monitorada pelo PMBA), Linhares e Regência. Para o período emergencial também foram feitas amostragens para análises de metais, que serão frutos de discussão em seção posterior deste documento. No entanto, naquele período não foram feitas amostragens nas lagoas, o que impossibilitou a realização de análises comparativas para esses ecossistemas.

Na Figura 2 são apresentados os valores de vazões médias diárias estimadas em Colatina (56994500 2006 – 2019) e são destacadas as datas nas quais foram realizados os monitoramentos de qualidade de água supracitados. Observa-se que as datas dos monitoramentos não necessariamente coincidem com os picos de cheias do rio, para esse período. Sendo assim, o que se buscou foi compilar os dados existentes referentes ao período hidrológico de chuvas – outubro a março – para obter o maior N amostral possível para esse período, em cada ano hidrológico.

Os dados obtidos para o período de 2006 a março de 2015, dados da AGERH, não constituem um conjunto de dados contínuos que contemple todo o período hidrológico (outubro a março), mas sim dados espaçados, contidos dentro do período de chuvas. A partir de novembro de 2015 esses dados passaram a ser obtidos em intervalos menores e, apesar de não terem sido obtidos precisamente nos picos de vazão, exceto 2015/2016, contemplam todo o período de chuvas dos anos hidrológicos.

Figura 2: Série de vazões diárias ( $m^3/s$ ) estimadas em Colatina (56994500 2006 – 2019) e vazões médias diárias nas datas das campanhas de monitoramento consideradas na análise.



A partir desse banco de dados foram definidos quatro períodos: 1) período de novembro de 2006 até março 2015, posterior à passagem da pluma de rejeito; 2) período de 09 de novembro de 2015 (início do monitoramento emergencial) a março de 2016, diretamente sob influência da passagem da pluma de rejeitos; 3) período entre outubro de 2016 a março de 2017, posterior à passagem da pluma de rejeitos e; 4) período entre outubro de 2018 a março de 2019, sob monitoramento do PMBA.

Para a estação amostral localizada em Regência (E26), não foram considerados os valores de condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos (mensurado indiretamente a partir do sensor de condutividade elétrica, nas sondas multiparâmetros utilizadas nos estudos), para evitar eventuais influências, esperadas no ambiente estuarino, da entrada da cunha salina, que pode provocar o aumento nos valores desses dois parâmetros, interferindo assim nas análises.

É importante salientar que as análises apresentadas a seguir foram baseadas nos dados disponibilizados (AGERH, IEMA e PMQQS), além dos obtidos no presente estudo (PMBA), desenvolvido a partir de outubro de 2018. Condições extremas, como a cheia de 2013, podem ter promovido alterações nas condições hidrológicas, assim como nos parâmetros físico-químicos e hidroquímicos, alterações essas não registradas no conjunto de dados hora analisados.

A partir desses resultados foi possível identificar variações na magnitude dos parâmetros que refletissem a passagem da pluma de rejeito pela calha do Baixo rio Doce, sendo assim considerados indicadores de impactos. As referências normativas adotadas como base de comparação foram a Resolução CONAMA, nº 357/2005 (Classe 2 para águas doces e Classe 1 para águas salinas e salobras) e as definidas pela NOAA (BUCHMAN, 2008).

A turbidez é um parâmetro físico que reflete a presença de material em suspensão na água, podendo ser considerada um dos principais indicadores da passagem da pluma de rejeitos. Leituras parciais da turbidez da água no rio Doce, nas campanhas realizadas entre os meses de novembro de 2015 a março de 2019 indicaram variações de 1,19 a 6.690 UNT, com média de 1.006,97 UNT e um coeficiente de variação de 132,24% (Tabela 1, Figura 3). Os valores máximos registrados neste

período não foram anteriormente registrados nos dados disponíveis no Baixo rio Doce e se situaram muito acima do limite máximo permitido pela Resolução CONAMA 357/05, considerando Classe 2 para água doce (100 UNT). Nos meses de outubro de 2016 a março de 2017 e de outubro de 2017 a março de 2018 ainda foram evidenciados efeitos da passagem da pluma de rejeitos pelos elevados valores de turbidez (máximo de 1.252,00 UNT), foram evidenciados efeitos rejeitos de minério em decorrência da elevada turbidez (máximo de 1.252,00 UNT), em níveis muito acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05. Somente no período chuvoso de 2018/19 a turbidez tende a apresentar condições abaixo da Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/05. Nos anos anteriores à passagem da pluma a maior turbidez foi de 242,00 UNT, no período chuvoso de 2010/11 e na maioria dos anos os valores estiveram abaixo do limite estabelecido pela Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/05. Cabe observar que durante a grande enchente ocorrida no rio Doce, em dezembro de 2013, monitoramento realizado pelo Sistema Autônomo de Água e Esgotos registrou, nos dias 19 a 24, os seguintes valores de Turbidez: 1542,4; 768,3; 3160,0; 1656,0; 1041,0 e 2294,0 UNT.

Tabela 1: Estatística descritiva para os valores de turbidez, mensurados ao longo do rio Doce, a partir de dados obtidos nos períodos chuvosos dos anos de 2006 e 2019. No período chuvoso de 2015/2016 houve a passagem da pluma de rejeitos.

Ano	N amostral	Média (UNT)	Mediana (UNT)	Mínima (UNT)	Máxima (UNT)	Desvio padrão	Coefficiente de variação (%)
2006 – 2015	52	74,33	51,50	6,84	242,00	59,11	79,52
<b>2015/2016</b>	<b>136</b>	<b>1006,97</b>	<b>378,00</b>	<b>1,19</b>	<b>6690,00</b>	<b>1331,60</b>	<b>132,24</b>
2016 – 2018	86	192,75	69,00	5,67	1252,00	312,19	161,97
2018/2019	23	55,68	41,40	9,55	209,00	43,78	78,63

Em 2018, os valores de turbidez registrados em Aimorés foram de 57,40 UNT para a mediana e 373,00 UNT para o percentil 90 (IGAM, 2018). No Baixo rio Doce, a jusante das UHEs de Aimorés e de Mascarenhas, no período úmido de 2016/2017 e 2017/2018 a mediana foi de 69,00 UNT e a máxima de 1252,00 UNT, já estatisticamente inferiores aos registrados quando da passagem da pluma de rejeitos. No período chuvoso de 2018/2019 (PMBA) a mediana foi de 41,40 UNT e a máxima de 209,00 UNT, valores estatisticamente iguais aos registrados nos anos anteriores à passagem da pluma e aos períodos de chuva de 2016/2016 e 2017/2018, mas com uma tendência de redução, quando comparado a esses dois anos anteriores.

Com relação às concentrações de sólidos totais dissolvidos, no período chuvoso de 2015/16 foram registrados valores máximos de 686,00 mg/L, com média de 227,33 mg/L e coeficiente de variação de 56,33%, valores significativamente maiores que os registrados para os períodos anteriores e posteriores à passagem da pluma de rejeitos (Tabela 2, Figura 3), com alguns dos valores acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/05 (500 mg/L). Nos períodos chuvosos 2016/2017 e 2017/2018 os valores foram estatisticamente iguais aos registrados nos anos anteriores à passagem da pluma de rejeitos. No período de chuvas de 2018/2019 (PMBA) houve uma redução

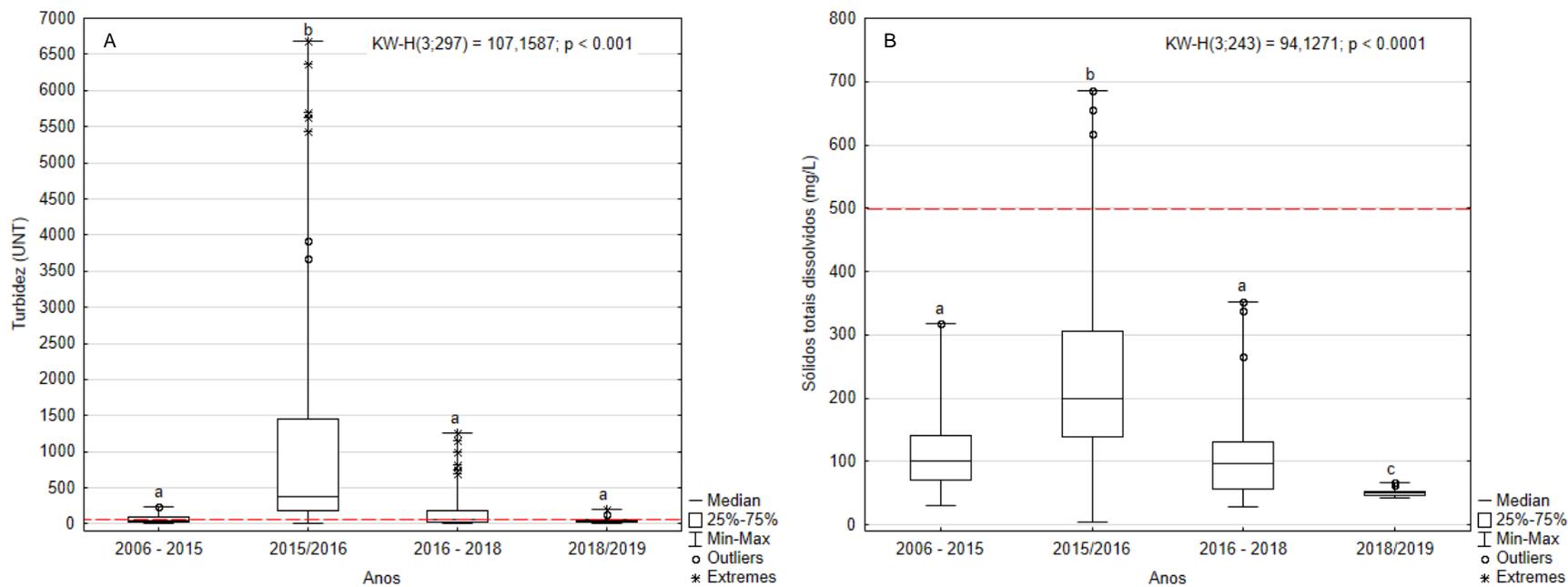
significativa dos valores, quando comparados aos anos anteriores. Cabe ressaltar que não há dados físico-químicos disponíveis para a cheia ocorrida no final do ano de 2013.

Tabela 2: Estatística descritiva para as concentrações de sólidos totais dissolvidos (mg/L), mensurados ao longo do rio Doce, a partir de dados obtidos nos períodos chuvosos dos anos de 2006 e 2019. No período chuvoso de 2015/2016 houve a passagem da pluma de rejeitos.

Ano	N amostral	Média (UNT)	Mediana (UNT)	Mínima (UNT)	Máxima (UNT)	Desvio padrão	Coefficiente de variação (%)
2006 – 2015	56	109,50	100,00	30,00	318,00	50,98	46,56
<b>2015/2016</b>	<b>108</b>	<b>227,33</b>	<b>200,00</b>	<b>4,61</b>	<b>686,00</b>	<b>128,05</b>	<b>56,33</b>
2016 – 2018	62	111,97	96,30	29,00	352,40	73,79	65,90
2018/2019	17	51,41	50,00	42,00	66,00	7,21	14,03

Na porção mineira do rio Doce, assim como para a turbidez, dois anos e meio após o rompimento, os valores são superiores aos registrados antes do rompimento da barragem de Fundão. Este padrão de variação sazonal é evidenciado para os sólidos em suspensão, com as maiores concentrações sendo registrados no período de chuvas (IGAM, 2018); em 2018 a mediana foi de 21,50 mg/L e o percentil 90 de 223,10 mg/L. No Baixo rio Doce, nos períodos chuvosos de 2017/2018 e 2018/2019 a mediana foi de 93,30 mg/L e a máxima de 352,40 mg/L, valores esses semelhantes aos registrados antes da passagem da pluma de rejeitos.

Figura 3: Box-plots para diferenças entre os dados obtidos dentro dos períodos chuvosos dos anos de 2006 a 2019, para os parâmetros turbidez (A) e sólidos totais dissolvidos (B), mensurados ao longo do rio Doce. Diferenças significativas entre os ambientes: Análise de Kruskal-Wallis. Linhas tracejadas vermelhas representam o limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005, considerando corpos d'água doce Classe 2.



