

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

**RELATÓRIO ANUAL:  
Integração da Biodiversidade do Ambiente Dulcícola**

**RT-29 RRDM/NOV19**

**Coordenação Geral**

Adalto Bianchini

Alex Cardoso Bastos

Edmilson Costa Teixeira

Eustáquio Vinícius de Castro

Jorge Abdala Dergam dos Santos

Vitória,

Novembro de 2019

## COORDENAÇÕES

### **Anexo 1**

Adalto Bianchini (FURG)

### **Anexo 3**

Edmilson Costa Teixeira (UFES)

Fabian Sá (UFES)

Jorge Dergam (UFV)

#### **Subprojetos**

Alessandra Delazari Barroso (FAESA)

Alex Cardoso Bastos (UFES)

Ana Cristina Teixeira Bonecker (UFRJ)

Anderson Geyson Alves de Araújo (UFES)

Björn Gücker (UFSJ)

Camilo Dias Júnior (UFES)

Daniel Rigo (UFES)

Eneida Maria Eskinazi Sant'Anna (UFOP)

Gilberto Amado Filho (IPJB) *in memoriam*

Gilberto Fonseca Barroso (UFES)

Iola Gonçalves Boechat (UFSJ)

Leila Lourdes Longo (UFRB)

Leonardo Tavares Salgado (IPJB)

Luís Fernando Loureiro (UFES)

Marco Aurélio Caiado (UFES)

Renato David Ghisolfi (UFES)

Renato Rodrigues Neto (UFES)

Rodrigo Leão de Moura (UFRJ)

Valéria da Silva Quaresma (UFES)

Valéria de Oliveira Fernandes (UFES)

Vanya Marcia Duarte Pasa (UFMG)

### **Anexo 4**

Jacqueline Albino (UFES)

#### **Subprojetos**

Karla Costa (UFES)

Maria Tereza Carneiro (UFES)

### **Anexo 5**

Diolina Moura Silva (UFES)

Mônica Tognella (UFES)

### **Anexo 6**

Agnaldo Silva Martins (UFES)

#### **Subprojetos**

Ana Paula Cazerta Farro (UFES)

Leandro Bugoni (FURG)

Sarah Vargas (UFES)

### **Anexo 7**

Maurício Hostim (UFES)

Jorge Dergam (UFV)

#### **Subprojetos**

Carlos W. Hackradt (UFSB)

Fabiana Felix Hackradt (UFSB)

Jean-Christophe Joyeux (UFES)

Luis Fernando Duboc (UFV)

### **Anexo 8**

Heitor Evangelista (UERJ)

#### **Coordenação Técnica (CTEC)**

Alex Cardoso Bastos

Lara Gabriela Magioni Santos

Laura Silveira Vieira Salles

Tarcila Franco Menandro

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

Eustáquio Vinicius Ribeiro de Castro

Patrícia Bourguignon Soares

Paulo Roberto Filgueiras

Valdemar Lacerda Junior

Walter Luiz Alda Junior

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

Edmilson Costa Teixeira

Karla Libardi Gallina

Andressa Christiane Pereira

Anna Paula Lage Ribeiro

Caroline De Marchi Pignaton

Paulo Eduardo Marques

## SUMÁRIO

|   |                                  |    |
|---|----------------------------------|----|
| 1 | INTRODUÇÃO .....                 | 6  |
| 2 | INDICADORES .....                | 7  |
| 3 | DISCUSSÃO .....                  | 23 |
| 4 | REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS ..... | 26 |

## LISTA DE FIGURAS

|  |    |
|--|----|
| Figura 1: Mapa de Indicador de Microbiota Dulcícola.....                                       | 10 |
| Figura 2: Mapa de Indicador de Fitoplâncton Dulcícola.....                                     | 12 |
| Figura 3: Mapa de Indicador de Zooplâncton Dulcícola. ....                                     | 15 |
| Figura 4: Relação entre os Indicadores do Zooplâncton e a Concentração de Metais na Água. .... | 16 |
| Figura 5: Mapa de Indicador de Perifíton Dulcícola. ....                                       | 19 |
| Figura 6: Mapa de Indicador de Macrófitas Dulcícolas.....                                      | 21 |
| Figura 7: Mapa de Indicador da Ictiofauna Dulcícola.....                                       | 23 |
| Figura 8: Mapa de Indicador de Integridade Biótica. ....                                       | 25 |

## LISTA DE QUADROS

|   |   |
|---|---|
| Quadro 1: Setores utilizados para a análise integrada dos dados microbiológicos no ambiente dulcícola.<br>..... | 8 |
|---|---|

## **INTEGRAÇÃO DA BIODIVERSIDADE DO AMBIENTE DULCÍCOLA**

### **1 INTRODUÇÃO**

Em Novembro de 2015, o aporte de rejeitos da mineração de ferro ao meio aquático causado pelo rompimento da barragem de Fundão, em Mariana (MG), representou um evento antrópico que alterou os processos que sustentam a biodiversidade aquática, em uma bacia de drenagem já impactada historicamente por um conjunto de atividades socioeconômicas. No ambiente continental, o impacto físico causado pelo aporte de 35 milhões de metros cúbicos de rejeitos de mineração eliminou organismos, pelo menos, até a UHE Risoleta Neves (Candonga), bem como criou condições anóxicas incompatíveis com a sustentação da vida de plantas e animais, que se estenderam por 48 h no reservatório de Aimorés, a maior UHE na calha do Rio Doce.

Esse impacto físico agudo foi continuado nos ambientes continentais pelo estabelecimento de condições de grande turbidez, que comprometeram a produtividade primária dos organismos que sobreviveram às primeiras semanas do aporte dos rejeitos, cujos efeitos se estendem até os dias atuais. Além disso, a deposição do rejeito no leito e nas margens do rio, bem como nos reservatórios, alterou as condições biofísicas dos organismos aquáticos. Estes aspectos estão apresentados e explicitados adiante no presente documento.

O valor de pH chegou a valores extremamente ácidos durante o período de chuvas de 2015/2016. O fósforo também apresentou elevadas concentrações associadas à passagem do rejeito e, mesmo retornando aos níveis pré-evento, ainda apresenta concentrações elevadas, como será apresentado adiante no presente documento. Cabe destacar que os metais presentes no ambiente podem ser originalmente constituintes do rejeito ou terem sido secundariamente acrescentados a este, a partir da adição de elementos que poderiam estar acomodados em camadas do leito e margens do rio que a lama incorporou por efeitos, por exemplo, de arraste do material de fundo/margens. A permanência destes metais, por longo prazo no ambiente, favorece o processo de especiação química destes elementos. Este processo é dependente das condições físico-químicas do meio, tais como pH, salinidade, matéria orgânica dissolvida, alcalinidade, dureza, temperatura, sulfatos, teor de oxigênio, pH, salinidade, entre outras de menor relevância. O processo de especiação dos metais gera espécies químicas destes elementos que podem comprometer a sobrevivência da biota aquática. No PMBA, essa ameaça foi observada para diversos elementos, incluindo metais reconhecidamente presentes no rejeito oriundo do rompimento da barragem de fundão, tais como Al, Cr, Fe e Mn.

Em termos bióticos, as novas condições estabelecidas após o rompimento da barragem podem ter levado à extinção de espécies raras de organismos, agravando os efeitos do isolamento histórico de trechos do rio ou de ambientes heterogêneos em outros ecossistemas, bem como causado a extinção local de comunidades de organismos. Por sua vez, as alterações das relações bióticas podem ter

favorecido a expansão de algumas espécies em detrimento de outras, numa condição que compromete a recomposição da biota presente antes do rompimento da barragem de Fundão.

O primeiro ano do monitoramento realizado pela RRDM, no âmbito do PMBA, permitiu estabelecer, na ausência de dados pretéritos, um diagnóstico geral das condições abióticas e bióticas na área monitorada. Por outro lado, parâmetros para os quais existem dados disponíveis para o período anterior ao rompimento da barragem, demonstram claramente os efeitos agudos da passagem da pluma do rejeito pelo ambiente dulcícola atingido. Quando os mapas e indicadores de vulnerabilidade ambiental gerados para a região avaliada são associados aos dados ecotoxicológicos, como está descrito no presente documento, é possível identificar importantes tendências/evidências do impacto decorrentes da passagem ou da presença de rejeitos oriundos do rompimento da barragem de Fundão nos ambientes dulcícolas.

Ao longo da continuidade do monitoramento, será possível a identificação dos processos-chave que ocorrem em cada ambiente, com o objetivo de subsidiar futuras medidas de manejo do ecossistema. Este manejo deverá considerar três componentes importantes, sendo que duas delas já fazem parte do escopo dos estudos do ambiente continental realizados pela RRDM, no âmbito do PMBA, a saber, a aquisição e disponibilização dos dados ecológicos (abióticos e bióticos), bem como as informações das atividades socioeconômicas envolvidas no entorno da bacia de drenagem. Por sua vez, o terceiro componente refere-se aos aspectos institucionais, que viabilizam recursos materiais e de pessoal para a execução do manejo (GROOM et al., 2006).

## **2 INDICADORES**

As análises microbiológicas foram realizadas em amostras de água e sedimento coletadas na porção capixaba do Rio Doce, lagos, lagoas e estuário. Estas análises visaram inicialmente à descrição das comunidades microbianas nos referidos ambientes, seguido pela identificação de possíveis perturbações em tais comunidades, bem como sua relação com a presença de metais e características físico-químicas da água e do sedimento dos locais de estudo. A partir da identificação de regiões aparentemente críticas, o ambiente dulcícola foi setorizado (Quadro 1).

