

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

Material Suplementar Ambiente Dulcícola – Tema Zooplâncton

RT- 43/ JUN 23

RA2022 PMBA/Fest

Vitória,

Junho de 2023

SUMÁRIO

| | | |
|----------|---|-----------|
| 1 | HISTÓRICO DE MALHA E FREQUÊNCIA AMOSTRAL | 3 |
| 2 | METODOLOGIA | 3 |
| 2.1 | COLETA | 3 |
| 2.2 | ANÁLISE..... | 4 |
| 2.3 | HISTÓRICO DE ALTERAÇÕES E ADAPTAÇÕES DE METODOLOGIAS..... | 5 |
| 3 | RESULTADOS DOS INDICADORES | 5 |
| 3.1 | RIQUEZA | 7 |
| 3.2 | ABUNDÂNCIA, BIOMASSA E RECRUTAMENTO | 14 |
| 3.3 | RIQUEZA FUNCIONAL | 15 |
| 3.4 | DIVERSIDADE DE ESPÉCIES | 16 |
| 4 | ITENS PREVISTOS E NÃO REALIZADOS: JUSTIFICATIVAS | 18 |
| 5 | REFERÊNCIAS | 18 |

1 HISTÓRICO DE MALHA E FREQUÊNCIA AMOSTRAL

O histórico de malha e frequência amostrais do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I (PMBA/Fest) abrange informações de suma importância para o balizamento do presente programa, uma vez que passou por modificações ao longo do tempo, visando melhor atender aos objetivos do PMBA/Fest. Estas alterações foram aprovadas pela Câmara Técnica da Biodiversidade (CTBio) por meio de: (1) ofício SEI nº 1/2020-CTBio/DIBIO/ICMBio, de outubro de 2019 (para o período de transição) e (2) Proposta Técnica de continuação do monitoramento, apresentada no primeiro semestre de 2022 visando o “Novo Ciclo do PMBA/Fest”.

As modificações implementadas se encontram nos seguintes Materiais Suplementares: 1) **MS - Malha e frequência amostrais**, onde as diferentes malhas e frequências amostrais são apresentadas nas abas “Ano 1”, “Transição”, “Novo Ciclo” e “Histórico Frequências” e 2) **MS – Mapas das malhas amostrais**, com a espacialização referente às malhas amostrais dos Ambientes. Como forma de esclarecer os períodos contemplados em cada uma delas, “Ano 1” se refere às estações amostrais coletadas entre setembro de 2018 e setembro de 2019, “Transição” às estações entre outubro de 2019 e julho de 2022 e “Novo Ciclo” referente às estações amostrais coletadas a partir de agosto de 2022

2 METODOLOGIA

A metodologia apresentada contempla o escopo em vigência no momento de entrega deste relatório, ou seja, as amostragens e análises previstas para o Novo Ciclo do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática – PMBA submetidas à Fundação Renova através do FORMULÁRIO DE APRESENTAÇÃO DE PLANO DE TRABALHO em 31 de agosto de 2022. Após a descrição da metodologia implementada, será apresentado um breve descritivo sobre as modificações metodológicas (parâmetros, análise de parâmetros ou grupo de parâmetros, dentre outros) que ocorreram ao longo da evolução do PMBA/Fest a fim de determinar os indicadores.

2.1 COLETA

O zooplâncton foi coletado em estações amostrais nos ecossistemas aquáticos do Baixo Rio Doce. Nos sistemas lacustres (lagos e lagoas), as coletas consideraram a região litoral e limnética (perfil vertical de atenuação luminosa). Nos reservatórios, as coletas foram realizadas apenas na região limnética. Inicialmente foi determinada a profundidade máxima local e a extensão da zona fótica. Para cada amostra foram filtrados 50 litros de água em rede de plâncton com abertura de malha de 68 µm. Para obter os dados qualitativos, as amostras de zooplâncton foram obtidas através de arrastos horizontais e oblíquos. Antes da preservação das amostras com formol neutralizado (na concentração de 4%), os organismos foram anestesiados com adição de água gaseificada (5 mL), para evitar a contração de espécimes (Pinto-Coelho, 2004).

2.2 ANÁLISE

Em laboratório, a identificação e a contagem do zooplâncton dulcícola foram realizadas de acordo com o tipo de amostra. Para as amostras quantitativas, a contagem dos organismos foi realizada por meio de sub-amostras de 1 mL em câmaras de Sedgewick-Rafter e microscópio óptico (Zeiss/Stemi 508) com câmera acoplada (Axiocam 105). A quantidade de sub-amostras realizadas variou de acordo com a quantidade de indivíduos registrados em cada amostra. Para amostras com muitos indivíduos (> 100 ind.), como lagos e lagos, foram quantificadas três sub-amostras (de 1 mL cada), enquanto que para ambientes com poucos organismos, como rios e reservatórios, seis sub-amostras foram analisadas. Essa quantificação foi feita para estimar a densidade (ind. L⁻¹), biomassa e a riqueza do zooplâncton. Para calcular a densidade do zooplâncton (ind.L⁻¹), o número total de organismos quantificados na amostra foi multiplicado pelo fator de diluição utilizado na contagem e dividido pelo volume de água filtrado no momento da coleta (50 L). Para a estimativa do recrutamento, foi considerada a densidade de copépodes nos estágios de náuplio e copepodito (ind.L⁻¹). Para as amostras qualitativas, os organismos foram analisados, em pelo menos três sub-amostras, sob microscópio óptico e estereomicroscópio, com identificação realizada a partir de métodos usuais de dissecação e bibliografia especializada (Koste, 1978; Elmoor-Loureiro, 1997; Reid, 1985; Matsumura-Tundisi, 1986; Perbiche-Neves et al., 2015).