A condutividade elétrica, parâmetro conservativo considerado indicador geoquímico e de poluição, chegou a 551,00  $\mu\text{S}/\text{cm}$  no período chuvoso de 2015/16, com média 92,44 e coeficiente de variação 61,17% (Tabela 3, Figura 4), indicando a passagem da pluma de rejeito pelos picos de condutividade registrados nesse período. No entanto, quando comparado com os anos anteriores (2006 a 2015) e os períodos de chuva de 2016/2017 e 2017/2018, não foram registradas diferenças significativas. Somente no período chuvoso de 2018/2019 a condutividade elétrica voltou a faixa de valores pretéritos ao desastre.

Tabela 3: Estatística descritiva para os valores de condutividade elétrica, mensurados ao longo do rio Doce, a partir de dados obtidos nos períodos chuvosos dos anos de 2006 e 2019. No período chuvoso de 2015/2016 houve a passagem da pluma de rejeitos.

Ano	N amostral	Média (UNT)	Mediana (UNT)	Mínima (UNT)	Máxima (UNT)	Desvio padrão	Coeficiente de variação (%)
2006 – 2015	51	81,46	77,30	54,50	130,00	17,66	21,68
2015/2016	117	92,44	83,20	7,19	551,00	56,54	61,17
2016 – 2018	48	83,51	83,15	49,00	126,00	22,89	27,40
2018/2019	17	70,71	68,73	55,85	90,55	9,68	13,68

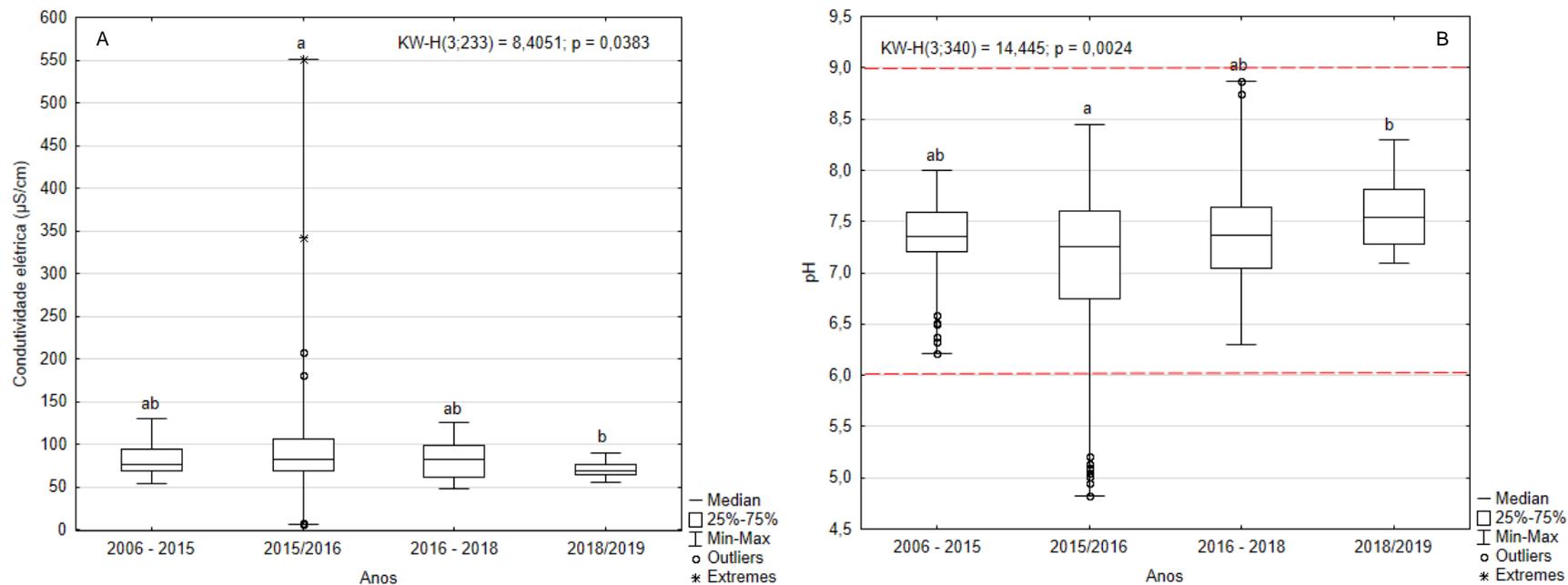
No trecho mineiro do rio Doce, em 2018 a mediana da condutividade elétrica foi de 68,00  $\mu\text{S}/\text{cm}$  e o percentil 90 de 70,70  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , valores semelhantes aos registrados no Baixo rio Doce para o período de chuvoso de 2018/2019, onde a mediana foi de 67,92  $\mu\text{S}/\text{cm}$  e a máxima de 78,00  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

No período chuvoso de 2015/16, os valores de pH variaram entre 4,83 – condições bem ácidas e abaixo do limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/05, considerando corpos d'água doce Classe 2 (entre 6,00 e 9,00) – a 8,45, condições alcalinas, maior variação observada dentre toda série amostral (Figura 4, Tabela 4). Nos anos subsequentes os valores de pH voltaram às condições observadas nos anos anteriores à passagem da pluma de rejeitos. O pH influencia diversos equilíbrios químicos nos meios intracelular e na coluna d'água e sedimento. Além disso, o pH pode contribuir para a dissolução/precipitação de elementos químicos, como metais-traço e nutrientes (DANIELSSON et al., 1999; BARTOLOMEO et al., 2004). Neste contexto, verificou-se, durante a passagem da pluma de rejeitos, condições de pH ácido para águas naturais pobres em ácidos orgânicos, sugerindo que este parâmetro seja considerado indicador associado à passagem de pluma de rejeitos.

Tabela 4: Estatística descritiva para os valores de pH, mensurados ao longo do rio Doce, a partir de dados obtidos nos períodos chuvosos dos anos de 2006 e 2019. No período chuvoso de 2015/2016 houve a passagem da pluma de rejeitos.

<b>Ano</b>	<b>N amostral</b>	<b>Média (UNT)</b>	<b>Mediana (UNT)</b>	<b>Mínima (UNT)</b>	<b>Máxima (UNT)</b>	<b>Desvio padrão</b>	<b>Coefficiente de variação (%)</b>
2006 – 2015	56	7,30	7,35	6,21	8,00	0,41	5,61
<b>2015/2016</b>	<b>145</b>	<b>7,09</b>	<b>7,25</b>	<b>4,83</b>	<b>8,45</b>	<b>0,73</b>	<b>10,29</b>
2016 – 2018	116	7,39	7,37	6,30	8,87	0,45	6,08
2018/2019	23	7,58	7,54	7,10	8,30	0,32	4,22

Figura 4: Box-plots para diferenças entre os dados obtidos dentro nos períodos chuvosos dos anos de 2006 a 2019, para os parâmetros condutividade elétrica (A) e pH (B), mensurados ao longo do rio Doce. Diferenças significativas entre os ambientes: Análise de Kruskal-Wallis. Linhas tracejadas vermelhas representam o limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005, considerando corpos d'água doce Classe 2.

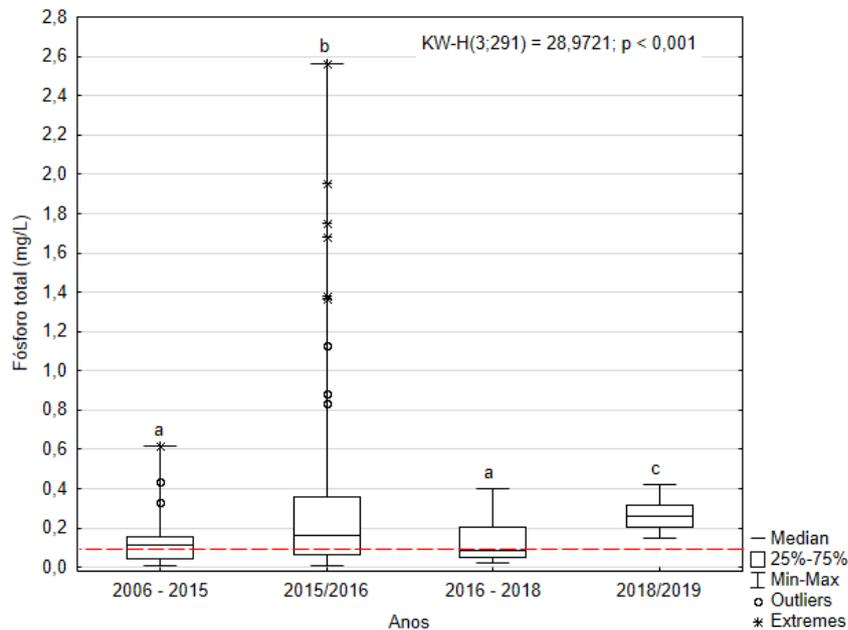


Com relação à concentração de fósforo total, no período chuvoso de 2015/2016 as concentrações chegaram a 2,56 mg/L, média de 0,28 mg/L e coeficiente de variação de 130,50% (Tabela 5, Figura 5), concentrações significativamente superiores que os registrados nos anos anteriores e posteriores à passagem da pluma de rejeitos e muito acima do limite estabelecido Resolução CONAMA nº 357/05, considerando corpos d'água doce, ambiente lótico, Classe 2 (0,10 mg/L). No entanto, as concentrações de fósforo total no rio Doce, mesmo antes da passagem da pluma de rejeitos, quase sempre permaneceram acima do limite estabelecido pela legislação. Essas elevadas concentrações refletem a condição de vulnerabilidade deste corpo hídrico e podem estar associadas às atividades desenvolvidas na bacia de drenagem, como a agricultura, atividade forte na região e que contribui com grande carga de fertilizantes – ricos em fósforo – e defensivos agrícolas para os corpos d'água – além das fontes pontuais associadas ao aporte de efluentes domésticos in natura e tratados constituem fontes significativas de nutrientes para os ecossistemas aquáticos da bacia hidrográfica.

Tabela 5: Estatística descritiva para as concentrações de fósforo total, mensuradas ao longo do rio Doce, a partir de dados obtidos nos períodos chuvosos dos anos de 2006 e 2019. No período chuvoso de 2015/2016 houve a passagem da pluma de rejeitos.

Ano	N amostral	Média (UNT)	Mediana (UNT)	Mínima (UNT)	Máxima (UNT)	Desvio padrão	Coeficiente de variação (%)
2006 – 2015	56	0,13	0,12	0,01	0,62	0,13	96,57
<b>2015/2016</b>	<b>168</b>	<b>0,28</b>	<b>0,16</b>	<b>0,01</b>	<b>2,56</b>	<b>0,37</b>	<b>130,50</b>
2016 – 2018	44	0,12	0,08	0,02	0,40	0,10	82,12
2018/2019	23	0,26	0,26	0,15	0,42	0,07	26,96

Figura 5: Box-plots para diferenças entre os dados obtidos nos períodos chuvosos dos anos de 2006 a 2019, para a concentração de fósforo total, mensurada ao longo do rio Doce. Diferenças significativas entre os ambientes: Análise de kruskal-Wallis. Linhas tracejadas vermelhas representam o limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005 considerando corpos d'água doce Classe 2, ambientes lóticos.



Os parâmetros concentração de sólidos totais dissolvidos, turbidez, condutividade elétrica, pH e fósforo total não apresentaram variação espacial significativa na porção capixaba do curso d'água, desde Itapina, a jusante do reservatório de Mascarenhas, até a região estuarina, junto à foz (142 km).

Devido às características hidrodinâmicas do trecho localizado a jusante de Povoação, que apresenta bancos de areia e canais preferenciais de fluxo, em condições de marés enchente e baixas vazões do rio, podem ocorrer gradientes longitudinal e transversal de salinidade. Embora a estação E26, localizada no trecho supracitado, seja influenciada pela intrusão da pluma salina, somente em uma das amostragens, em outubro de 2018, foi detectada salinidade elevada no fundo do curso d'água (28 UPS). Por outro lado, em pontos localizados em regiões internas do curso d'água, aproximadamente 2600 m a montante da foz, foi observada presença de água salobra, em campanhas realizadas nos meses de julho e setembro, em condições de vazões reduzida do rio.

As mudanças das condições de salinidade nos estuários representam um desafio para os organismos que ali vivem. A maioria dos organismos aquáticos não suporta ou tolera pouca alteração da concentração de sais. São os chamados estenohalinos. Uma minoria deles suporta as alterações características dos estuários e são os chamados eurihalinos. Os principais produtores nos estuários é o fitoplâncton e a sua produtividade depende da turbidez da água. Muitos organismos de fundo suportam variação de salinidade dentro de certos limites, mas quando esses limites não são respeitados, o crescimento ou até a sobrevivência desses organismos fica comprometida. Assim, os organismos estenohalinos permanecerão em locais com baixa variação, enquanto que os eurihalinos podem se manter em locais com amplos graus de variação de salinidade.