Quadro 1: Setores utilizados para a análise integrada dos dados microbiológicos no ambiente dulcícola.

| Ambiente  | Setor                            | Pontos amostrais  |
|-----------|----------------------------------|---|
| Dulcícola | Afluente                         | Rio Guandu (BRG)  |
|           | Rio (rio e estuário do Rio Doce) | Rio Doce Linhares (RDL)<br>Rio Doce Regência (RDR)<br>Foz do Rio Doce (RDF) |
|           | Lagos                            | Lagoa do Limão (LLI)<br>Lagoa Nova (LNO)<br>Lagoa Juparanã (LJA)            |
|           | Lagoas                           | Lagoa do Areão (LAO)<br>Lagoa do Areal (LAL)<br>Lagoa Monsarás (LMO)        |

Os resultados obtidos a partir das análises microbiológicas no ambiente dulcícola indicam a ocorrência de pequenas alterações na comunidade bacteriana entre as duas campanhas realizadas (campanha 1: setembro/outubro 2018; campanha 2: janeiro/fevereiro 2019). Por outro lado, foram observadas comunidades bacterianas formadas por organismos específicos, os quais apresentaram dominância característica para cada um dos ambientes e matrizes avaliados. Isto é esperado, uma vez que os estudos realizados envolvem ambientes e matrizes distintas (sedimento e água).

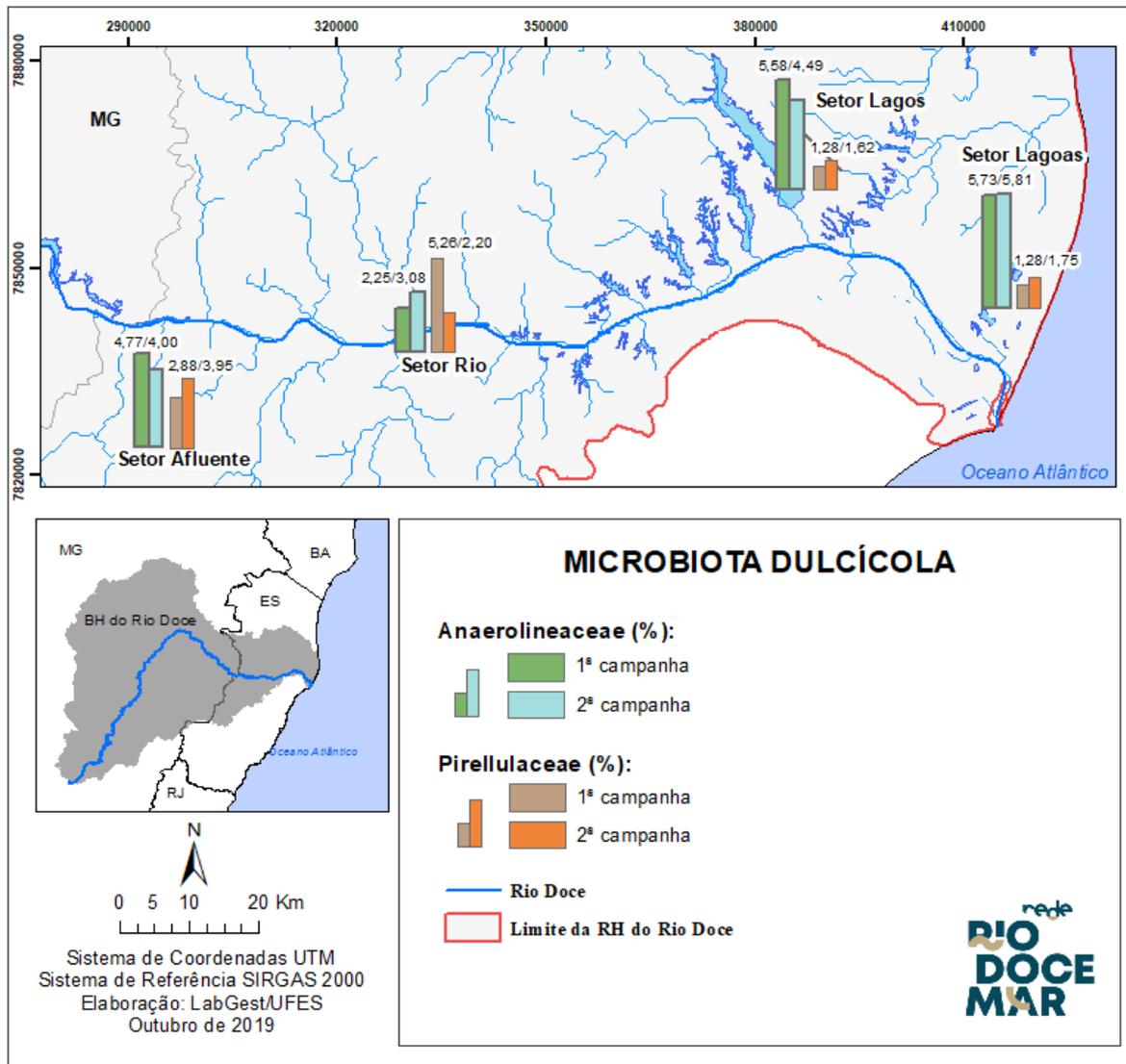
De maneira geral, as amostras de água apresentaram maior homogeneidade e pouca dominância de grupos microbianos específicos que pudessem servir como parâmetro na avaliação de possíveis indicadores microbianos. Este fato está de acordo com os resultados obtidos para os teores de metais, uma vez que as concentrações dos metais na água da calha do Rio Doce mostraram condições similares, com exceção do Fe, Ba e Co, àquelas anteriores a passagem da pluma de rejeitos pelo rio. Este fato é observado quando os dados do primeiro ano do PMBA (setembro/2018 a agosto/2019) são comparados àqueles obtidos no monitoramento realizado pelo IEMA no período de 09/11/2015 a 18/11/201.

Por outro lado, a análise microbiológica das amostras de sedimento possibilitou uma melhor avaliação espacial e temporal de alterações ambientais. Neste contexto, alguns grupos bacterianos identificados se destacaram, devido à sua presença e elevada abundância nas amostras de sedimento do Rio Doce. Com base nos resultados obtidos nos estudos ecotoxicológicos do PMBA, bactérias pertencentes à família Pirellulaceae estão sendo propostas como bioindicadoras do sedimento do Rio Doce e da presença de metais pesados neste compartimento ambiental. De fato, este grupo bacteriano foi o mais abundante no sedimento na porção capixaba do Rio Doce, especialmente na região de Linhares, onde foram observadas as maiores concentrações de metais nas avaliações ecotoxicológicas realizadas (Figura 1). Este resultado está em acordo com os dados obtidos nos estudos abióticos do PMBA, que evidenciaram que o maior impacto observado se refere aos teores de metais presentes no sedimento. Neste caso, os dados de razão entre as médias das concentrações dos resultados obtidos pelo PMBA e aqueles 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 Rio Doce no Espírito Santo, mostram a ocorrência de aumentos consideráveis nas concentrações de Ba (1660%), Cu (470%), Ni (160%), Pb (120%), Fe (50%) e Mn (40%), em relação àquelas reportadas no monitoramento realizado pelo IEMA. Os resultados relatados pelo PMBA estão de acordo com o fato de que as bactérias pertencentes à família Pirellulaceae têm sido reconhecidas na literatura especializada como sendo o grupo bacteriano mais abundante em sedimentos de outros rios contaminados com metais pesados. Além disso, salienta-se o fato de que este grupo de bactérias possui muitos genes de resistência a metais pesados. Por fim, em uma análise temporal dos resultados obtidos, cabe destacar o aumento observado na abundância relativa das bactérias pertencentes à família Pirellulaceae na campanha 2, em relação à campanha 1 (Figura 1). Este resultado pode estar associado aos maiores valores de vazão do Rio Doce e, conseqüentemente, a maior disponibilidade de metais na água e no sedimento no período chuvoso (janeiro/fevereiro 2019) do que no período seco (setembro/outubro 2018).

Assim como as bactérias pertencentes à família Pirellulaceae, as bactérias da família Anaerolineacea também estão sendo propostas como potenciais bioindicadoras da presença de metais pesados no ambiente dulcícola, devido à elevada abundância deste grupo bacteriano nas amostras de sedimento do Rio Doce (Figura 1). Cabe destacar que estas bactérias possuem reconhecidamente um elevado potencial ANNAMOX (oxidação anaeróbia da amônia), sendo que as mesmas já são aplicadas de forma efetiva no tratamento de efluentes ricos em nitrogênio, uma situação bem caracterizada pelo PMBA para a porção capixaba do Rio Doce, após a passagem da pluma de rejeitos oriundos do rompimento da barragem de Fundão.

Figura 1: Mapa de Indicador de Microbiota Dulcícola.