Cabe ressaltar que os processos de adsorção, dessorção e floculação dos constituintes químicos na zona estuarina de mistura (i.e., águas salobras) podem alterar os fluxos, sobretudo em relação às frações particuladas, que são predominantes para frações dissolvidas, mais biodisponíveis (BIANCHI, 2007).

Em relação aos fluxos, foram feitas estimativas de fluxos de nutrientes e de sedimentos para estação amostral E21, considerada como referência de toda contribuição da bacia hidrográfica e para o aporte ao oceano costeiro. Para as 12 campanhas realizadas, os valores de fluxo de sedimentos suspensos variaram de 31 t.d<sup>-1</sup> a 3.823 t.d<sup>-1</sup>, nas campanhas de julho/2019 e dezembro/2018, respectivamente. Os fluxos médios foram 1010 t.d<sup>-1</sup> (período chuvoso) e 161 t.d<sup>-1</sup> (período seco). Cabe observar que no início do mês de janeiro/2019 ocorreram vazões da ordem de 2.500 m<sup>3</sup>/s, que resultaram em estimativas de fluxos de sedimentos suspensos da ordem de 100 mil t.d<sup>-1</sup>, obtidas com curva-chave de descarga de sedimentos. Tais eventos aumentam consideravelmente o aporte de sedimentos na região costeira da bacia do rio Doce.

Os fluxos diários de fósforo total (P), fósforo inorgânico dissolvido (PID), nitrogênio total (N), nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) e silício inorgânico dissolvido (SiD), obtidos para os dias de monitoramento do PMBA, foram maiores na amostragem de dezembro de 2018, quando ocorreu a maior vazão medida (891 m<sup>3</sup>/s), enquanto os menores fluxos foram registrados em julho de 2019, quando ocorreu a menor vazão da série (77 m<sup>3</sup>/s). Os valores médios de fluxos diários de P, PID, N, NID e SiD, em toneladas, foram 7.70±5,72, 1,90±1,26, 84,98±55,98, 38,39±20,41 e 93,41±91,14, respectivamente.

Os resultados obtidos com a análise dos compostos orgânicos reforçam a condição de vulnerabilidade do corpo hídrico. Os resultados da água indicam contaminação significativa, principalmente para os parâmetros PCB (bifenilas policloradas), pesticidas e HPA (hidrocarbonetos poliaromáticos). A presença desses compostos é alarmante devido à toxicidade impactante à biota aquática e à saúde humana, em particular.

De modo geral, foram evidenciados os efeitos direto e indireto da passagem da pluma de rejeitos sobre considerando os parâmetros indicadores, exceto os compostos orgânicos por falta de dados pretéritos. Ressalta-se que os contaminantes orgânicos foram significativamente maiores no período chuvoso de 2015/2016. Nos anos subsequentes os parâmetros como turbidez, STD, condutividade elétrica, pH e fósforo total, praticamente retornam às condições anteriores à passagem da pluma de rejeitos. Contudo, esse comportamento não foi observado nos metais, particularmente no sedimento.

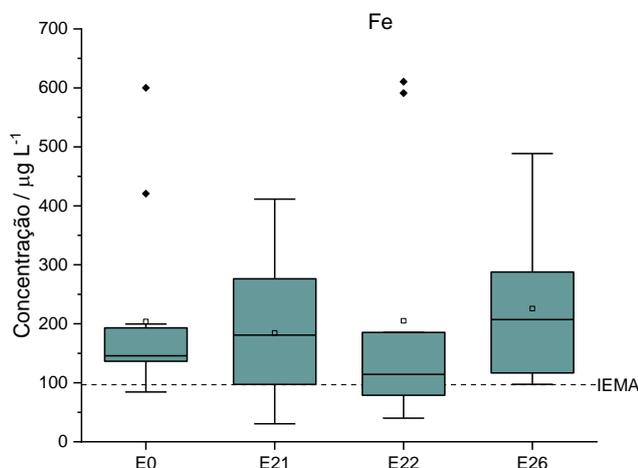
As concentrações de metais na água na calha do rio Doce indicam condições similares, com exceção do Fe e Ba, àquelas anteriores a passagem da pluma de rejeitos pelo rio, se comparados aos dados do IEMA no período de 09/11/2015 a 18/11/2015, como apresentado na Tabela 6.

Tabela 6: Comparação entre as médias das concentrações de metais em água do IEMA (09/11/2015 a 18/11/2015) e PMBA (2018/19) para a calha do rio Doce.

Elemento	Forma	IEMA			PMBA		
		Média $\mu\text{g L}^{-1}$	Máximo $\mu\text{g L}^{-1}$	Mínimo $\mu\text{g L}^{-1}$	Média $\mu\text{g L}^{-1}$	Máximo $\mu\text{g L}^{-1}$	Mínimo $\mu\text{g L}^{-1}$
Al	Dissolvido	84,6	276	<1,0	33,9	96,0	<2,1
Fe	Dissolvido	96,6	359	6,3	293,6	1003,1	39,9
Cu	Dissolvido	<1,0	5,45	<1,0	<2,5	10,4	<2,5
As	Total	<1,0	6,3	<1,0	<0,9	2,7	<0,9
Ba	Total	24,3	44,7	2,7	38,2	117,8	19,8
Co	Total	<1,0	3,3	<1,0	5,3	14,2	<0,9
Cr	Total	1,1	16,1	<1,0	3,0	11,9	<1,1
Mn	Total	38,3	130	7,4	36,1	90,8	7,8
Pb	Total	<1,0	6,1	<1,0	<1,8	4,8	<1,8
V	Total	3,9	25,6	<1,0	4,6	9,4	1,3
Zn	Total	15,5	218	<1,0	14,2	60,1	<2,9

Para a fração total, Ba, Co e Mn apresentam as maiores não conformidades de amostras, com valores, inclusive acima do monitoramento do IEMA. Já, na fração dissolvida, o elemento Fe foi o que apresentou o maior número amostras em não conformidade, destacando-se a estação mais à jusante da calha do rio Doce (E26) que apresentou todas as amostras com concentrações maiores que a média do IEMA. Ressalta-se que aproximadamente 20% das amostras da calha apresentaram não conformidades para os teores de ferro dissolvido, segundo a Classe 2 Resolução CONAMA nº 357/2005. Se considerados os teores totais de ferro em água, 82% das amostras apresentam valores acima do valor crônico estabelecido pela NOAA. Para Al total, a não conformidade é ainda maior, ou seja, 97%. Na Figura 6 é apresentada variação de Fe dissolvido nas estações da calha do rio Doce. Nota-se que as medianas das estações estão acima do valor referência do IEMA.

Figura 6: Variabilidade da concentração de ferro dissolvido nas amostras da calha do rio Doce.



Ademais, há presença de metais pesados nas frações totais de Co, Pb e Cu, com concentrações superiores ao NOAA crônico 36%, 18% e 18%, respectivamente, das amostras analisadas na calha do rio Doce. Isto advém da associação dos metais ao material particulado em suspensão. As frações dissolvidas de Fe, Al, Co, Pb e Cu com valores acima do limite NOAA foram são 0%, 13%, 3%, 8% e 0%, respectivamente.

O maior impacto observado se refere aos teores de metais presentes no sedimento. Na Tabela 7 são apresentados dados que mostraram a razão entre as médias das concentrações dos resultados obtidos pelo PMBA e os obtidos no monitoramento realizado pelo IEMA dias após o rompimento da barragem de Mariana, mas antes da chegada da pluma de rejeitos na calha do Baixo rio Doce. Os incrementos consideráveis de Ba, Cu, Pb e Ni com 1.660; 470; 120 e 160%, respectivamente maiores que os reportados pelo IEMA. Para Fe e Mn, os incrementos foram de aproximadamente 50 e 40%.

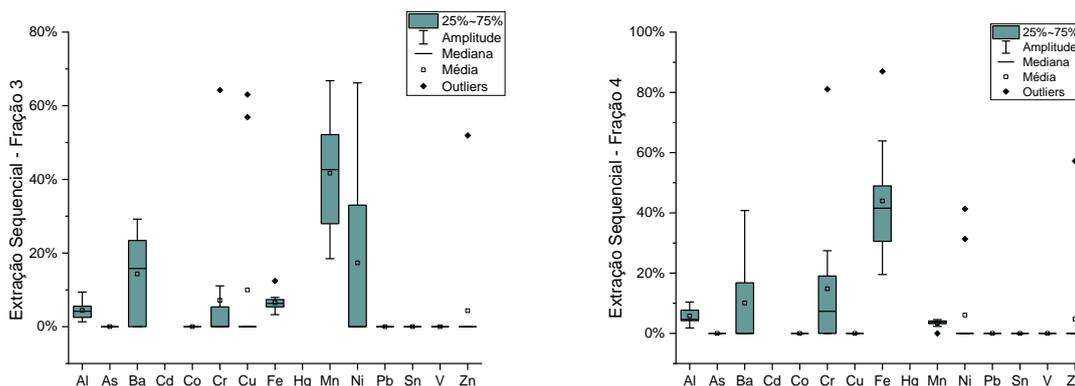
Tabela 7: Comparação entre resultados do IEMA e PMBA para metais totais em sedimento do rio Doce, com indicativo de impacto de alguns metais pela razão entre as médias das concentrações

Elementos	IEMA			PMBA			Razão entre as médias [PMBA]/[IEMA]
	Média mg kg <sup>-1</sup>	Máximo mg kg <sup>-1</sup>	Mínimo mg kg <sup>-1</sup>	Média mg kg <sup>-1</sup>	Máximo mg kg <sup>-1</sup>	Mínimo mg kg <sup>-1</sup>	
As	5,8	15,9	1,6	6,3	12,5	2,1	1,1
Al	nd	nd	nd	17066,8	34135,7	8743,4	-
Ba	13,9	34,4	6,3	245	295,9	187,4	17,6
Fe	8191	22294	3602	12074	22176,7	5837,0	1,5
Mn	105,1	260	26	146	226,8	69,0	1,4
Cr	15,2	51,8	3,6	14	27,1	4,8	0,9
Cu	3,2	14,6	<1,0	18,1	36,0	8,0	5,7
Zn	16,4	62,8	3,5	15	27,0	6,5	0,9
Pb	3,8	16,6	<0,6	8,5	13,9	<1,8	2,2
Ni	3,8	14,6	0,9	10	23,4	1,8	2,6

nd= não disponível

De modo geral, pode-se dizer que existem três zonas distintas no sedimento: a camada óxica, a camada anóxica e a interface entre elas (SALOMONS, W et al., 1987). Considerando a camada óxica, os principais adsorventes de metais traço são os carbonatos, hidróxidos de Fe/Mn, e matéria orgânica. Os metais presos a estes adsorventes são quantificados no ensaio de extração sequencial, frações 2, 3 e 4 respectivamente. Na Figura 7 são apresentados os metais biodisponíveis das frações 3 e 4 na estação 26 (foz do rio Doce), indicando a presença de metais como Ba, Fe, Mn, Ni e Cr entre outros.