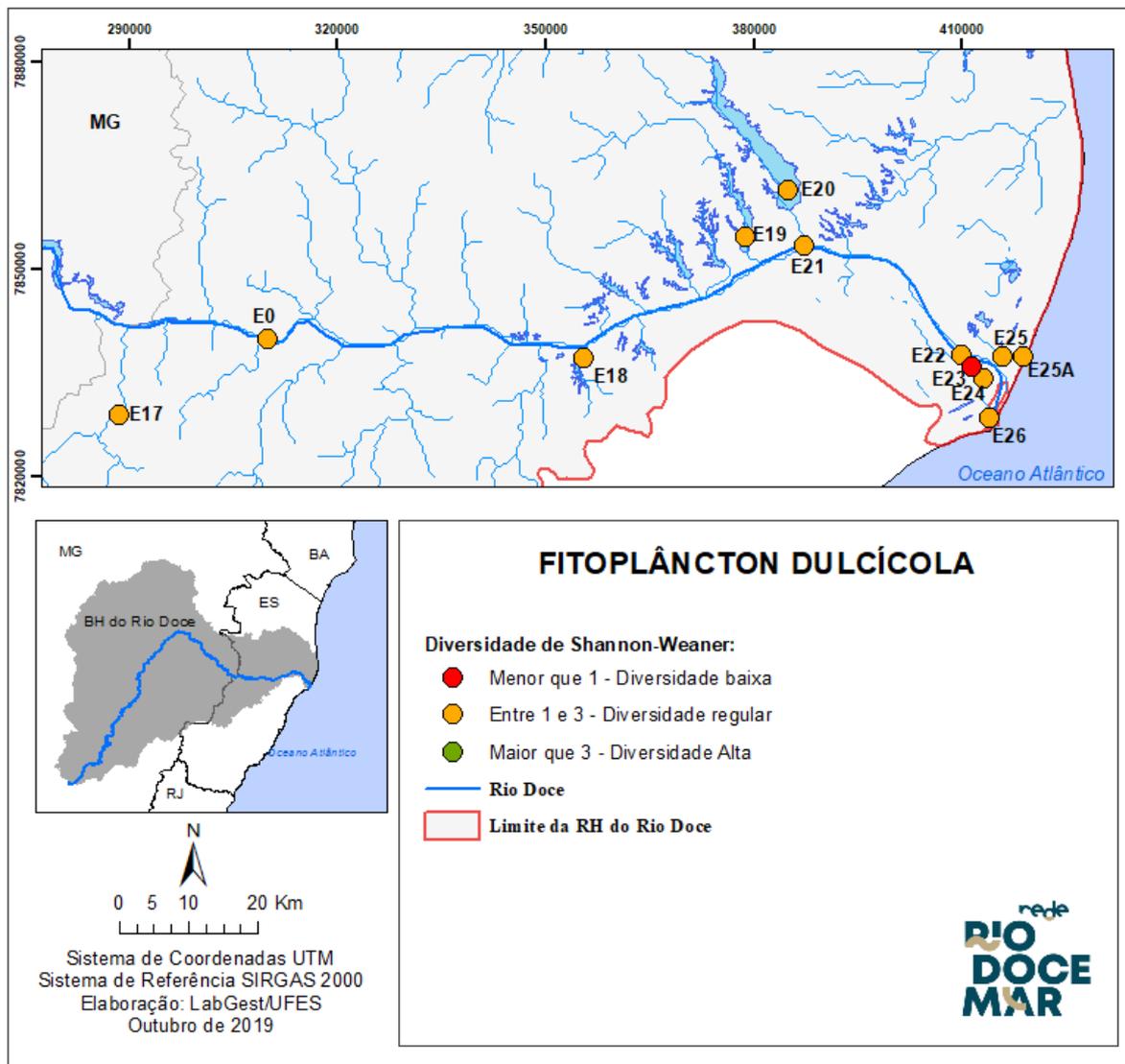
No que se refere à ocorrência dos bioindicadores apresentados acima (bactérias das famílias Pirellulaceae e Anaerolineaceae), é possível observar a presença destes táxons nos diferentes ambientes continentais, com maior concentração nos lagos e lagoas. Isto pode ser explicado pela diferença na dinâmica destes ambientes, uma vez que o menor movimento da água facilita a acumulação dos metais no sedimento. De fato, como observado nos estudos abióticos realizados pelo PMBA, as concentrações de Fe, Al e Mn nos lagos e lagoas são superiores àqueles observados na calha do Rio Doce. Além disso, cabe destacar que as concentrações de metais pesados, especialmente para As, Cr, Ni, Pb e Cu, foram maiores nos sedimentos dos lagos e lagoas do que no sedimento da calha do rio. Cabe destacar inclusive que, para esses elementos, o número de amostras que apresentaram concentrações acima dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 454/12 foi bastante elevado, chegando a uma frequência de até mesmo 100% das amostras analisadas.

Além dos indicadores microbianos descritos acima, foram estabelecidos indicadores de vulnerabilidade ambiental da região dulcícola, considerando-se os diferentes grupos de organismos avaliados no âmbito do PMBA (fitoplâncton, zooplâncton, macrófitas, perifíton e ictiofauna). Para cada grupo foi selecionado o parâmetro mais representativo da condição ambiental em que os organismos do referido grupo habitam. Estes indicadores, bem como as respectivas considerações sobre eles, estão descritos a seguir, sendo que ao final do presente documento é apresentada e discutida uma análise integrada de todos os indicadores selecionados. O resultado desta análise permite caracterizar a atual condição do ambiente dulcícola na porção espírito-santense do Rio Doce.

Segundo Margalef (1958), a diversidade específica da comunidade é dada em função do número de espécies presentes e da equitabilidade com que os indivíduos estão distribuídos entre estas espécies. A ocorrência de um número elevado de indivíduos de uma mesma espécie resulta, portanto, em baixos valores de diversidade. Por exemplo, Wilhm e Dorris (1968) usaram índices de diversidade para classificar ecossistemas aquáticos quanto ao grau de estresse ambiental. A diminuição deste índice está condicionada ao surgimento de espécies oportunistas, representadas nas análises realizadas no primeiro ano do PMBA por *Synechocystis aquatilis* e *Synechocystis minuscula*, espécies picoplantônicas que podem ter suas concentrações favorecidas pelo aporte de metais (WILHELM, 1995). Cabe ressaltar que a relação estabelecida entre diversidade e dados quantitativos de abundância específica e a riqueza taxonômica do ambiente, é o que torna esta análise uma ferramenta complexa para a avaliação do grau de heterogeneidade e estresse do local estudado.

Os resultados obtidos nos estudos fitoplanctônicos indicam uma ampla variação espacial e temporal dos valores de diversidade (0,0-3,1) ao longo do primeiro ano do PMBA. Cabe ressaltar que uma ampla variabilidade natural intrínseca já era esperada, uma vez que o monitoramento realizado no âmbito do PMBA é contínuo, com amostragens mensais. Esta variabilidade pode estar relacionada a diversos fatores ambientais e limnológicos, tais como ciclo hidrológico e condições de uso do solo na região. No entanto, quando são considerados os valores médios de diversidade obtidos para o rio tributário e para a calha do rio Doce, denota-se que estes valores corresponderam a 1,3 e 1,1, respectivamente (Figura 2). Segundo Wilhm e Dorris (1968), valores de diversidade inferior a 1,0 indicam um alto grau de estresse ambiental, valores entre 1,0 e 3,0 indicam médio estresse ambiental e valores superiores a 3,0 indicam ambientes com baixo nível de estresse.

Figura 2: Mapa de Indicador de Fitoplâncton Dulcícola.



Com base no exposto acima, pode-se considerar que os ambientes dulcícolas avaliados no âmbito do PMBA apresentam uma condição média de estresse, porém muito próxima de uma condição de alto grau de estresse (Figura 2). Este fato é corroborado pelos constantes registros de dominância de cianobactérias ao longo do primeiro ano do PMBA, tanto para os sistemas fluviais (tributário e calha do Rio Doce) quanto para os ambientes lacustres (lagos e lagoas) monitorados. Neste sentido, vale ressaltar que o aumento na concentração de alguns metais nos ambientes aquáticos dulcícolas pode influenciar positivamente a ocorrência de florações de cianobactérias (HYENSTRAND et al., 2000; Martínez-Ruiz e Martínez-Jerónim, 2016), pois estes elementos se ligam a membrana externa das algas e são assimilados, podendo influenciar no metabolismo algal e atuar como cofatores enzimáticos, favorecendo assim o aumento na densidade e a redução na diversidade das algas, como observado a partir da análise dos dados do PMBA.

Por fim, cabe destacar que uma relação inversa entre diversidade e a dominância de poucas espécies vêm sendo descrita como sendo uma relação de ocorrência clássica para ambientes com possíveis florações fitoplanctônicas (MARGALEF, 1983; REYNOLDS, 2006). No que se refere ao lago Juparanã, ambiente lacustre monitorado no âmbito do PMBA, dados pretéritos de um estudo sobre variação nictemeral da comunidade fitoplanctônica relatou valores de diversidade entre 3,2 e 3,5, em 73% das amostragens realizadas (HUSZAR et al., 1994). Neste contexto, cabe ressaltar que os resultados do PMBA mostram que este lago apresenta atualmente um valor de diversidade média de 2,5, o que reflete em importante perda de biodiversidade local. Como demonstrado para o lago Juparanã, os demais ambientais fluviais e lacustres avaliados pelo PMBA também podem ter sofrido uma perda de diversidade associada à passagem e/ou presença do rejeito oriundo do rompimento da barragem de Fundão, uma vez que os valores médios de diversidade para o rio tributário (1,3) e para a calha do rio Doce (1,1) foram extremamente baixos. Porém, nestes casos, salienta-se a carência de dados pretéritos para fins comparativos.

No que se refere o zooplâncton dulcícola, os resultados obtidos ao longo do primeiro ano do PMBA indicam que as espécies observadas podem constituir bioindicadores robustos do atual panorama ambiental dos ecossistemas do Baixo Rio Doce. Algumas espécies generalistas, que se adaptam bem em ambientes impactados, podendo inclusive 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*, bem como o copépodo *Thermocyclos minutus*.

O monitoramento realizado indicou que 13 espécies zooplanctônicas 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*). Por sua vez, um número maior de espécies (19) ocorreu exclusivamente nos ambientes lacustres (*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*, *Ephemeroporus hybridus*, *Flavalona iheringula*, *Notodiaptomus nordestinus*, *Mesocyclops cf ellipticus*, *M. meridianus* e *Microcyclops cf ceibaensis*). Estes dados indicam uma maior disponibilidade de nichos nos ambientes lacustres do que nos ambientes fluviais analisados.

Quanto à ocorrência dos microcrustáceos *B. deitersi* e *T. minutus* nas amostras analisadas, cabe destacar que estas espécies têm sido frequentemente associadas a ambientes aquáticos impactados por rejeitos de mineração e drásticas alterações na cadeia trófica (MAIA-BARBOSA ET AL., 2006; PINTO-COELHO ET AL., 2008; FRAGOSO-MOURA ET AL., 2016; LEPPÄNEN, 2018). Por sua vez, a ocorrência da espécie *M. 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 E SILVA, 2002).