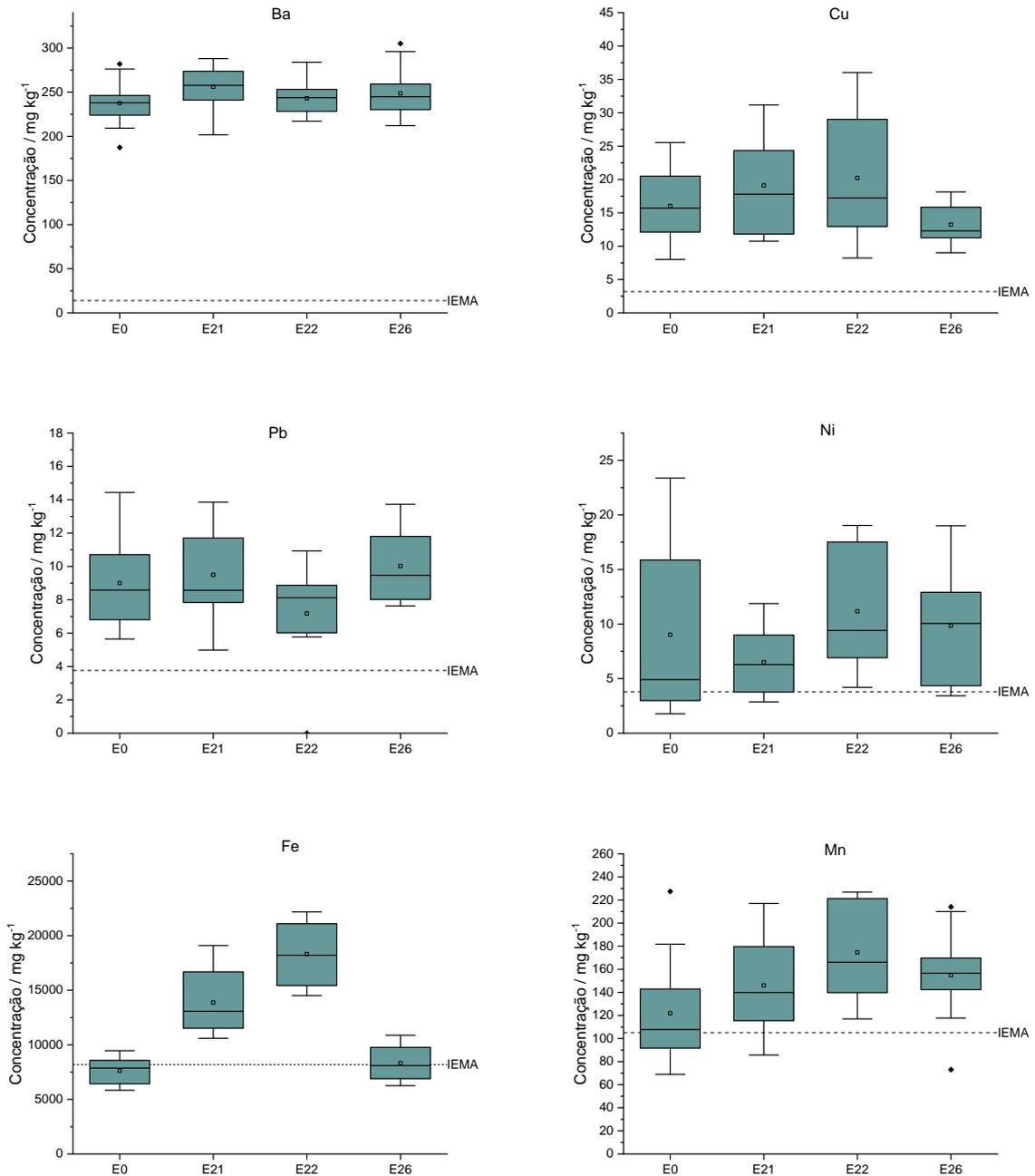
Figura 7: Porcentagem de biodisponibilidade do sedimento na estação 26 para a fração 3 e a fração 4.



Estudos (DU LAING, G et al., 2009) mostram que a salinidade e a presença de compostos orgânicos solúveis são fatores que influenciam na dessorção de metais traços em sedimentos. Segundo Millward e Liu (2003), a dessorção desses metais traço quando em contato com água do mar (i.e., elevada salinidade) ocorre com velocidades distintas, geralmente, na seguinte ordem: Ni>Cd>Zn>Cu e segundo Gambrell et al. (1991) o aumento na salinidade provoca aumento na solubilidade de Cr. Ou seja, o sedimento corpo d'água apresenta um potencial risco de disponibilização de pelo menos Cr e Ni, na região estuarina, devido à influência da salinidade do meio. Esta solubilização em água salina pode ser um dos fatores para explicar menores teores dos metais Cu, Mn e Fe na E26 em comparação com as outras estações da calha do rio Doce.

Com exceção do Ni, todos os elementos apresentaram elevada razão ( $[PMBA]/[IEMA]>2$ ), em todas as amostras apresentaram concentrações acima de seu respectivo valor reportado pelo IEMA, em todos os pontos amostrais da calha do rio Doce. Já para Fe e Mn, verifica-se um comportamento similar de aumento da concentração desses elementos a jusante do rio, com decréscimo na estação da foz (E26), como visto na Figura 8.

Figura 8: Variabilidade da concentração de Ba, Cu, Pb, Ni, Fe e Mn em sedimento nas amostras da calha do rio Doce.

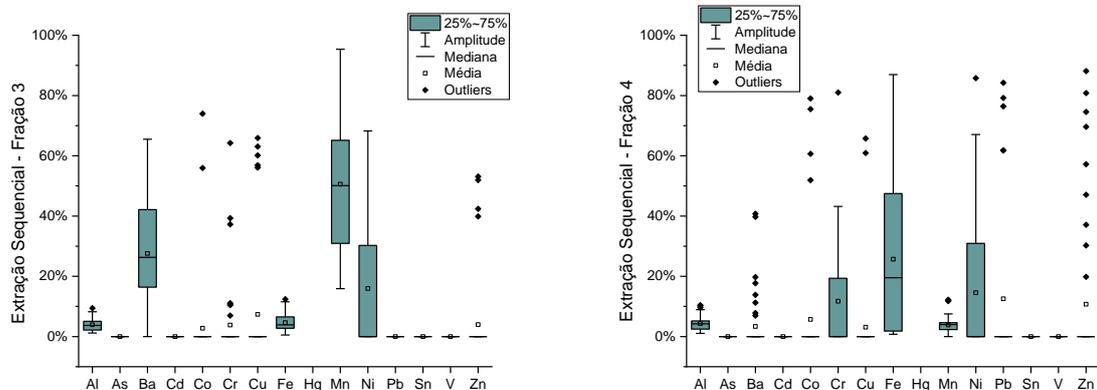


Vale ressaltar que os valores médios obtidos para seis amostras da lama coletada ao longo da bacia do rio Gualaxo do Norte, pós rompimento da barragem de rejeitos, mostram como principais componentes: Fe (>15%), Al (0,25%), Mn (314 ppm), V (20 ppm), Cu (13,9 ppm), Cr (13,5 ppm), Ba (12,5 ppm) e Zn (12,2 ppm) (CPRM, 2016). Estes elementos, de um modo geral, também foram os que apresentaram os maiores teores nos sedimentos analisados no PMBA, conforme Tabela 7, ratificando o potencial impacto dos rejeitos no rio Doce. Destaca-se ainda que o IEMA não analisou Al e V nos sedimentos, impossibilitando uma comparação com estes elementos.

Os metais traço da Tabela 7acima, com exceção do As, encontram-se associados aos sedimentos, principalmente na forma de óxidos de manganês e de ferro amorfos, além de materiais orgânicos presentes na água, como detritos e microrganismos, conforme foi apresentado no estudo de extração sequencial, cujos resultados para calha estão apresentados na Figura 9. Isto significa que metais como Al, Fe, Mn, Pb, Ni e outros, como Cr e Zn, podem ser disponibilizados para a água dependendo das condições físico-químicas do meio, como matéria orgânica, temperatura, teor de oxigênio, pH, salinidade entre outros. A fração 3 desse ensaio simula condições de anoxia, já a fração 4 simula condições oxidantes (TESSIER, A. et al., 1979). Portanto, os ambientes aquáticos que já estavam em situação de vulnerabilidade ambiental, antes mesmo das consequências do rompimento da barragem de rejeitos, passaram a ter sua vulnerabilidade intensificada após a passagem da pluma de rejeitos.

Ressalta-se que, em situações de elevada vazão fluvial do rio Doce, esse sedimento de fundo com alta concentração de metais poderá ser transportado para jusante por arraste ou, até mesmo, em suspensão, aumentando a vulnerabilidade ambiental da calha do rio, onde o fluxo é unidirecional, do estuário e da sua região costeira adjacente.

Figura 9: Porcentagem de biodisponibilidade do sedimento da calha do rio Doce para condições físico-químicas redutoras (fração 3) e oxidantes (fração 4).



Elementos como Cu e Ba apresentaram amostras com concentrações no sedimento sempre acima do valor reportado pelo IEMA. Com exceção de Cd para todas as estações e Zn na estação E26, todos os demais metais traço apresentaram cerca de 30% de amostras com concentrações mais elevadas quando comparadas ao período anterior a passagem da pluma de rejeito.

## 1.2 LAGOAS E LAGOS

As diferenças desses lagos e lagoas se refletem nas diferenças dos parâmetros físicos, físico-químicos e hidroquímicos entre esses corpos d'água. Sendo assim, esses corpos d'água lacustres possuem características morfométricas diferenciadas que os tornam distintos quanto as respostas às influências climáticas (e.g. vento), hidrológicas (e.g. intrusões hídricas) e antropogênicas (e.g. fontes pontuais e difusas de poluentes).

Com relação aos lagos (do Limão, Nova e Juparanã), cada corpo d'água possui uma característica morfométrica distinta, o que reflete em colunas d'água com características físicas, físico-químicas e hidroquímicas particulares.

A lagoa possui um padrão de estratificação tipicamente monomítico quente: estratifica no verão e desestratifica no inverno. Possui baixa turbidez e elevada transparência, provavelmente relacionados com a elevada profundidade (máxima 33,9 m e média 14,7m) e pela profundidade da base da onda ( $Z_{wb}$ ) de 6,9 metros, restringindo a ressuspensão de sedimentos a esta profundidade. A estratificação térmica da coluna d'água se reflete na estratificação físico-química: as concentrações de oxigênio dissolvido são significativamente maiores no epilímnio do que no meta e hipolímnios, onde são registradas condições de hipoxia (i.e., < 2,0 mg/L) e anoxia. A condutividade elétrica é significativamente maior no hipolímnio. No entanto, as concentrações de nutrientes (fósforo e nitrogênio), assim como da clorofila *a*, coluna d'água são as menores dentre os ecossistemas lacustres estudados.

A lagoa do Limão tem uma profundidade máxima, registrada no monitoramento realizado pelo PMBA, de 12,3 m, podendo ser considerado um lago moderadamente profundo. Essa lagoa apresenta padrão de estratificação do tipo monomítico quente, no qual a coluna d'água estratifica na primavera e verão e circula no outono e inverno (TUNDISI & TUNDISI, 2008). A físico-química da lagoa apresenta é representada pelos maiores valores de condutividade elétrica –indicativo de maior riqueza de íons – além de moderadas concentrações de nitrogênio total e silicato.

A lagoa Juparanã possui uma profundidade máxima de 14,0 m. Pelas características morfométricas distintas (e.g. dimensão, direção do eixo principal) apresenta a coluna d'água permanece desestratificada praticamente o ano todo, aquecendo e resfriando por completo, dependendo do período do ano. Essa lagoa, na qual não houve intrusão dos rejeitos de minérios, apresenta os maiores valores de turbidez e material particulado em suspensão, maiores concentrações de oxigênio dissolvido, maiores concentrações de fósforo total e fosfato, assim como maiores concentrações de clorofila *a*.

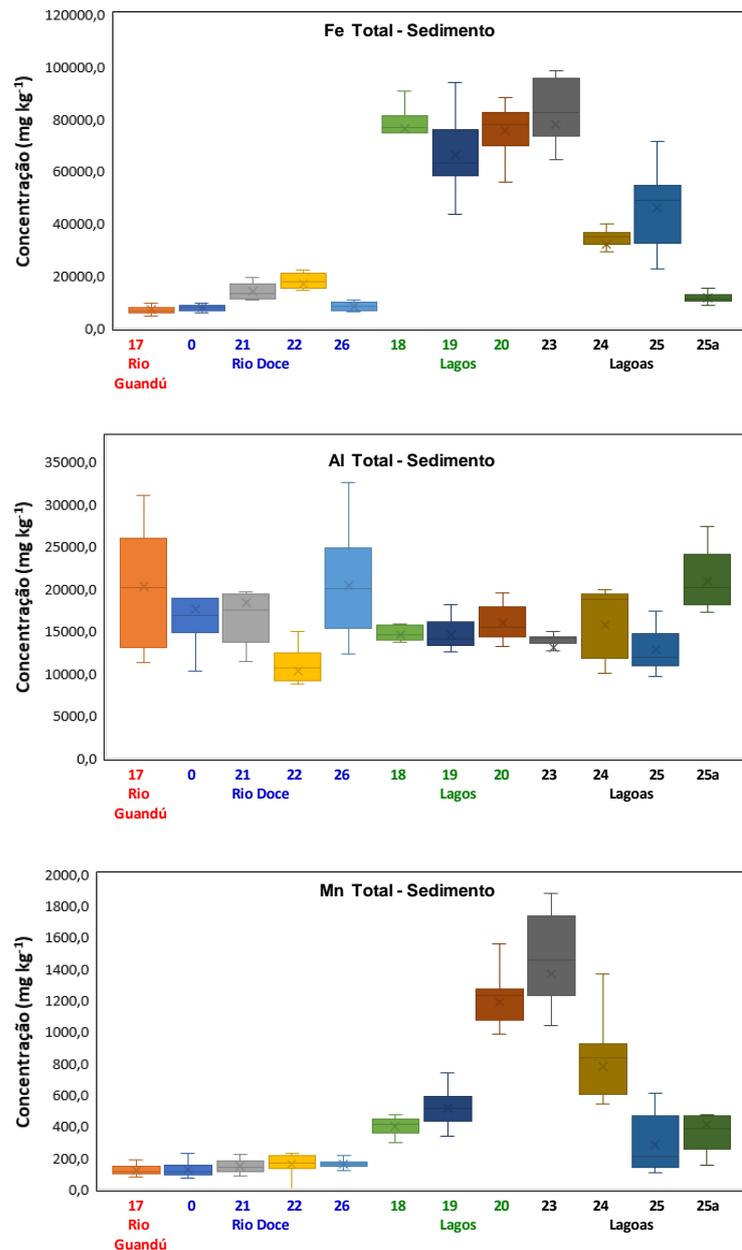
Os ecossistemas lacustres costeiros podem ser considerados como lagoas costeiras permanentemente isoladas do oceano e lagunas que possuem conexão permanente ou intermitente com oceano (Kjerfve, 1994). As profundidades médias nas estações amostrais nas lagoas Areão, Areal e Monsarás são 2,5, 1,5 3 4,3 m, respectivamente. A lagoa do Areão possui maior transparência, menor turbidez e concentração de material particulado em suspensão, baixa condutividade elétrica e concentração de nutrientes e clorofila *a*. Por outro lado, a lagoa do Areal apresenta reduzida transparência da água, e maior turbidez, e concentrações elevadas de material particulado em suspensão e fósforo total. Já a lagoa Monsarás tem influência do spray marinho e apresenta maior salinidade, incluindo uma intrusão salina que ocorre na estação E25a, provavelmente através de intrusão de água do nível freático, apresenta incremento de condutividade elétrica e alcalinidade total, além de elevadas concentrações de fósforo total, silicato e nitrogênio total, assim como nitrito e amônio.