Estudos ecológicos de comunidades naturais, inclusive as zooplânctônicas, têm considerado a riqueza de espécies, também assinalada como diversidade alfa (diversidade  $\alpha$ ), como sendo um dos principais descritores da estrutura destas comunidades. De fato, a riqueza de espécies é um descritor robusto das comunidades, pois altas riquezas estão associadas a altas diversidades (RICOTTA, 2003). Além disso, considera a presença tanto de espécies raras quanto das espécies muito abundantes, sinalizando a arquitetura das conexões intra e interespecíficas. Portanto, a riqueza de espécies (diversidade  $\alpha$ ) foi selecionada como sendo o parâmetro indicador para categorizar os dados obtidos a partir dos estudos do zooplâncton dulcícola no âmbito do PMBA (Figura 3). As categorias estabelecidas para o parâmetro selecionado (riqueza de espécies ou diversidade  $\alpha$ ) foram geradas com base na distribuição proporcional da riqueza mínima e máxima obtidas nas amostras, conforme sugerido por Magurran (2004). Para Magurran (2004), diversidade alfa ( $\alpha$ ) ou diversidade local é o número total de espécies em um habitat, enquanto a diversidade beta ( $\beta$ ) é a de mudança de espécies ao longo de um gradiente ambiental.

Ambientes dulcícolas que passaram por algum tipo de perturbação, apresentam alterações na estrutura da comunidade zooplânctônica, podendo ser observada uma redução da diversidade  $\alpha$  e um favorecimento de espécies mais tolerantes ao estresse ambiental (KIMBRO E GROSHOLZ, 2006; BONECKER ET AL., 2013; MOREIRA ET AL., 2016). Nesse contexto, cabe destacar que foi observada uma forte correlação negativa entre a riqueza do zooplâncton e as concentrações de Al, Fe e V na água dos ambientes lacustres e fluviais estudados (Figura 4). Este fato indica que a presença de rejeitos de minérios nesses ecossistemas pode estar influenciando negativamente o número de espécies que conseguem sobreviver no Baixo Rio Doce. Os resultados obtidos sugerem que à medida que as concentrações de Fe, Al e V aumentam, muitas espécies menos tolerantes não conseguem se estabelecer nos ambientes aquáticos do Baixo Rio Doce. Adicionalmente, os resultados da análise de diversidade  $\beta$  comparando as comunidades do Médio e Baixo Rio Doce indicam que há maiores valores de diversidade  $\beta$  para o Médio Rio Doce. Este fato indica que a região da bacia do Rio Doce atingida pelo rejeito de minério pode ter perdido muitas espécies que são comuns à região, sugerindo a ocorrência de um efeito de homogeneização biótica.

Em relação à densidade do zooplâncton nos ambientes fluviais e lacustres estudados, os dados obtidos são semelhantes àqueles observados em outros ecossistemas lênticos da Bacia do Rio Doce (PEIXOTO ET AL., 2008; BRITO ET AL., 2011; MAIA-BARBOSA ET AL., 2014). No entanto, foi observada uma forte correlação negativa entre os valores de riqueza e do zooplâncton e as concentrações de Al, Fe e V na água, ou seja, a diversidade  $\alpha$  de organismos diminuiu à medida que a concentração desses elementos aumentou na água (Figura 4). Além disso, foram observadas correlações negativas entre as concentrações de Al, Cr, Fe e V na água e a densidade do zooplâncton, bem como entre a concentração de Al e a razão biomassa de zooplâncton/fitoplâncton (Figura 4). Estes resultados indicam claramente um impacto negativo na organização energética entre níveis tróficos basais dos sistemas dulcícolas estudados. É importante salientar que diversos estudos têm apontado que poluentes associados à atividade minerária podem permanecer

continuamente ativos nos ambientes aquáticos, mesmo após um longo tempo de interrupção desde a contaminação inicial, suscitando assim importantes questões sobre os potenciais efeitos crônicos aos quais as comunidades aquáticas podem estar submetidas (CAMIZULI et al., 2014; PARAGUASSÚ et al., 2019).

Figura 3: Mapa de Indicador de Zooplâncton Dulcícola.

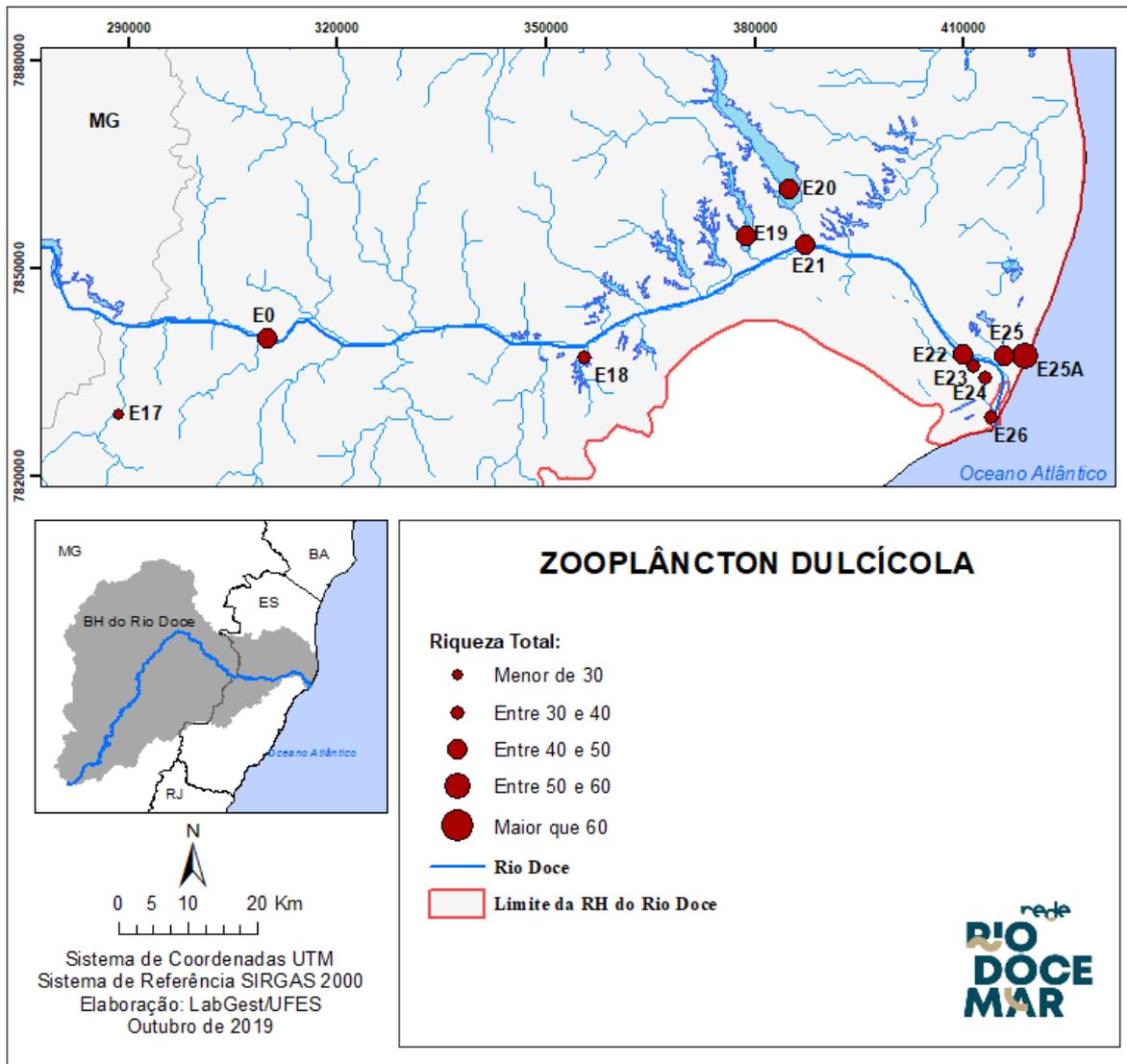
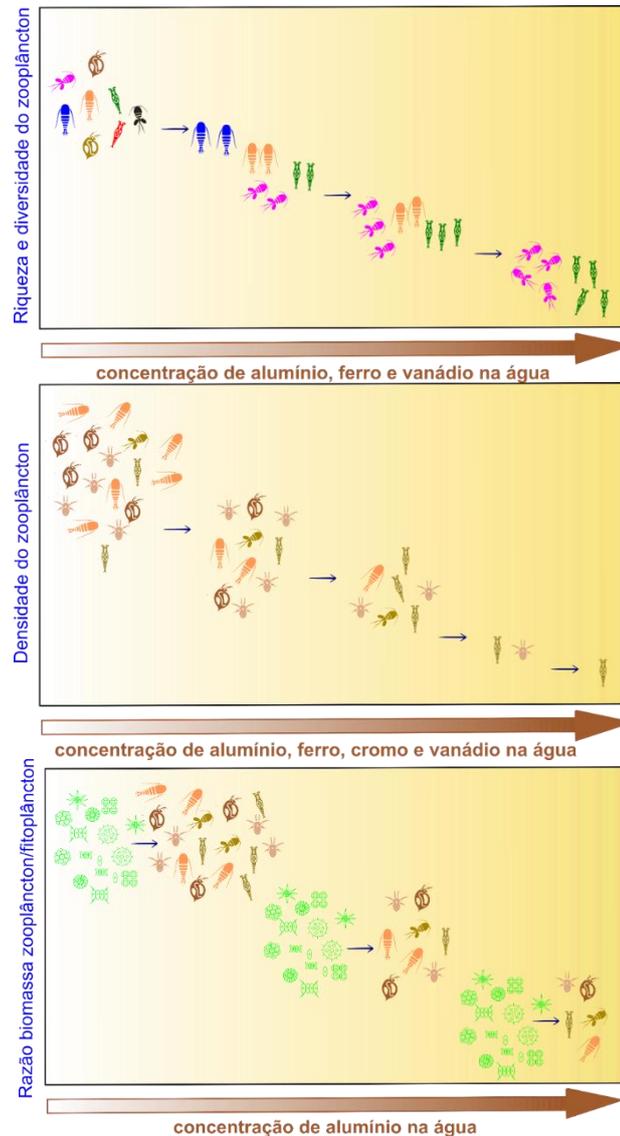


Figura 4: Relação entre os Indicadores do Zooplâncton e a Concentração de Metais na Água.