No que diz respeito aos contaminantes orgânicos na água, a presença de pesticidas nas amostras de água é alarmante, principalmente devido à presença do DDT, que oscilou de 2,21 a 26,31 ng L<sup>-1</sup> nos lagos e 2,06 a 8,87 ng L<sup>-1</sup> nas lagoas.

Ressalta-se que a utilização de apenas uma única estação amostral nos ecossistemas lacustres de maiores dimensões como Limão, Nova e Juparanã, é insuficiente para a extrapolação dos resultados para o corpo d'água como um todo. Essa dificuldade também se aplica a lagoa Monsarás devido ao formato dendrítico (IDM de 13,4) configurando elevada complexidade espacial. Cabe ressaltar que por ocasião das maiores vazões do rio Doce, no final de janeiro de 2016, houve intrusão de rejeito de minério nas lagoas do Limão e Nova, de forma parcial. Na lagoa Juparanã não houve a intrusão de rejeitos devido ao barramento emergencial que construído no rio Pequeno, que faz a drenagem da lagoa para calha do rio Doce. Nas lagoas Areão e Areal e, possivelmente, na lagoa Monsarás, a intrusão afetou a totalidade do ecossistema.

No que tange aos metais na água, se avaliados pela legislação, os lagos apresentam comportamentos de não conformidades similares ao da calha do rio Doce, contudo as lagoas apresentaram elevada inconformidade frente aos limites estabelecidos para Fe (dissolvido) e Mn (total), tendo 68% e 47% de amostras não conformes, respectivamente, conforme estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/05. Quanto aos metais no sedimento, para Fe, Al e Mn, os valores de concentração são superiores aos encontrados no rio Doce, conforme foi mostrado na Figura 10, com exceção do Al que apresentou valores similares.

Figura 10: Variabilidade das concentrações de Al, Fe e Mn totais nas amostras de sedimentos de diferentes estações de coleta.



Além disso, os níveis de concentração de metais pesados no sedimento se mostraram mais elevados nos lagos e lagoas, em especial para As, Cr, Ni, Pb e Cu. Para esses elementos, o número de amostras acima dos limites máximos admissíveis estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 454/12 estão apresentadas na Tabela 8.

Tabela 8: Percentual de amostras de sedimentos não conformes segundo resolução CONAMA n° 454/12.

Elemento	Lago do Limão (E18) (%)	Lago Nova (E19) (%)	Lago Juparanã (E20) (%)	Lagoa Areão (E23) (%)	Lagoa Areal (E24) (%)	Lagoa Monsarás (E25) (%)	Lagoa Monsarás (E25a) (%)
As	42	58	100	100	100	42	83
Cr	100	100	100	100	100	50	67
Ni	83	100	100	100	27	58	58
Pb	0	83	100	100	0	0	0
Cu	25	17	25	91	9	17	0

### 1.3 BIODIVERSIDADE DULCÍCOLA

No ambiente lêntico, os metais constituíram os fatores determinantes dos padrões observados nas comunidades fitoplanctônica, zooplanctônica e perifítica. A comunidade zooplanctônica do Baixo rio Doce é mais pobre em espécies em relação a ambientes lênticos do Médio rio Doce. Foi identificado um significativo *turnover* de espécies nos ambientes lóticos, uma vez que a riqueza pontual (de cada amostra) foi baixa mas a riqueza  $\alpha$  foi alta. Isso ocorre pois em cada coleta eram registradas espécies diferentes dos meses anteriores. A riqueza de espécies de macrófitas foi mais elevada nos ambientes lênticos.

#### 1.3.1 Fitoplâncton

A análise de partição de variância mostrou que os grupos de variáveis que melhor explicaram a variabilidade dos dados hidrobiológicos da comunidade fitoplanctônica fluvial, foram os físicos e físico-químicos, como já esperado, tanto devido ao impacto direto, quanto para o fluxo contínuo de água. Já para os ambientes lacustres, os grupos de variáveis que melhor explicaram essa variabilidade foram os metais, possivelmente devido ao menor fluxo de água nestes ambientes quando comparados ao rio. Nota-se também que a interação entre variáveis físicas e físico-químicas e nutrientes mostraram maior influência na variabilidade dos dados biológicos, provavelmente devido a algumas interações entre variáveis destes dois grupos que possibilitam um maior ou menor desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica.

Nos ambientes fluviais, as espécies que se destacaram na análise de correspondência canônica foram as cianobactérias *Planktolyngbya limnetica*, *Aphanocapsa anullata* e a euglenofícea *Trachelomonas volvocina*, que se associaram positivamente com a turbidez da água, nitrogênio total, além das formas dissolvidas de Fe e Mn, que segundo Margalef (1969), são responsáveis quase que exclusivamente pela formação das carapaças de euglenofíceas loricadas como em *Trachelomonas*, que são capazes de assimilar esses metais dissolvidos no meio aquático.

Nos lagos amostrados, destacaram-se as cianobactérias *P. limnetica*, *A. planctonica* e *Epigloeosphaera brasílica*, as diatomáceas *Melosira varians* e *Navicula* sp.1 e a crisófitcea *Dinobryon sertularia*, relacionadas positivamente com a turbidez, nitrogênio total, as formas dissolvidas de Fe e Mn e, além da condutividade elétrica da água. Nas lagoas, a cianobactéria *P. limnetica* foi relacionada com as mesmas variáveis físico-químicas e metais e na lagoa Monsarás (EA25 e EA25a) as espécies *T. volvocina* e *Monoraphidium litorale* também se relacionaram com as mesmas variáveis.

Diversos estudos têm destacado a relação entre variáveis físico-químicas e metais com efeitos fisiológicos nas comunidades fitoplanctônica e perifítica, as quais apresentam como respostas, por exemplo, a produção de compostos tóxicos. Sant'Anna et al. (2008) relataram a produção de saxitoxinas por cepas de *P. cf. reilingii* e *Raphidiopsis brookii* isoladas de ecossistemas aquáticos no Brasil e por *Anabaena circinalis* e *Aphanizomenon issatschenkoi*, a partir de amostras de florações dominadas por essas espécies, coletadas naqueles ecossistemas. Alguns metais pesados atuam diretamente no processo fotossintético. Elevadas concentrações de Cu agem como inibidor do fotossistema II, bloqueando o transporte de elétrons. De qualquer forma, o efeito tóxico de Cu pode provocar a diminuição da biomassa fitoplanctônica (DEWEZ et al. 2005). Hg exerce alta toxicidade para a fotossíntese, incluindo reações claras e escuras, inibindo os centros de reação dos fotossistemas I e II e o metabolismo da fixação de CO<sub>2</sub>, respectivamente (JUNEAU et al., 2001). Outros metais, como Zn, Cd, Se, na forma de selenato, e Cr, na forma de dicromato, também podem inibir a fotossíntese em determinadas concentrações (CORCOLL et al., 2011).

A capacidade fisiológica das células de algas em absorver nutrientes pode ser alterada pela presença de substâncias tóxicas, como As (ANDERSON & BRULAND, 1991). No entanto, o micronutriente Fe pode influenciar positivamente o fitoplâncton, principalmente cianobactérias, visto ser necessário na produção de enzimas que atuam na síntese de clorofila (WILHELM, 1995). Por isso, a baixa disponibilidade de Fe tem sido reportada como um fator limitante para as cianobactérias (HYENSTRAND et al., 2000), e o aumento na sua disponibilidade, decorrente de atividades antrópicas como a mineração, pode levar a florações fitoplanctônicas. Ressalta-se que esses nutrientes necessários em concentrações traço, como Fe, quando em grandes concentrações, podem provocar efeitos tóxicos ao longo da cadeia trófica, diminuindo a diversidade e abundância de espécies do fitoplâncton, pequenos invertebrados e peixes (VUORI, 1995).

### **1.3.2 Zooplâncton**

Os resultados obtidos para o zooplâncton dulcícola indicam que as espécies encontradas podem constituir bioindicadores robustos do atual panorama ambiental dos ecossistemas do baixo rio Doce. A comunidade zooplanctônica foi composta por 99 (noventa e nove) táxons, representados por 53 táxons de Rotífera, 28 de Cladocera e 18 de Copepoda.

Espécies generalistas, que se adaptam bem em ambientes impactados, podendo ocupar vários nichos, foram muito frequentes tanto na calha do rio Doce quanto nos ambientes lacustres. Dentre elas, destacam-se os rotíferos cosmopolitas *Brachionus falcatus* e *Conochilus* sp., os cladóceros *Bosminopsis deitersi* e *Ceriodaphnia cornuta*, além do copépodo *Thermocyclos minutus*.

Treze (13) espécies foram exclusivas dos ambientes fluviais (*Lecane clara*, *L. closterocerca*, *Lepadella patela*, *Mesocyclops meridianus*, *Microcyclops cf ceibaensis*, *Platyias leloupi*, *Synchaeta jollyae*, *Dadaya macrops*, *Scapholeberis rammneri*, *Simocephalus latirostris*, *Argyrodiaptomus furcatus*, *Diaptomus corderoi* e *Macrocyclops cf albidus*), enquanto um número maior de espécies – dezenove (19) – ocorreu exclusivamente nos ambientes lacustres, indicando maior disponibilidade de nichos em relação ao ambiente fluvial (*Keratella cochlearis*, *Lecane hornemanni*, *L. imbricata*, *L. scutata*, *L. stichaea*, *Macrochaetus longipes*, *Polyarthra vulgaris*, *Pompholyx triloba*, *Trichocerca bicristata*, *T. elongata*, *T. similis*, *Bosmina tubicen*, *Disparalona leptorhyncha*, *Ephemeropterus hybridus*, *Flavalona iheringula*, *Notodiaptomus nordestinus*, *Mesocyclops cf ellipticus*, *M. meridianus* e *Microcyclops cf ceibaensis*).

Os microcrustáceos *B. deitersi* e *T. minutus* têm sido frequentemente associados a ambientes aquáticos impactados por rejeitos de mineração e drásticas alterações na cadeia trófica (Maia-BARBOSA et al., 2006; FRAGOSO-MOURA et al., 2016; PINTO-COELHO et al., 2008; LEPPÄNEN, 2018). A espécie *Mesocyclops ogunnus*, indicadora de ambientes fluviais, é considerada uma espécie exótica de origem afro-asiática (Peixoto et al., 2010), com registros associados a ambientes eutróficos (MATSUMURA-TUNDISI & SILVA, 2002).

De uma forma geral, os ambientes lacustres apresentaram maiores valores de riqueza que os ambientes fluviais. Comparando os dados de riqueza do zooplâncton entre o Médio rio Doce (não atingido pelo rejeito) e o Baixo rio Doce, verificou-se que o Médio rio Doce apresentou maior riqueza que o Baixo rio Doce. Adicionalmente, os resultados da análise de diversidade  $\beta$  que comparou as comunidades do Médio e Baixo rio Doce indicam que há maiores valores de diversidade beta para o Médio rio Doce, o que indica que a região da bacia do rio Doce atingida pelo rejeito de minério pode ter perdido muitas espécies que são comuns para a região, o que sugere a ocorrência de efeito de homogeneização biótica.

Também se foi observada uma forte correlação negativa entre a riqueza do zooplâncton e as concentrações de ferro, alumínio e vanádio na água dos ambientes lacustres e fluviais estudados, o que indica que a presença de rejeitos de minérios nesses ecossistemas pode reduzir o número de espécies que conseguem sobreviver no Baixo rio Doce. Os dados sugerem que, à medida que as concentrações dos metais citados acima aumentaram, muitas espécies intolerantes não conseguiram se estabelecer nos ambientes aquáticos do Baixo rio Doce.

Em relação à densidade dos ambientes fluviais e lacustres estudados, os dados obtidos são próximos aos observados em outros ecossistemas lênticos da Bacia do rio Doce (BRITO et al., 2011; MAIA-BARBOSA et al., 2014; PEIXOTO et al., 2008). No entanto, foi observada uma forte correlação negativa entre a densidade do zooplâncton e as concentrações de alumínio, ferro, cromo e vanádio na água, ou seja, a densidade de organismos diminuiu à medida que a concentração desses elementos aumentou na água. Além disso, foi observada uma correlação negativa entre as concentrações de alumínio e as razões de biomassa zooplâncton:fitoplâncton, indicando impacto negativo na organização energética entre níveis tróficos basais dos sistemas dulcícolas estudados. Estudos têm indicado que poluentes associados à atividade minerária podem permanecer ativos nos

ambientes aquáticos mesmo após um longo tempo de interrupção desde o contágio inicial, suscitando importantes e desafiadoras questões sobre os efeitos crônicos aos quais as comunidades aquáticas podem estar hipoteticamente submetidas (CAMIZULI et al., 2014; PARAGUASSÚ et al., 2019).

### 1.3.3 Perifíton

Na análise qualitativa foram registrados 689 táxons, divididos em 15 Classes. As classes mais abundantes foram *Bacillariophyceae* (293 táxons), *Zygnematophyceae* (120 táxons), *Cyanophyceae* (117 táxons) e *Chlorophyceae* (98 táxons). As algas do grupo das diatomáceas (*Bacillariophyceae* e *Coscinodiscophyceae*) compuseram quase 45% de toda a fitoflora perifítica na bacia do Baixo rio Doce, ou seja, mais de 300 táxons, revelando a importância do grupo para a biodiversidade da região.

Em relação aos dois grupos de ecossistemas aquáticos avaliados, foram registrados nos ambientes fluviais 479 táxons, sendo 254 exclusivos, e 435 táxons nos ambientes lacustres, sendo 210 exclusivos. Em análise para quantificar o número de espécies de algas em uma planície de inundação no Paraná, Dunck et al. (2018) registraram 562 táxons de algas perifíticas em 28 publicações científicas, entre os anos de 1994 e 2016. O número de táxons registrados nessa publicação é menor que aquele encontrado em 12 meses de monitoramento da Bacia do Baixo rio Doce, considerando a análise qualitativa. A curva do coletor indica que novos táxons possam ser registrados e inseridos na lista de táxons.

Dentre as espécies coletadas, a presença de *Achnantheidium minutissimum* merece destaque, por ser considerada como uma diatomácea resistente a metais, sendo encontrada em grande abundância em locais impactados por esses poluentes (LUIS et al., 2011; OLENICI et al., 2017). Essa espécie, além de outras correlatadas com o complexo à qual ela faz parte, foi observada em cerca de 65% das estações amostrais. Contudo, é importante observar que esta é uma espécie com ampla distribuição geográfica, e apenas sua presença não pode ser considerada como forte indicativo de contaminação por metais. Cattaneo et al. (2004), estudando um testemunho de um lago no Canadá, relacionaram à fase de recuperação da contaminação química por efluente de mineração um conjunto de espécies, incluindo, *Nitzschia palea*. Essa espécie foi abundante em diversas campanhas nos ambientes fluviais, principalmente na calha do rio Doce. Niyogi et al. (2002) observaram a dominância dos gêneros *Ulothrix*, *Achnanthes*, *Phormidium*, *Stigeoclonium*, *Microthamnion*, *Mougeotia*, *Eunotia* e *Scapania* em ambientes com algum grau de impacto por metais. Dentre esses gêneros, *Eunotia* (*E. intricans*) foi dominante e abundante em amostras do rio Doce e nas lagoas do baixo rio Doce. Contudo, não foram encontradas informações sobre a tolerância da espécie em relação aos metais. Salonen et al (2006) e no trabalho de Cattaneo et al (2004), as diatomáceas cêntricas tiveram sua representatividade diminuída quando em local com altos níveis de contaminação por metais. Em todas as estações amostrais da bacia do Baixo rio Doce, pode-se observar uma baixa representatividade desse grupo de diatomáceas. Devido à falta de informação sobre as espécies presentes na bacia do Baixo rio Doce, não é possível determinar quais espécies são exóticas na bacia.

A média da riqueza por amostra (diversidade pontual) foi relativamente baixa nas estações amostrais, exceto para o lago Limão (E18), que foi significativamente maior (pelo teste de Wilcoxon) do que a riqueza pontual no rio Guandu (E17), no rio Doce (E0, E21 e E26) e nas lagoas Areal (E24) e Monsarás (E25a). A estação E22 do rio Doce também apresentou diversidade pontual média significativamente maior que as lagoas Areão (E24) e Monsarás (E25a). Entretanto, quando é observada a diversidade  $\alpha$  (total de táxons observados em uma estação amostral ao longo das 12 campanhas), os valores de riqueza são relativamente altos, quando comparados com a diversidade pontual. Isso possivelmente é um efeito da alta variação de táxons na comunidade perifítica ao longo dos meses de coleta, onde há uma substituição de parte dos táxons a cada coleta. A diversidade  $\alpha$  foi maior nas estações amostrais do ambiente fluvial. Possivelmente, isso ocorre devido à maior variação ambiental que ocorre nesse ambiente. As variáveis ambientais que mais influenciaram na riqueza da comunidade perifítica nos ambientes fluviais foram nitrogênio, condutividade, pH e material particulado suspenso. Nos ambientes lacustres, as variáveis que mais influenciaram a riqueza de espécies foram os metais ferro, manganês e alumínio e o material particulado suspenso.

As densidades totais da comunidade perifítica foram similares entre os ambientes. Maior variação de densidade ao longo das 12 campanhas amostrais foi observada nos ambientes fluviais. Não existem valores de referência para densidade, uma vez que é dependente de uma série de outros fatores, com o substrato ao qual a comunidade está aderida ou à pressão de herbivoria. Nos ambientes fluviais, o nitrogênio e o fósforo total, o material particulado suspenso, e o pH foram as variáveis mais relacionadas com as mudanças de densidade, enquanto que nos ambientes lacustres foram as variáveis fósforo total, condutividade elétrica e pH.

#### 1.3.4 Macrófitas

A diversidade  $\gamma$  resultou em 105 táxons pertencentes a 65 gêneros e 33 famílias, das quais cinco famílias e 10 espécies correspondem a plantas vasculares sem sementes e 28 famílias e 95 espécies a angiospermas. Das amostras coletadas, apenas uma está determinada em nível de família (Poaceae sp.1) pela natureza estéril das amostras. Dentre elas, a grande maioria (98 spp.) é nativa, das quais três são consideradas endêmicas do Brasil, a saber: *Rhynchospora corymbosa* (L.) Britton (Cyperaceae), *Stromanthe thalia* (Vell.) J.M.A. Braga (Marantaceae) e *Nymphaea lingulata* Wiersema (Nymphaeaceae); e seis táxons são considerados naturalizados [*Centella asiatica* (L.) Urb. (Apiaceae), *Acmella oleracea* (L.) R.K. Jansen (Asteraceae), *Cyperus esculentus* L. (Cyperaceae), *Eleusine indica* (L.) Gaertn., *Panicum repens* L. e *Urochloa brizantha* (Hochst. ex A. Rich.) R.D.Webster (Poaceae)].

A comunidade de macrófitas aquáticas apresentou diversidade  $\gamma$  menor na calha do rio Doce, conforme o esperado, quando comparada à diversidade  $\gamma$  dos lagos/lagoas com 55 spp. e 82 spp., respectivamente. O total de espécies comuns aos dois ambientes é de 38 táxons.

A riqueza total de espécies de macrófitas foi significativamente maior nas lagoas, em relação ao rio Doce ( $F=21.45$ ,  $p<0.0001$ ). A abundância respondeu significativamente ao tempo, aumentando com o passar deste ( $F=13.1$ ,  $p=0.0004125$ ) na calha do rio Doce.

Dentre as espécies oportunistas, quatro delas se destacam por serem tolerantes à presença de metais e consideradas como oportunistas: *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth, *E. crassipes* (Mart.) Solms (Pontederiaceae), *Salvinia auriculata* Aubl. e *S. biloba* Raddi (Salviniaceae). Segundo Pompeo (2008), elevados valores de abundância nas comunidades, baseados principalmente no crescimento vegetativo, podem indicar alterações químicas e físico-químicas na água como a presença de elementos tais como Fe, Al, Mn, N, P e C inorgânicos dissolvidos em altas concentrações.

A elevada abundância de espécies oportunistas de macrófitas aquáticas está relacionada ao processo de eutrofização da água, reduzindo o oxigênio dissolvido, formando gases e diminuindo o pH da água, o que leva a efeitos deletérios sobre as comunidades aquáticas (Pedralli 2003, Pompeo 2008). *E. crassipes*, espécie amplamente citada como oportunista e de rápido crescimento em áreas eutrofizadas (Pompeo, 2008), demonstrou um aumento crescente em biomassa ao longo do tempo no rio Doce, o que demanda especial atenção para o acompanhamento e possível intervenção.

Dada a inexistência de dados pretéritos para comparação dos períodos anteriores ao início das atividades de monitoramento pela RRDM, a diversidade  $\gamma$  de macrófitas aqui apresentada é considerada alta frente aos resultados encontrados por outros autores para diferentes ambientes aquáticos, a exemplo de Ferreira et al. (2010) - 37 espécies; Kufner et al. (2011) - 42 espécies; Araújo et al. (2012) - 52 espécies; e Souza et al. (2017) - 66 espécies. A alta riqueza provavelmente deve-se ao maior número de diferentes ambientes aquáticos aqui monitorados (12 estações de amostragem) em comparação aos dados apresentados pelos autores acima mencionados que realizaram seus levantamentos em apenas uma única área ao longo de 5-12 meses de amostragem. Contudo, a diversidade  $\alpha$  é variável (17 a 40 táxons) e encontra-se com valores próximos às informações citadas por Ferreira et al. (2010), Kufner et al. (2011), Araújo et al. (2012) e Souza et al. (2017).

Em síntese, os efeitos dos metais nas comunidades bióticas do Anexo 3 Dulcícola para a determinação dos efeitos, foram:

Para a **comunidade perifítica**, maiores concentrações de ferro e o manganês levaram a menor riqueza de táxons e a uma diminuição da diversidade, principalmente nos ambientes lacustres. Nos ambientes fluviais, o ferro esteve envolvido com a diminuição da diversidade.

Para a **comunidade fitoplanctônica**, ferro e alumínio atuaram negativamente na riqueza e na diversidade, principalmente nos ambientes lacustres. De forma contraditória, o alumínio pareceu promover a abundância na comunidade. Isso pode ser reflexo do aumento de alguma espécie dominante que é tolerante ao alumínio.

A direção das respostas dos atributos de comunidades das **comunidades de macrófitas** pareceu estar relacionada com a concentração dos metais. Maiores concentrações de manganês e alumínio deram indícios de favorecer a abundância das espécies.

Para a **comunidade zooplanctônica**, ferro e manganês pareceram, de forma geral na bacia do baixo rio Doce, ter efeito negativo na diversidade. As concentrações de ferro também atuaram negativamente na diversidade nos ambientes fluviais e lacustres.

Em relação aos parâmetros que podem ser usados como subsídio à avaliação de vulnerabilidade dos ecossistemas aquáticos, foram observadas variações das relações dos parâmetros MPS, CE, pH, Ptotal e Ntotal nas comunidades analisadas.