Em síntese, os dados obtidos ao longo do primeiro ano do PMBA indicam uma redução significativa da riqueza de espécies zooplanctônicas nas áreas afetadas pela passagem e/ou chegada do rejeito oriundo do rompimento da barragem de Fundão. Mudanças na qualidade ambiental do habitat aquático associadas ao aumento da turbidez e a presença de poluentes químicos, incluindo aqueles associados ao rejeito oriundo do rompimento da barragem de Fundão (Al, Cr e Fe), podem ser elencados como importantes indutores das alterações observadas na comunidade zooplanctônica. Além disso, alterações na estrutura e composição da comunidade fitoplanctônica, como demonstrado acima para os ambientais fluviais e lacustres estudados, também podem estar contribuindo para as alterações na estrutura, composição e funcionamento da comunidade zooplanctônica que foram observadas a partir das análises realizadas no âmbito do PMBA.

No contexto descrito acima, cabe destacar que as análises ecotoxicológicas realizadas no âmbito do PMBA indicaram a ocorrência de contaminação por metais no compartimento planctônico (fitoplâncton

+ zooplâncton). Este fato foi observado com base nos valores dos índices de bioacumulação de metais registrados para o plâncton antes (IBR bioacumulação pretérita) e após (IBR bioacumulação) a chegada do rejeito oriundo do rompimento da barragem de Fundão nos ambientes fluviais e lacustres estudados. Além disso, é importante também ressaltar que os estudos ecotoxicológicos indicaram a ocorrência de uma relação positiva entre o índice de estresse (IBR biomarcador) calculado para os organismos coletados nas duas campanhas semestrais realizadas e os níveis de metais presentes no rejeito oriundo do rompimento da barragem de Fundão (Cd, Cr, Fe, e Mn). Portanto, os resultados ecotoxicológicos do PMBA subsidiam as alterações negativas observadas nos indicadores fitoplânctônicos e zooplanctônicos descritos acima, bem como evidenciam o envolvimento de metais característicos do rejeito oriundo do rompimento da barragem de Fundão nos impactos negativos observados na organização energética entre níveis tróficos basais dos sistemas dulcícolas estudados.

No que concerne o perifíton, cabe destacar que o percentual de diatomáceas móveis pode ser utilizado como parâmetro indicador da quantidade de material particulado fino presente no ambiente (Barbour et al., 1999). As espécies que conseguem se deslocar em meio ao material particulado fino, em busca de luz e nutrientes, possuem vantagens ecológicas sobre aquelas espécies fixas, quando há uma limitação desses recursos na matriz perifítica, o que pode ser causada pela deposição de material inorgânico presente no corpo hídrico. Quanto maior quantidade de material particulado fino seriam esperadas maiores porcentagens de diatomáceas móveis. Portanto, este percentual pode ser um importante indicador para a avaliação dos efeitos da ocupação das bacias e, conseqüentemente, do grau de vulnerabilidade dos ecossistemas.

No âmbito do PMBA, as maiores porcentagens de diatomáceas móveis foram observadas nos ambientes fluviais (Figura 5

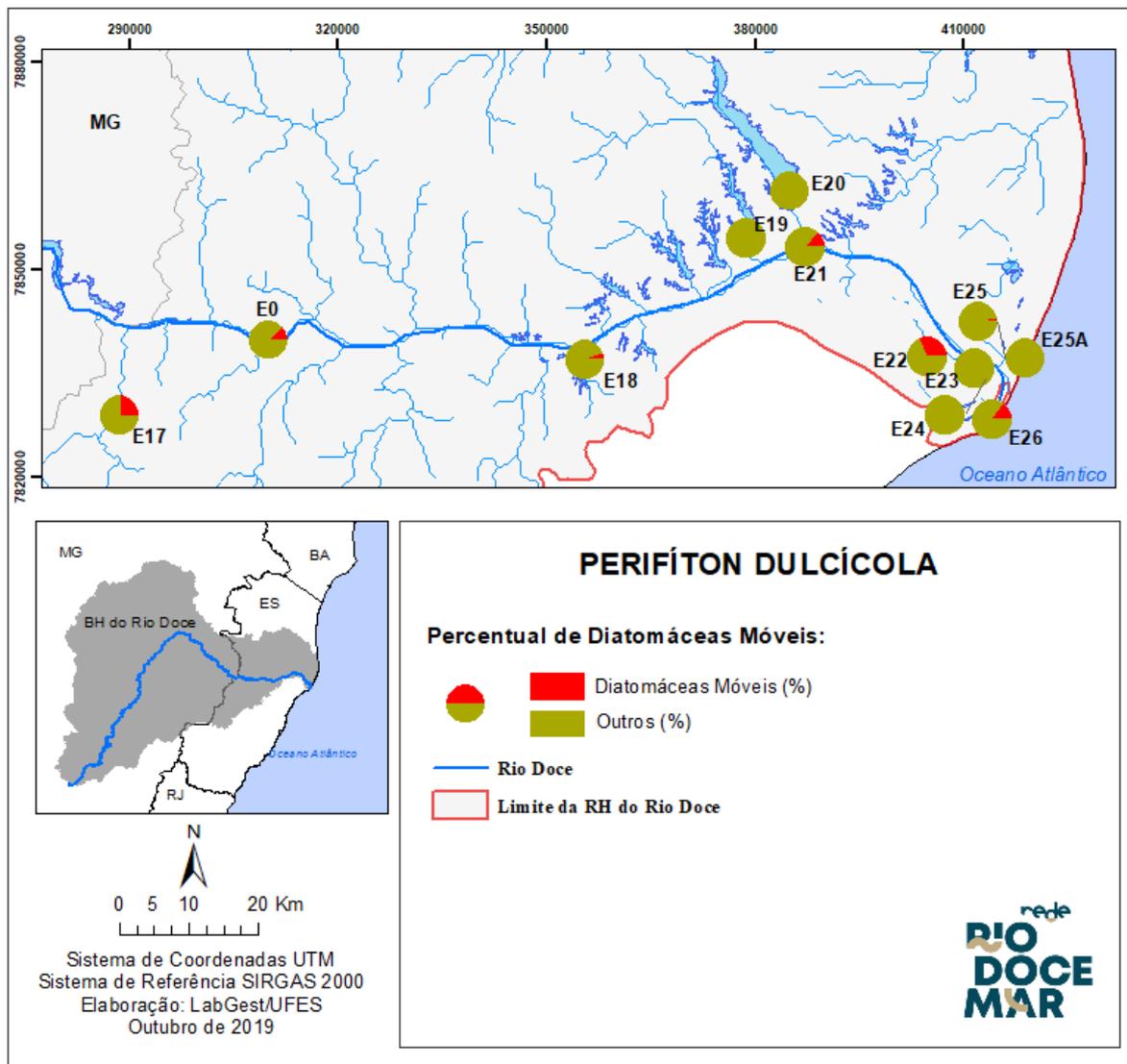
Em síntese, os dados obtidos ao longo do primeiro ano do PMBA indicam uma redução significativa da riqueza de espécies zooplanctônicas nas áreas afetadas pela passagem e/ou chegada do rejeito oriundo do rompimento da barragem de Fundão. Mudanças na qualidade ambiental do habitat aquático associadas ao aumento da turbidez e a presença de poluentes químicos, incluindo aqueles associados ao rejeito oriundo do rompimento da barragem de Fundão (Al, Cr e Fe), podem ser elencados como importantes indutores das alterações observadas na comunidade zooplanctônica. Além disso, alterações na estrutura e composição da comunidade fitoplanctônica, como demonstrado acima para os ambientes fluviais e lacustres estudados, também podem estar contribuindo para as alterações na estrutura, composição e funcionamento da comunidade zooplanctônica que foram observadas a partir das análises realizadas no âmbito do PMBA.

No contexto descrito acima, cabe destacar que as análises ecotoxicológicas realizadas no âmbito do PMBA indicaram a ocorrência de contaminação por metais no compartimento planctônico (fitoplâncton + zooplâncton). Este fato foi observado com base nos valores dos índices de bioacumulação de metais registrados para o plâncton antes (IBR bioacumulação pretérita) e após (IBR bioacumulação) a chegada

do rejeito oriundo do rompimento da barragem de Fundão nos ambientes fluviais e lacustres estudados. Além disso, é importante também ressaltar que os estudos ecotoxicológicos indicaram a ocorrência de uma relação positiva entre o índice de estresse (IBR biomarcador) calculado para os organismos coletados nas duas campanhas semestrais realizadas e os níveis de metais presentes no rejeito oriundo do rompimento da barragem de Fundão (Cd, Cr, Fe, e Mn). Portanto, os resultados ecotoxicológicos do PMBA subsidiam as alterações negativas observadas nos indicadores fitoplânctônicos e zooplânctônicos descritos acima, bem como evidenciam o envolvimento de metais característicos do rejeito oriundo do rompimento da barragem de Fundão nos impactos negativos observados na organização energética entre níveis tróficos basais dos sistemas dulcícolas estudados.). Com a passagem do rejeito oriundo do rompimento da barragem de Fundão, espera-se que o material particulado fino tenha aumentado nos ambientes afetados. Após a passagem desse rejeito, o material fino que foi retido em represas a montante, pode estar sendo liberado durante alguns eventos hidrológicos, causando o aumento do material particulado fino e da porcentagem de algas diatomáceas, como observado nos estudos realizados pelo PMBA. Assim, o impacto que era esperado para a bacia do Rio Doce, em função da adição do rejeito oriundo do rompimento da barragem de Fundão, também foi observado nos estudos do perífíton.

Com base no exposto acima, as maiores porcentagens de diatomáceas móveis observadas nos estudos realizados ao longo do primeiro ano do PMBA podem estar relacionadas com o sedimento fino proveniente do rejeito oriundo do rompimento da barragem de Fundão. Esta afirmativa está baseada nas seguintes evidências: (1) as concentrações de Fe nos ambientes fluviais e lacustres estudados no âmbito do PMBA apresentam níveis maiores do que aqueles observados nos dados pretéritos, obtidos a partir de amostras coletadas antes da chegada do rejeito oriundo do rompimento da barragem de Fundão nos ambientes avaliados; (2) as concentrações de Fe estão positivamente correlacionadas com aquelas de material particulado em suspensão; e (3) os valores dos índices de bioacumulação de metais registrados nos organismos da calha do Rio Doce é menor antes (IBR bioacumulação pretérita) do que após (IBR bioacumulação) à chegada do rejeito oriundo do rompimento da barragem de Fundão.

Figura 5: Mapa de Indicador de Perifíton Dulcícola.



Quanto às macrófitas dulcícolas, o parâmetro indicador selecionado para avaliar a qualidade do ambiente foi a ocorrência de espécies bioindicadoras de má qualidade ambiental, uma vez que o registro dessas espécies em determinados ecossistemas aponta para ambientes sujeitos a variados graus de distúrbios. Embora este não seja necessariamente um indicador direto de impacto de rejeito de minério, este parâmetro pode ser considerado como sendo um dos indicativos secundários da ocorrência de impactos crônicos.

Dentre os 105 táxons registrados nos estudos realizados no âmbito do PMBA nas 12 estações amostrais dos ambientes fluviais e lacustres avaliados, 8 táxons são oportunistas e, portanto, rotineiramente classificados como indicadores de ambientes perturbados. Assim sendo, a frequência de ocorrência destes táxons foi utilizada como parâmetro indicativo do impacto ambiental. A relativização dos dados e, conseqüentemente, a classificação dos diferentes ambientes foram realizadas com base na metodologia descrita por Pitelli et al. (2008). Assim, os locais estudados foram

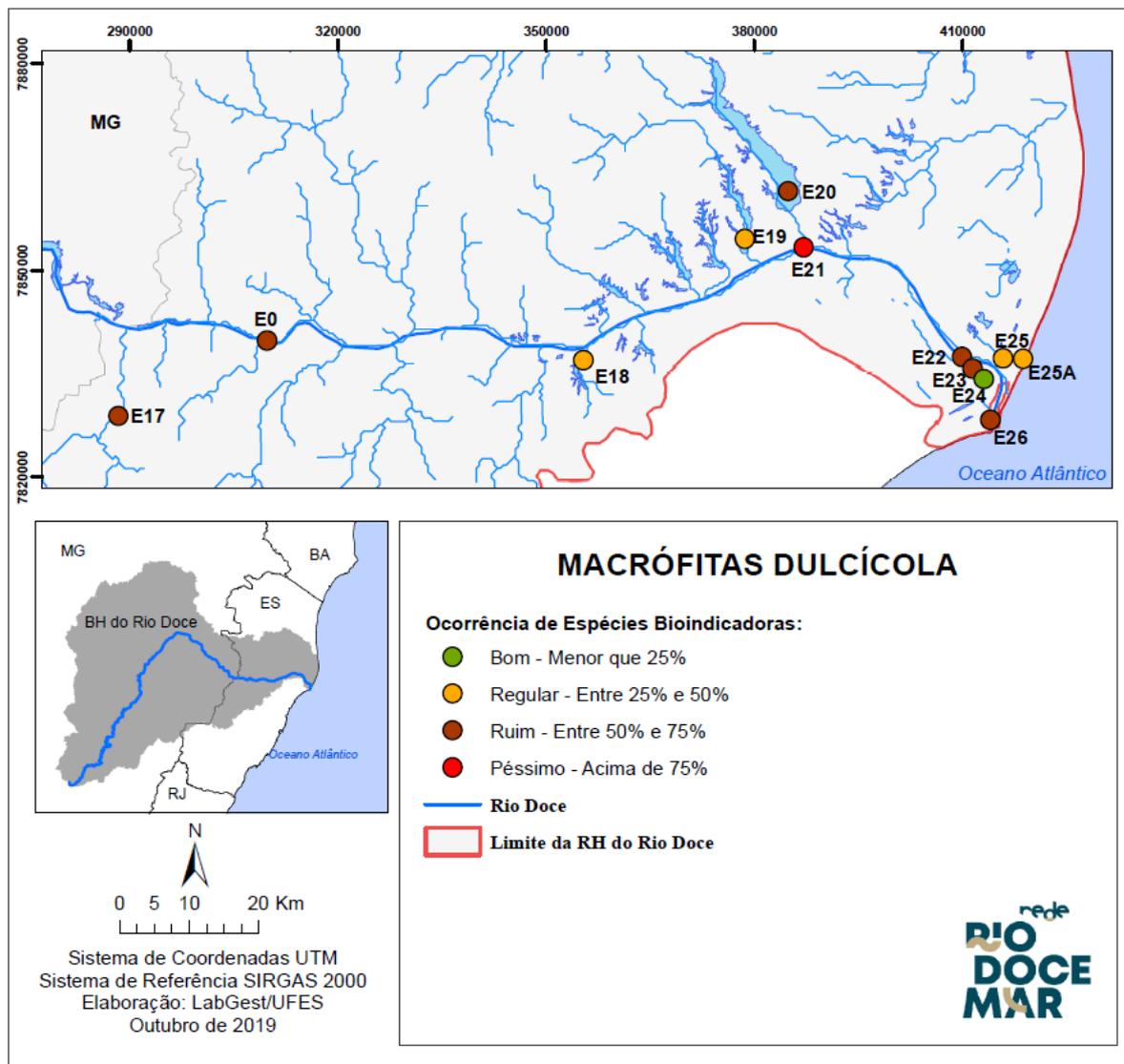
classificados com base na frequência de ocorrência (percentual) de espécies bioindicadoras de má qualidade ambiental, de acordo com as seguintes condições: (1) nível Aceitável (Bom), ambientes com <25% de ocorrência de espécies bioindicadoras; (2) nível Intermediário, ambientes com <50% de espécies bioindicadoras; (3) nível Ruim, ambientes com >50% de espécies bioindicadoras.

Os estudos das macrófitas dulcícolas realizados ao longo do primeiro ano do PMBA indicaram que, das 12 estações amostrais, 50% dos locais avaliados foram classificados como apresentando uma condição ambiental ruim. Nestes locais, a frequência de espécies bioindicadoras de má qualidade ambiental variou de 50% a 70% da riqueza de espécies observada. Além disso, um local avaliado foi classificado como tendo uma péssima condição, apresentando 87,5% de espécies bioindicadoras de má qualidade ambiental. Por outro lado, 4 locais avaliados foram classificados como apresentando uma condição ambiental regular, possuindo de 25% a <50% das espécies bioindicadoras, sendo que apenas 1 local foi avaliado como possuindo boas condições ambientais, apresentando 12,5% de ocorrência das espécies bioindicadoras (Figura 6).

No contexto descrito acima, cabe destacar que a abundância de macrófitas aquáticas bioindicadoras de má qualidade ambiental respondeu às perturbações físico-químicas observadas na água da calha do Rio Doce. Esse parâmetro biótico respondeu de maneira significativa quando se considera uma análise espacial, bem como sua resposta está de acordo com os resultados das análises ecotoxicológicas realizadas no âmbito do PMBA. No caso das análises ecotoxicológicas, o grupo biológico avaliado como bioindicador da qualidade da água foi o plâncton (fitoplâncton + zooplâncton), sendo que os índices de bioacumulação (IBR bioacumulação) estavam aumentados nas duas campanhas semestrais realizadas, o que está de acordo com o aumento temporal observado na abundância das populações de espécies oportunistas de macrófitas na calha do rio Doce.

Informações sobre o registro de espécies e seus respectivos valores de abundância nas populações devem ser levadas em consideração para a identificação de ambientes com níveis toleráveis de qualidade ou ambientes eutrofizados (POMPEO, 2008). A condição esperada é que o aumento da abundância seja favorecido por altas concentrações de nutrientes, tais como P e N, bem como de metais, tais como Cd, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn (SHOTYK e LE ROUXY, 2005). Neste contexto, o crescente aumento na biomassa de macrófitas observado ao longo do primeiro ano do PMBA na calha do rio Doce é um importante indicativo de perturbação ambiental, em resposta ao impacto causado pela presença de rejeitos oriundos do rompimento da barragem de Fundão. Portanto, tal condição demanda especial atenção para o acompanhamento das populações e possível intervenção.

Figura 6: Mapa de Indicador de Macrófitas Dulcícolas.