Para a **comunidade perifítica**, aumentos de concentrações de MPS e Ptotal estiveram relacionados com redução de riqueza e diversidade, enquanto Ntotal esteve relacionado à redução da densidade, considerando o ambiente fluvial. Por outro lado, os parâmetros CE, pH e Ntotal estiveram relacionados com aumento de riqueza e diversidade. No ambiente lacustre, aumento das concentrações de MPS e CE estiveram relacionadas à redução de riqueza e diversidade. Nesse ambiente o parâmetro pH foi o que esteve mais diretamente relacionado ao aumento de diversidade e densidade.

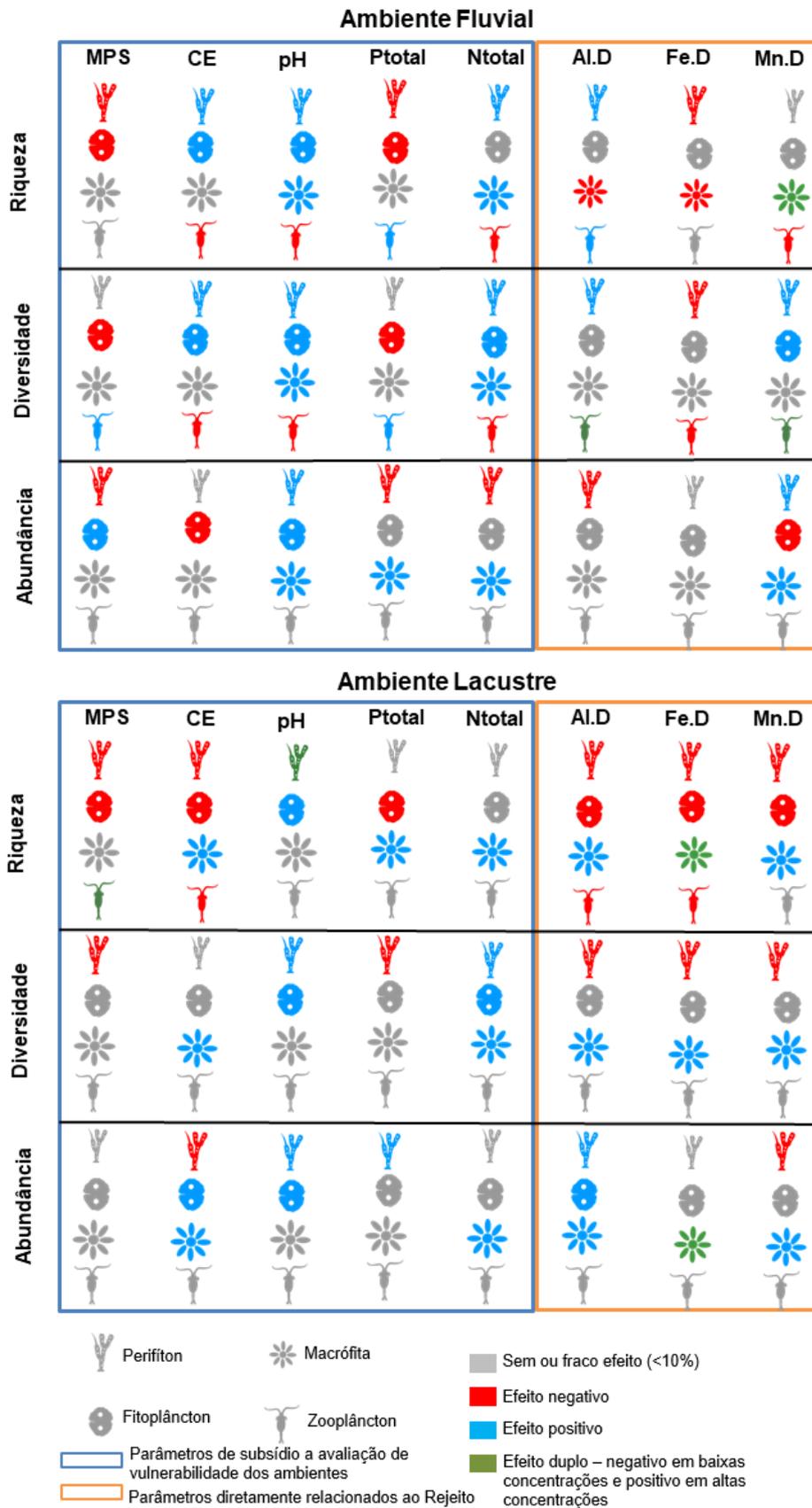
Para a **comunidade fitoplanctônica**, valores maiores de concentrações de MPS e Ptotal estiveram relacionados com redução de riqueza e diversidade, enquanto CE e pH estiveram relacionados à aumento de riqueza e diversidade, para o ambiente fluvial. No ambiente lacustre, MPS esteve relacionado à redução de riqueza, diversidade e densidade.

A **comunidade das macrófitas**, no ambiente fluvial, esteve mais relacionada com os parâmetros pH e Ntotal, que apresentaram relação com aumento de riqueza, diversidade e densidade. No ambiente lacustre os parâmetros que mais representativos foram CE e Ntotal.

Na **comunidade zooplanctônica**, no ambiente fluvial, os parâmetros Al, Va e Fe apresentaram maior relação com redução de riqueza e diversidade. No ambiente lacustre, apenas Va atua negativamente na riqueza.

Na Figura 11 é apresentado os efeitos dos metais e parâmetros físico-químicos nos atributos riqueza (de espécies), diversidade (de Shannon), e abundância das comunidades bióticas dos ambientes dulcícolas monitorados no PMBA/RRDM.

Figura 11: Efeitos dos metais e parâmetros físico-químicos nos atributos riqueza (de espécies), diversidade (de Shannon), e abundância das comunidades bióticas dos ambientes dulcícolas monitorados no PMBA/RRDM.



É importante considerar dois aspectos para a avaliação dos indicadores de impactos nas comunidades avaliadas: (1) as comunidades apresentaram padrões de respostas específicos, mesmo em se tratando de comunidades que compartilham espécies, como a perifítica e fitoplanctônica; e (2) apesar de ter sido detectado os efeitos dos metais na variação dos atributos de comunidade, mesmo considerando variáveis ambientais que são classicamente controladoras desses atributos (e.g. nutrientes, disponibilidade de luz, e pH), é importante destacar que as altas concentrações registradas na Bacia do Baixo rio Doce podem ter origens naturais ou de outras fontes antrópicas.

Cabe observar que fluxos de quaisquer parâmetros estão relacionados às concentrações dos mesmos e aos fluxos d'água. Contudo, alguns parâmetros podem apresentar concentrações reduzidas com o aumento de vazão, mas ainda assim apresentar fluxos elevados. A interpretação conjunta dos dados de concentração e de fluxos é importante, para subsidiar a análise da contribuição continental sobre a qualidade da água na região costeira adjacente a foz do rio Doce.

## 2 RESUMO DO ANEXO

O A nexos 3 indicou um conjunto de condições de vulnerabilidade ecossistêmicas compatíveis com impactos históricos e derivados do rompimento da barragem de Fundão. A bacia é objeto de um longo histórico de mineração e de atividade agropecuária intensa nos dois estados. Na bacia, é flagrante a falta de tratamento de esgoto, regulação ou alteração dos ciclos hidrológicos, afetando a biota aquática e proporcionando condições históricas de vulnerabilidade no ecossistema.

Para avaliar o impacto da passagem do rejeito de minério, foram inclusos os monitoramentos anteriores à passagem do rejeito feitos desde 2006 pela Agência Estadual de Recursos Hídricos e mais tarde, em caráter emergencial, pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente. Um programa de monitoramento quali-quantitativo foi estabelecido desde 2016. Com base nesse conjunto de dados, foi observado que diversos parâmetros como turbidez, sólidos totais, condutividade, pH e fósforo evidenciaram valores extremos durante a passagem do rejeito, para posteriormente se aproximarem aos valores históricos no Espírito Santo. No caso do fósforo, sua concentração anterior e posterior ao evento se mantém próxima ou acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/05 (0,10 mg/L), um padrão interpretado como resultado da intensa atividade agropecuária na bacia a análise dos compostos orgânicos reforça a condição de vulnerabilidade do corpo hídrico do Rio Doce.

Em relação aos compostos orgânicos, os resultados da água mostram valores significativos, principalmente para os parâmetros PCB (bifenilas policloradas), pesticidas e HPA (hidrocarbonetos poliaromáticos). A presença desses compostos é preocupante devido à sua toxicidade impactante à biota aquática e à saúde humana em particular. É possível verificar que para a concentração total, Ba, Co e Mn apresentam os maiores números de amostras com valores acima daqueles relatados pelo IEMA. Já na fração dissolvida, o elemento Fe é o que mais possui amostras com valores acima do valor de referência, destacando-se a foz do rio (E26), que apresentou todas as amostras com concentrações maiores que a média relatada pelo IEMA. Com exceção do Ni, todos os elementos

apresentaram elevada razão ( $[PMBA]/[IEMA]>2$ ), em todas as amostras apresentaram concentrações acima de seu respectivo valor reportado pelo IEMA, em todos os pontos amostrais da calha do Rio Doce. Metais como Al, Fe, Mn, Pb, Ni e outros, como Co e Zn, podem ser disponibilizados para a água dependendo das condições físico-químicas do meio, como matéria orgânica, temperatura, teor de oxigênio, pH, salinidade etc. Essas condições podem se agravar durante os períodos de cheia. Conclui-se que essa elevação de concentrações está associada ao rompimento da barragem de rejeitos.

Os corpos lênticos, representados por lagos e lagoas, apresentaram condições únicas definidas por suas diferenças dos parâmetros físicos, físico-químicos e hidroquímicos entre eles. Cada lago ou lagoa apresentou características morfológicas distintas quanto às respostas às influências climáticas (e.g. vento), hidrológicas (e.g. intrusões hídricas) e antropogênicas (e.g. fontes pontuais e difusas de sólidos e nutrientes). No que concerne os metais na água, os lagos apresentam comportamentos de não conformidades similares ao da calha do Rio Doce, contudo as lagoas se mostraram bastantes alteradas frente aos limites estabelecidos para Fe (dissolvido) e Mn (total), tendo 68% e 47% de amostras não conformes, respectivamente, conforme estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/05. No concernente aos metais no sedimento, os valores de concentração para Fe, Al e Mn são superiores aos observados no Rio Doce.

A biodiversidade aquática apresentou um conjunto de padrões que convergem para a diagnose de um ecossistema altamente impactado pela presença de metais no sedimento ou pelos efeitos agudos e crônicos causados pela passagem do rejeito de minério. Nos sedimentos, foram observadas bactérias da família Pirelullaceae, relacionadas à presença de metais. Estas bactérias aumentaram sua presença na estação de chuvas, o qual foi interpretado como uma resposta ao aumento da biodisponibilidade de metais. Um outro grupo indicador foi o das bactérias da família Anaerolineaceae, as quais têm uma grande capacidade de processamento de produtos nitrogenados. As duas famílias foram mais abundantes nos lagos e lagoas, o qual foi interpretado como um efeito da permanência de metais e nitrogênio nos corpos lênticos. O fitoplâncton evidenciou grupos diferentes de cianobactérias na calha e nos lagos e lagoas, associadas diretamente à presença de Fe e Mn. O zooplâncton detectou apenas rotíferos e cladóceros generalistas. Duas espécies de microcrustáceos são associadas a ambientes aquáticos impactados por rejeitos de mineração. Foi observada uma forte correlação negativa entre a riqueza do zooplâncton e as concentrações de ferro, alumínio e vanádio na água dos ambientes lacustres e fluviais estudados, o que indica o rejeito de minério pode reduzir o número de espécies que conseguem sobreviver no Baixo Rio Doce. Os dados sugerem que, à medida que as concentrações dos metais citados acima aumentaram, muitas espécies intolerantes de zooplâncton não conseguiram se estabelecer nos ambientes aquáticos do Baixo Rio Doce. Os estudos de perífiton indicaram uma alta riqueza de espécies nesta região. Em 65% das amostras analisadas, foi observada a presença de *Achnanthydium minutissimum*, considerada como uma diatomácea resistente a metais. No concernente às macrófitas aquáticas, elas apresentaram diversidade  $\gamma$  menor na calha do Rio Doce, em comparação à diversidade  $\gamma$  dos lagos e lagoas. A riqueza total de espécies de macrófitas foi significativamente maior nas lagoas, em

relação ao Rio Doce e a abundância aumentou ao longo do tempo, na calha do Rio Doce. Foi observada uma elevada abundância de espécies oportunistas de macrófitas aquáticas, o qual foi interpretado como resultado do processo de eutrofização da água, redução do oxigênio dissolvido, formação de gases e diminuição do pH da água. *Eichhornia crassipes*, espécie amplamente citada como oportunista e de rápido crescimento em áreas eutrofizadas (Pompeo 2008), demonstrou um aumento crescente em biomassa ao longo do tempo no Rio Doce.