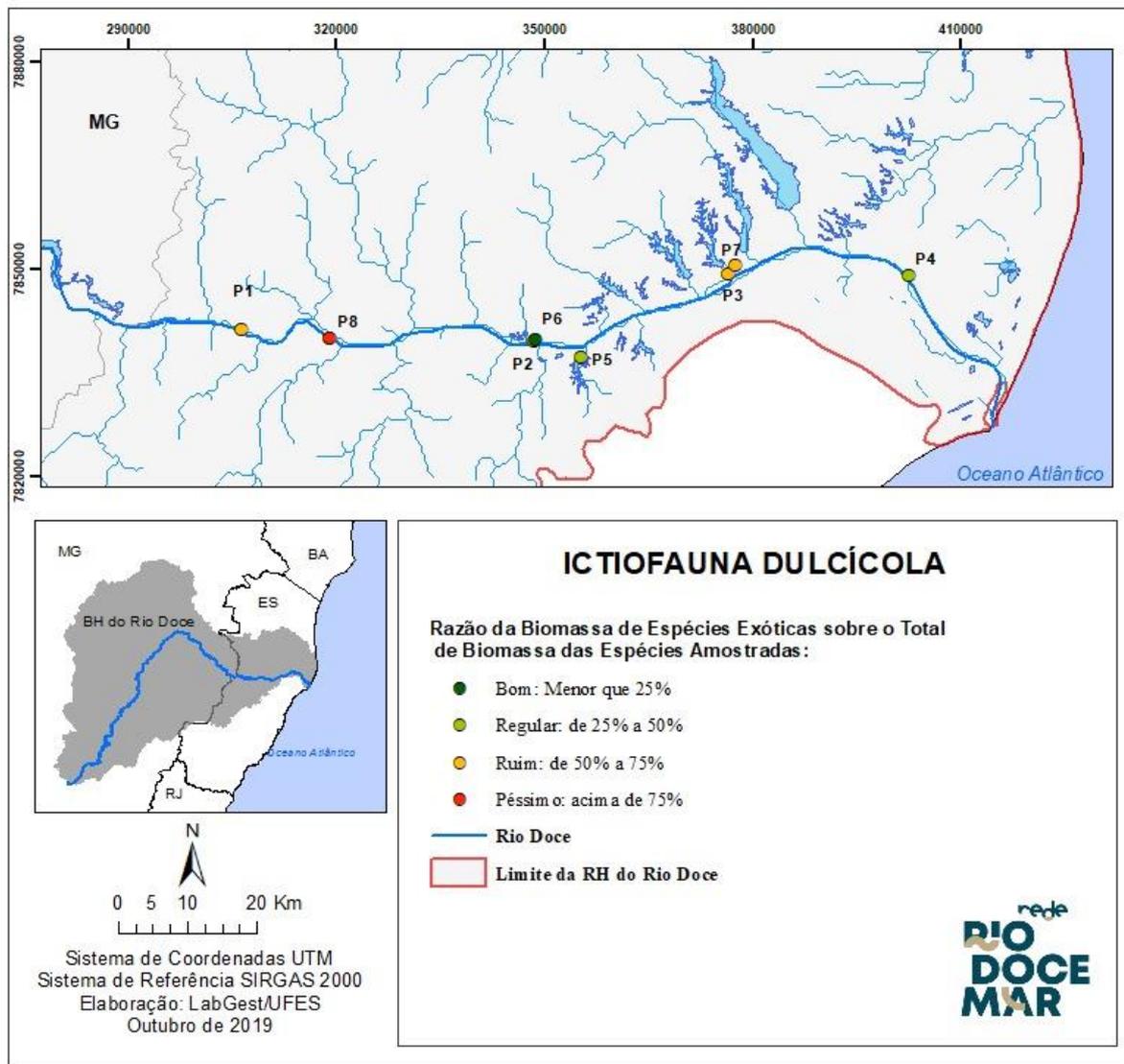
No que se refere à ictiofauna, o indicador selecionado para a análise da qualidade ambiental com base nos dados dos peixes coletados nos ambientes fluviais e lacustres avaliados foi a razão da biomassa de espécies exóticas sobre a biomassa total das espécies amostradas. A seleção deste parâmetro como um indicador de qualidade ambiental considerou o fato de que o sucesso de espécies invasoras de peixes está diretamente relacionado à ocorrência de ambientes degradados, uma vez que estas espécies têm maior probabilidade de se estabelecer quando a comunidade nativa foi temporariamente extirpada por um evento de distúrbio (MOYLE E LIGHT, 1996). A relação existente entre espécies exóticas de peixes e condições ambientais degradadas, e seu potencial impacto nas espécies nativas de peixes, têm levado o uso frequente dessa relação como um indicador da integridade biótica dos rios (KENNARD et al., 2004). Nesse caso, uma métrica que pode ser utilizada para esse fim é a proporção de espécies exóticas, em termos de abundância e/ou biomassa (NOSS, 1990; KENNARD et al., 2004). Portanto, o valor da proporção da biomassa de espécies exóticas em relação ao total da biomassa de

peixes coletados pode ser utilizado como um indicador da qualidade e a extensão dos impactos antrópicos nos ambientes dulcícolas. Nesse contexto, para uma análise integrada dos dados gerados pelo PMBA visando determinar o impacto na ictiofauna, foram definidos 4 níveis, com intervalos de 25%, considerando-se a relação percentual entre a biomassa de espécies exóticas da biomassa total das espécies capturadas. Os níveis estabelecidos foram os seguintes: Bom (<25%); Regular (25-50%); Ruim (50-75%); e Péssimo (>75%).

Os dados obtidos para a ictiofauna dulcícola, nas 8 estações amostrais analisadas ao longo do primeiro ano do PMBA, indicam que existe uma maior contribuição em biomassa de espécies exóticas ao longo da calha do rio Doce do que nos ambientes lacustres. De fato, era esperado que a biomassa de espécies exóticas tivesse uma maior contribuição em ambientes que tiveram e/ou estão tendo contato com o rejeito oriundo do rompimento da barragem de Fundão, pois estas espécies são mais tolerantes a alterações ambientais e, provavelmente, são as primeiras a repovoar as áreas atingidas. Neste contexto, cabe destacar que os resultados das análises ecotoxicológicas obtidos no âmbito do PMBA suportam essa ideia. Apesar, destes dados indicarem que as espécies exóticas foram mais impactadas por diversos metais no período da primeira campanha do PMBA (período seco), eles claramente evidenciaram que as espécies nativas de peixes foram mais impactadas pela contaminação tecidual por Fe neste primeiro período de avaliação. Além disso, os dados ecotoxicológicos claramente mostram que as espécies nativas capturadas na segunda campanha (período seco) apresentaram níveis maiores de concentrações de metais acumulados no fígado e nas brânquias do que as espécies exóticas, nos diversos ambientes fluviais e lacustres avaliados.

Considerando o contexto acima, denota-se que a assembleia de peixes da porção baixa do Rio Doce está sofrendo impactos associados à presença do rejeito oriundo do rompimento da barragem de Fundão. Esta afirmativa está baseada no fato de que as análises ecotoxicológicas indicaram que os valores dos índices de bioacumulação de metais registrados para os peixes dulcícolas foram maiores antes (IBR bioacumulação pretérita) do que após (IBR bioacumulação) a chegada do rejeito oriundo do rompimento da barragem de Fundão nos ambientes avaliados no âmbito do PMBA, especialmente na calha do Rio Doce. Além disso, é importante ressaltar também que os estudos ecotoxicológicos indicaram a ocorrência de uma relação positiva entre o índice de estresse (IBR biomarcador) calculado para os peixes dulcícolas coletados nas duas campanhas semestrais realizadas e os níveis de metais característicos do rejeito oriundo do rompimento da barragem de Fundão (Fe, Mn Cr e Cd). Neste sentido, cabe destacar que a calha principal do Rio Doce representou um *hotspot* de contaminação da biota por metais nas duas campanhas realizadas, considerando-se os diferentes grupos de organismos dulcícolas avaliados, incluindo os peixes. Este setor se destaca também em termos de impactos biológicos, tanto no que se refere à resposta de biomarcadores quanto à toxicidade das amostras ambientais para os organismos-teste. Portanto, os resultados ecotoxicológicos subsidiam as alterações negativas observadas no indicador da fauna dulcícola descrito acima, bem como evidencia o envolvimento de metais característicos do rejeito oriundo do rompimento da barragem de Fundão nos impactos negativos observados na estrutura das comunidades de peixes do Baixo Rio Doce.

Figura 7: Mapa de Indicador da Ictiofauna Dulcícola.



### 3 DISCUSSÃO

Visando integrar os padrões gerais de resposta dos indicadores selecionados para as diferentes comunidades biológicas constituintes da base da cadeia trófica avaliadas com os dados abióticos e ecotoxicológicos obtidos ao longo do primeiro ano do PMBA, se fez necessária a padronização dos dados e integração dos mesmos em uma única medida, a qual será considerada a partir daqui como sendo um indicador de **integridade biótica**.

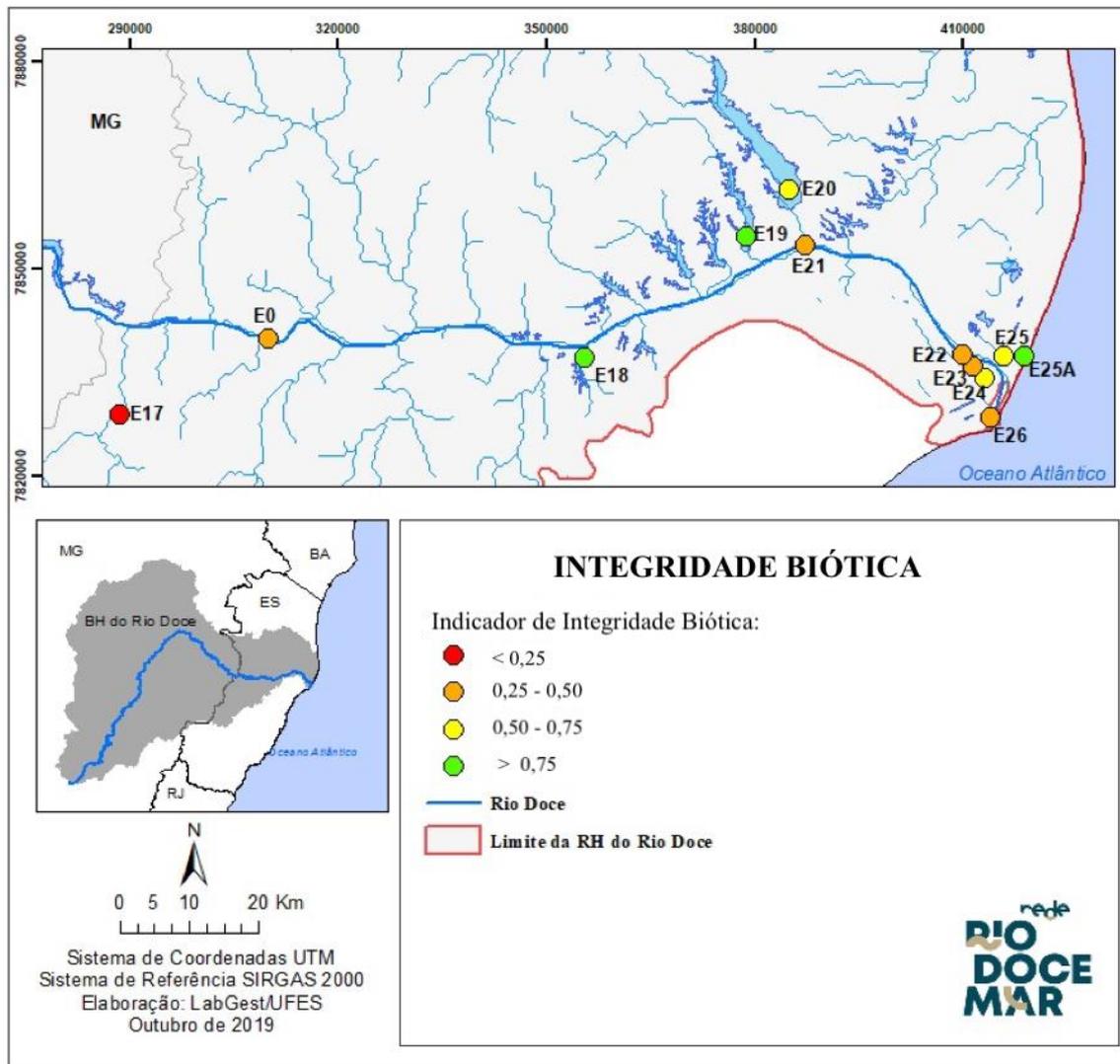
Considerando o acima exposto, os indicadores das comunidades do fitoplâncton, zooplâncton, macrófitas e perífiton foram reordenados, de modo a permitir uma análise mais intuitiva. Neste caso, considerou-se que maiores valores desses indicadores estariam relacionados com uma maior integridade da comunidade. Por exemplo, um menor percentual de espécies bioindicadores de