### 3 REFERÊNCIAS

AGENCIA NACIONAL DAS ÁGUAS (ANA). **Sistema Interligado Nacional - Bacia do Rio Doce Reservatórios**. Disponível em: [Www.ana.gov.br/sar/sin/b\\_doce/#](http://www.ana.gov.br/sar/sin/b_doce/#). Acesso em: 05/11/2019.

AGÊNCIA ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS (AGERH). **Programa de Monitoramento das Águas Interiores do Estado do Espírito Santo**. 2006-2015. Disponível em <https://servicos.agerh.es.gov.br/iqa/home.php#myModal7>. Acessado em 11/2019.

ANDERSON, L.C.D.; BRULAND, K.W. Biogeochemistry of arsenic in natural waters: The importance of methylated species. **Environ. Sci. Technol.**, v. 3, p. 420–427, 1991.

ARAÚJO, E.S.; SABINO, J.H.F.; COTARELLI, V.M.; FILHO, J.A.S.; CAMPELO, M.J.A. **Riqueza e diversidade de macrófitas aquáticas em mananciais da Caatinga**. *Diálogos & Ciência*, vol. 32, nº 1, p. 229-233, 2012.

BIZERRIL, C. R. S. F. A ictiofauna da bacia do rio Paraíba do Sul. Biodiversidade e padrões biogeográficos. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 42, n. 2, p. 0-0, 1999.

BOZELLI, R. L., ESTEVES, F. A., ROLAND, F. AND SUZUKI, M. S. (1992). Padrões de funcionamento das lagoas do Baixo Rio Doce: variáveis abióticas e clorofila-a (Espírito Santo - Brasil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, 4: 13-31.

BRITO, S.L.; MAIA-BARBOSA, P.M.; PINTO-COELHO, R.M. Zooplankton as an indicator of trophic conditions in two large reservoirs in Brazil. **Lakes Reserv. Res. Manag.** 16, 253–264, 2011.

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

CAMIZULI, E.; MONNA, F.; SCHEIFLER, R.; AMIOTTE-SUCHET, P.; LOSNO R.; BEIS, P, BOHARD, B.; CHATEAU, C.; ALIBERT, P. Impact of trace metals from past mining on the aquatic ecosystem: a multi-proxy approach in the Morvan (France). **Environ Res** 134:410–419, 2014.

CENTRO DE DESENVOLVIMENTO DO AGRONEGÓCIO – CEDAGRO. **Levantamento de áreas agrícolas degradadas no estado do Espírito Santo**. Vitória, 2012. Disponível em:

[http://www.cedagro.org.br/artigos/20121101104240\\_areas\\_Degradadas\\_Documento\\_Completo.pdf](http://www.cedagro.org.br/artigos/20121101104240_areas_Degradadas_Documento_Completo.pdf).

Acesso em: 02/08/2019.

CORCOLL, N. et. al. Chl-a fluorescence parameters as biomarkers of metal toxicity in fluvial biofilms: an experimental study. **Hydrobiologia**, v. 673, p. 119-136, 2011.

CPRM – Serviço Geológico do Brasil. **Acompanhamento da estiagem na região sudeste do Brasil**. Boletim nº 05. Maio, 2018.

DEWEZ, D. et. al. Determination of photosynthetic and enzymatic biomarkers sensitivity used to evaluate toxic effects of copper and fludioxonil in alga *Scenedesmus obliquus*. **Aquatic Toxicology**, v. 74, n. 2, p. 150-159, 2005.

DU LAING, G.; RINKLEBE, J.; VANDECASTEELE, B.; MEERS, E., TACK, F.M.G. Trace metal behaviour in estuarine and riverine floodplain soils and sediments: A review, **Science of The Total Environment**, Vol. 407, p. 3972-3985, 2009.

ELITH, J.; LEATHWICK, J. R.; HASTIE, T. A working guide to boosted regression trees. **Journal of Animal Ecology**, v. 77, n.4, p. 802–813, 2008.

ESTEVES, FA. **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência. 826 p, 2011.

FERREIRA, F.A.; MORMUL, R.P.; PEDRALI, G.; POTT, V.J.; POTT, A. **Estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas em três lagoas do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil**. Hoehnea, vol. 37, nº 1, p. 43-52, 2010.

FRAGOSO-MOURA, EN., OPORTO, LT., MAIA-BARBOSA, PM., BARBOSA, FAR. 2016. Loss of biodiversity in a conservation unit of the Brazilian Atlantic Forest: the effect of introducing non-native fish species. **Braz. J. Biol.**, 76: 18-27.

GAMBRELL, R.P.; WIESEPAPE, J.B.; PATRICK, W.H.JR.; DUFF, M.C. The effects of pH, redox, and salinity on metal release from a contaminated sediment **Water Air Soil Poll**, 57–58, p. 359-367, 1991.

GROOM, M.J.; MEFFE, G.K.; CARROL, K. **Principles of Conservation Biology**. 3. ed. Sinauer Associates, Sunderland, MA. 2006.

HANSKI, I. **Metapopulation ecology**. Oxford University Press, 328 p. 1999.

HYENSTRAND, P.; RYDIN, E.; GUNNERHED, M. Response of pelagic cyanobacteria to iron additions enclosure experiments from lake Erken. **Journal of Plankton Research**, v. 22, n. 6, p. 1113-1126, 2000.

IEMA - **Encarte técnico – 02 anos de monitoramento da qualidade da água bruta do rio Doce**. 2017

Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM). **Encarte especial sobre a qualidade das águas do Rio Doce após 3 anos do rompimento da Barragem de Fundão: 2015-2018**. / Instituto Mineiro de Gestão das Águas. Belo Horizonte, Instituto Mineiro de Gestão das Águas, 64p, 2018.

- JUNEAU, K. et. al. Structural basis of the enhanced stability of a mutant ribozyme domain and a detailed view of RNA-solvent interactions. **Structure**, v. 9, p. 221–231, 2001.
- KJERFVE, B. Coastal lagoons. In: Kjerfve, B. **Coastal Lagoon Processes**. New York, Elsevier. 60: 1-8, 1994.
- KUFNER, D.C.L.; SCREMIN-DIAS, E.; GUGLIERI-CAPORAL, A. Composição florística e variação sazonal da biomassa de macrófitas aquáticas em lagoa de meandro do Pantanal. **Rodriguésia**, vol. 62, nº 4, p. 803-812, 2011.
- LEPPÄNEN, J.J. An overview of Cladocera studies conducted in mine water impacted lakes. **Int. Aquat. Res.**, 10: 207: 221, 2018
- MAGURRAN, A.E.. **Medindo a diversidade biológica**. Editora UFPR. 261p.2003.
- MAIA-BARBOSA, P.M.; MENENDEZ, R.M.; PUJONI, D.G.F.; BRITO, S.L.; AOKI, A.; BARBOSA, F.A.R. Zooplankton (Copepoda, Rotifera, Cladocera and Protozoa: Amoeba Testacea) from natural lakes of the middle Rio Doce basin, Minas Gerais, Brazil. **Biota Neotrop.** 14., 2014
- MARGALEF, R. Composición específica del fitoplancton de la costa catalano-levantina (Mediterráneo occidental) en 1962-1967. **Inv. Pesq.**, v. 33, p. 345-380, 1969.
- MATSUMURA-TUNDISI, T., SILVA, W.M., 2002. Occurrence of *Mesocyclops ogunnus* Onabamiro, 1957 (Copepoda Cyclopoida) in water bodies of São Paulo state, identified as *Mesocyclops kieferi* Van de Velde. **Brazilian J. Biol.** 62, 615–620, 1984.
- MECHI, A.; SANCHES, D. L. Impactos ambientais da mineração no Estado de São Paulo. **Estudos avançados**. v. 24, n. 68, p. 209-220, 2010.
- MENDONÇA, A.S.F. et al. **Relatório de Impacto Ambiental (RIMA) das Atividades da PETROBRÁS no Norte do Estado do Espírito Santo**. Volume II – Diagnóstico Ambiental do Meio Físico. FCAA (Fundação Ceciliano Abel de Almeida) 1997.
- MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL (MDR). **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2017**. Brasília, 2019. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos>. Acesso em: 08/08/2019.
- MILLWARD, G. E.; LIU, Y.P. **Modelling metal desorption kinetics in estuaries** Sci Total Environ, 314–316, p.613-623, 2003
- MOREIRA, FWA, LEITE, MGP, FUJACO, MAG, MENDONÇA, FPC, ESKINAZI-SANT'ANNA, EM. 2016. Assessing the impacts of mining activities on zooplankton functional diversity. **Acta Limnol Bras.** 28: e7., 2016.
- PARAGUASSÚ, L.; LEITE, M.G.P.; MOREIRA, F.W.; MENDONÇA, F.P.C.; ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M. Impacts of mining in artificial lake of Iron Quadrangle-MG: past marks and changes of the present. **Env. Earth Sci.**, 78:167, 2019.

- PEDRALLI, G. **Macrófitas aquáticas como bioindicadoras da qualidade da água: alternativa para usos múltiplos de reservatórios**. In Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas (S.M. Thomaz & L.M. Bini, eds.). Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2003.
- PEIXOTO, R.S.; SÁ, C.E.M.; GUIMARÃES, A.S.; MAIA-BARBOSA, P. Seasonal fluctuations of the microcrustacean assemblages in the littoral zone of Lake Dom Helvécio (Parque Estadual do Rio Doce, MG). **Acta Limnol. Bras.**, 20, 213–219, 2008.
- PEIXOTO, R.S.; BRANDÃO, L.P.M.; VALADARES, C. DE F.; BARBOSA, P.M.M. Occurrence of *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) and *Mesocyclops ogunnus* Onabamiro, 1957 in lakes of the Middle River Doce, MG, Brazil. **Acta Limnol. Bras.** 22, 356–360, 2010.
- PINTO-COELHO, R.M.; BEZERRA-NETO, J.F.; MIRANDA, F.B.; MOTA, T.G.; RESCK, R.B.; et al. The inverted trophic cascade in tropical plankton communities: impacts of exotic fish in the Middle Rio Doce lake districts, Minas Gerais, Brazil. **Braz. J. Biol.**, 68: 631-637, 2008.
- POMPEO, M.L.M. **Monitoramento de Macrófitas Aquáticas**. Oecol. Bras., vol. 12, nº 3, p. 406-424, 2008.
- PUJONI, Diego Guimarães Florencio. **Padrões Espaço-Temporais da comunidade planctônica do complexo lacustre do Médio Rio Doce**. 2015. Tese de Doutorado. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas, Belo Horizonte, MG, 158p. 2015.
- SALOMONS, W.; DE ROOIJ, N.M.; KERDIJK, H., BRIL, J. Sediments as a source for contaminants? **Hydrobiologia**, vol. 149 , p.13-30, 1987.
- SÁNCHEZ, L. E. **Avaliação de impacto ambiental**. Oficina de Textos, 2013.
- SANTOS, Raphael D. (Org.). **Levantamento exploratório dos solos da região sob influência da Cia Vale do Rio Doce**. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1970.
- SANT'ANNA, C.L. et. al. Review of toxic species of Cyanobacteria in Brazil. **Algological studies**, v. 126, p. 251-265, 2008.
- SCHEFFER, M. **Ecology of shallow lakes**. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers, 1998.
- SOUZA, W.O.; PENA, N.T.L.; GARBIN, M.L.; ALVES-ARAÚJO, A. Macrófitas aquáticas do Parque Estadual de Itaúnas, Espírito Santo, Brasil. **Rodriguésia**, vol. 68, nº 5, p. 1907-1919, 2017.
- TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. Oficina de Textos, 632p., 2008.
- VUORI, K.M. Direct and indirect effects of iron on river ecosystems. **Annales Zoologici Fennici**, v. 32, p. 317-329, 1995.
- WILHELM, S.W. Ecology of iron-limited cyanobacteria: a review of physiological responses and implications for aquatic ecosystems. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 9, p. 295-303, 1995.

ZON, C. **Influência de drenagem sobre solos orgânicos e parâmetros de qualidade de água.**  
**Estudo de caso: “Vale do Suruaca” delta do rio Doce.** Dissertação de mestrado PPGEA UFES  
2008.