ambientes estressados apontaria para uma maior integridade biótica. Esse tipo de dado foi então recalculado (1–o valor do indicador) e reordenado, de modo que maiores valores estivessem relacionados com uma maior integridade biótica. Tendo em vista que cada indicador estava expresso em uma escala diferente, foi realizada uma padronização dos dados. Para tal, foi utilizada a abordagem de padronização por “*range*”, onde os menores valores correspondem a 0, enquanto os maiores valores correspondem a 1. Assim, todos os indicadores passaram a variar entre 0 e 1, onde os maiores valores indicam ambientes mais íntegros. Para a integração dos indicadores das comunidades biológicas foi realizada a média entre os 4 grupos avaliados, gerando assim apenas um único valor para o índice de integridade biótica, para cada estação amostral.

Com base nos dados obtidos, foram definidas 4 categorias para representar os diferentes níveis de integridade biótica nos diferentes ambientes dulcícolas avaliados: Muito Baixa (<0,25), Baixa (0,25 a <0,50), Média (0,50 a 0,75), e Alta (>0,75). É importante ressaltar que a definição destas categorias está baseada nos valores mínimos e máximos dos indicadores apresentados para cada comunidade biológica. Portanto, estas categorias devem ser utilizadas exclusivamente na comparação dos dados obtidos na bacia do Baixo Rio Doce. Cabe ressaltar que o indicador da ictiofauna não foi utilizado nesta análise de integridade biótica das comunidades biológicas, uma vez que a malha amostral do PMBA para a coleta de peixes é diferente daquela utilizada para avaliar os demais grupos de organismos estudados.

Os valores obtidos para o indicador de integridade biótica dos diferentes ambientes dulcícolas avaliados no âmbito do PMBA estão representados na Figura 8. Estes valores indicam que alguns lagos apresentam uma integridade biótica média enquanto outros apresentam uma integridade biótica alta. Este mesmo padrão pôde ser observado para as lagoas avaliadas. Portanto, de uma forma geral, os ambientes lacustres (lagos e lagoas) do Baixo Rio Doce podem ser considerados como tendo uma elevada integridade biótica ( $\geq 0,50$ ). Por outro lado, a calha do Baixo Rio Doce pode ser considerada como apresentando uma baixa integridade biótica (0,25 a <0,50), enquanto o rio tributário foi o que apresentou a pior integridade biótica (<0,25).

Figura 8: Mapa de Indicador de Integridade Biótica.



Em síntese, são convergentes os dados obtidos para o indicador de integridade biótica (Figura 8), que reúne informações das comunidades dos principais organismos produtores e consumidores primários no ambiente dulcícola (fitoplâncton, zooplâncton, perifíton e macrófitas), os dados das análises abióticas, sobretudo aquelas associadas à contaminação por metais na água e no sedimento, bem como os dados das análises ecotoxicológicas. Assim, o conjunto de dados gerados pelo PMBA neste primeiro ano de monitoramento fornecem evidências claras de que existe um impacto negativo e significativo na organização energética entre níveis tróficos basais dos sistemas dulcícolas avaliados, bem como importantes alterações negativas nas integridades abiótica e biótica dos ambientes dulcícolas avaliados. Adicionalmente, os dados do PMBA evidenciam o envolvimento de metais característicos do rejeito oriundo do rompimento da barragem de Fundão nestes impactos negativos observados na estrutura, composição e funcionamento das comunidades biológicas do Baixo Rio Doce. Neste contexto, quando se considera os diversos compartimentos ambientais, especialmente o

sedimento e a biota, a calha principal do Rio Doce se apresenta como sendo um *hotspot* de contaminação por metais, nos distintos períodos do ano (seco e chuvoso). Além disso, este setor apresenta também os maiores índices de impactos biológicos, medidos através da resposta de biomarcadores e da toxicidade das amostras ambientais (água e sedimento) para os organismos-teste, bem como através do indicador de integridade biótica.

#### 4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BARBOUR, M. T.; et al. **Rapid Bioassessment Protocols for use in wadeable streams and rivers - periphyton, benthic macroinvertebrates, and fish**. 2nd ed., p. 233-298, 1999.

BOMFIM, F. F.; MANTOVANO, T.; AMARAL, DC.; PALHIARINI, W. S.; BONECKER, C. C; LANSAC-TÔHA, F. A. Adjacent environments contribute to the increase of zooplankton species in a neotropical river. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 29: e-123. 2017.

BONECKER, C.C.; SIMÕES, N.R.; MINTE-VERA, C.V.; LANSAC-TÔHA, F.A.; VELHO, L.F.M.; AGOSTINHO, Â.A. Temporal changes in zooplankton species diversity in response to environmental changes in an alluvial valley. **Limnologica** 43, 114–121. 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2012.07.007>

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.

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.

FRAGOSO-MOURA, E.N.; OPORTO, L.T.; MAIA-BARBOSA, P.M.; BARBOSA, F.A.R. 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, 2016.

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

HUSZAR, V.L.M.; WERNECK, A.M.; ESTEVES, F.A. Dinâmica nictemeral (48H) da comunidade fitoplanctônica em relação aos principais fatores abióticos na Lagoa Juparanã, Linhares, Espírito Santo, Brasil: Fevereiro de 1987. **Rev. Brasil. Biol.**, 54 (1): 111-134, 1994.

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.

KENNARD, M. J.; ARTHINGTON, A. H.; PUSEY, B. J.; HARCH, B. D. Are alien fish a reliable indicator of river health? **Freshwater Biology**, v. 50, n. 1, p. 174-193, 2005.

KIMBRO, D.L.; GROSHOLZ, E.D. Disturbance influences oyster community richness and evenness, but not diversity. **Ecology**, 87, 2378–2388, 2006.

KOBAYASHI, T.; SHIEL, R.J.; GIBBS, P.; DIXON, P.I. Freshwater zooplankton in the Hawkesbury-Nepean River: comparison of community structure with other rivers. **Hydrobiologia**, 377: 133-145, 1998.

LEPPÄNEN, J.J. An overview of Cladocera studies conducted in mine water impacted lakes. **Int. Aquat. Res.**, 10: 207: 221, 2018.

MAGURRAN, A.F. **Measuring Biological diversity**. Blackwell, Oxford. 2004.

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. **Limnologia**. Barcelona: Ediciones Omega, 1983.

MARGALEF, R. Temporal sucessional and spatial heterogeneity in phytoplankton. In: BUZZATI-TRAVERSO, A.A. (ed). **Perspectives in Marine Biology**. Berkeley: University of Califórnia Press: 323 – 349p. 1958.

MARTÍNEZ-RUIZ, E.B.; MARTÍNEZ-JERÓNIM, F. How do toxic metals affect harmful cyanobacteria? An integrative study with a toxigenic strain of *Microcystis aeruginosa* exposed to nickel stress. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 133, p. 36-46, 2016.

MATSUMURA-TUNDISI, T.; SILVA, W.M. Occurrence of *Mesocyclops ogunnus* Onabamiro, 1957 (Copepoda Cyclopoida) in water bodies of São Paulo state, identified as *Mesocyclops kieferi* Van de Velde, 1984. **Brazilian J. Biol.** 62, 615–620, 2002.

MOREIRA, F.W.A.; LEITE, M.G.P.; FUJACO, M.A.G.; MENDONÇA, F.P.C.; ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M. Assessing the impacts of mining activities on zooplankton functional diversity. **Acta Limnol Bras.**, 28: e7, 2016.

MOYLE, P. B.; LIGHT, T. Biological invasions of fresh water: empirical rules and assembly theory. **Biological Conservation**, v. 78, p. 149-161, 1996.

NOSS, R. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. **Conservation Biology**, v. 4, n. 4, p. 355-364, 1990.

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.

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.

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.

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.

PITELLI, R.L.C.M.; TOFFANELI, C.M.; VIEIRA, E.A.; PITELLI, R.A.; VELINI, E.D. Dinâmica na comunidade de macrófitas aquáticas no reservatório de Santana, RJ. **Planta Daninha**, vol. 26, nº 3, p. 473-480, 2008.

POMPEO, M.L.M. Monitoramento de Macrófitas Aquáticas. **Oecol. Bras.**, vol. 12, nº 3, p. 406-424, 2008.

REYNOLDS, C.S. **The Ecology of Phytoplankton (Ecology, Biodiversity and Conservation)**. Cambridge: Cambridge University Press, 2006, 537.p.

RICOTTA, C. 2003. On parametric evenness measures. **J. Theor. Biol.**, 222(1):189-197.

SHANNON, C.E.; WEAVER, W. **The Mathematical Theory of Communication**. University of Illinois, Urbana, Illinois, 1949.

SHOTYK, W.; LE ROUXY, G. Biogeochemistry and cycling of lead. **Metal Ions Biological Systems**, vol. 43, nº 1, p. 239-275, 2005.

THORP, J.H.; MANTOVANI, S. Zooplankton of turbid and hydrologically dynamic prairie rivers. **Freshwater Biology**, 50: 1474-1491, 2005.

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.

WILHM, J.L.; DORRIS, T.C. Biological parameters for water quality criteria. **Bioscience**, v. 18, n, 6, p. 447-481, 1968.