Quanto às análises estatísticas, todas consideraram um nível de significância menor que 0,05 e foram realizadas no programa R (R Core Team, 2019). Para determinação da diversidade funcional, as espécies registradas foram classificadas em diferentes grupos funcionais, baseando-se nos seguintes traços: longevidade (curta e longa, até 30 dias e maior que 30 dias de vida, respectivamente), capacidade de escape (ausente, intermediário e longo), tamanho (pequeno e grande, < 450 µm e > 450 µm, respectivamente) e estratégias de alimentação (rotíferos filtradores e suspensívoros, cladóceros raspadores, copépodes filtradores, rotíferos filtradores, cladóceros filtradores e copépodes raptoriais).

As tendências temporais na riqueza (taxonômica e funcional), densidade e biomassa foram testadas usando modelos aditivos de efeitos mistos generalizados (GAMM; função "gamm4"). A curva com a tendência temporal foi obtida pelo método de suavização LOESS (Locally-Weighted Scatterplot Smoother) (função "plotGAMM"). Além disso, também foi calculada a diversidade beta, que pode ser definida como a variação na composição das espécies (abordagem taxonômica) ou dos traços (abordagem funcional, que considera as funções que as espécies desempenham no ambiente) ao longo do espaço ou do tempo. Essas duas abordagens são importantes em estudos de conservação uma vez que podem dar indícios das condições ambientais. Para calcular a diversidade beta taxonômica e funcional entre os anos, tipos de ambientes e períodos hidrológicos foi utilizada uma análise permutacional de dispersões multivariadas (PERMDISP, função "betadisper"). Este teste é baseado na dissimilaridade média de cada unidade amostral ao centroide daquele grupo no espaço multivariado, através de uma matriz de distância.

Para verificar quais fatores estariam impulsionando a diversidade do zooplâncton no Baixo Rio Doce, foi realizada a análise de redundância baseada em distância (db-RDA). Para avaliação da variação da

estrutura da comunidade zooplanctônica da Bacia do Baixo Rio Doce, foram utilizadas o conjunto de variáveis que representam as características ambientais (temperatura, salinidade, sólidos totais dissolvidos, alcalinidade total, oxigênio dissolvido, clorofila-a, fósforo total, fosfato, nitrogênio total, nitrito, nitrato, amônio e silicato) e conjunto de metais (alumínio, bário, ferro, manganês e zinco). Além de um conjunto de variáveis temporais (AEM) e variáveis espaciais (distância entre os ambientes), sendo essas últimas derivadas das coordenadas geográficas dos locais pelo método das coordenadas da matriz principal (PCNM), onde os eixos (autovetores) são usados como explicativos variáveis do modelo espacial. São passíveis de teste de significância apenas os chamados efeitos puros, ou seja, aqueles efeitos de um dado conjunto de variáveis já desconsiderando os efeitos com interação dos dois outros conjuntos de variáveis.

2.3 HISTÓRICO DE ALTERAÇÕES E ADAPTAÇÕES DE METODOLOGIAS

Ao longo da evolução do PMBA/Fest algumas alterações e adaptações metodológicas foram necessárias para consolidação do nosso banco de dados e obtenção de resultados cada vez mais robustos. Fundamental a inserção, a partir de agosto de 2022, dos reservatórios de Aimorés e Mascarenhas (bacia do Rio Doce em MG), além de novos pontos amostrais na região litorânea para lagos e lagoas. A inserção dos reservatórios na malha amostral é fundamental para a estimativa do papel desses ecossistemas artificiais na retenção de elementos e na descontinuidade espacial do Rio Doce. Os novos pontos amostrais na região litorânea de lagos e lagoas contribuirão para o melhor detalhamento da espacialização do zooplâncton e da estrutura da comunidade, contribuindo para futuras propostas de conservação do Baixo Rio Doce. A frequência amostral foi reajustada no novo ciclo do PMBA/Fest, enfatizando especialmente a dinâmica sazonal do período chuvoso (coletas mensais), apontado no ambiente dulcícola como o principal gatilho no recrudescimento da condição ambiental do Baixo Rio Doce, sobretudo em relação ao aumento dos teores de Al, Ba e Fe, constituintes geoquímicos associados ao rejeito de mineração de ferro.

3 RESULTADOS DOS INDICADORES

Nesta seção serão apresentados os resultados dos indicadores de qualidade ambiental e da biodiversidade aquática do Tema, os quais foram desenvolvidos pelo PMBA/Fest e obtidos ao longo do monitoramento (setembro/2018 – setembro/2022) na área ambiental I. Vale ressaltar que, os indicadores aqui apresentados têm como propósito clarificar e sintetizar a historicidade dos resultados, interpretação e conclusões do monitoramento, promovendo o acompanhamento espaço-temporal da qualidade ambiental e biodiversidade, além de configurarem importantes ferramentas de suporte a gestores ambientais. A partir destes indicadores, pode-se identificar os impactos com relação direta ou indireta ao rompimento da Barragem de Fundão, em Mariana (MG).

Os indicadores do PMBA/Fest vêm se consolidando ao longo de quatro anos de monitoramento, onde seus principais resultados foram discutidos em todos os relatórios técnicos entregues até o presente,

entretanto a partir do novo modelo de relatório solicitado via ofício SEI nº 85/2022-CTBio/DIBIO/ICMBio, proposto via ofício FR.2023.0214 (SEI13515133) e aprovado via ofício SEI nº4/2023-CTBio/DIBIO/ICMBio, a apresentação dos resultados será exclusivamente a partir da apresentação dos indicadores, acompanhados de legenda estendida com a explicação de sua variação espaço-temporal de forma mais direta e objetiva como se segue:

3.1 RIQUEZA

Tabela 1: Lista de espécies do zooplâncton dulcícola e sua distribuição espacial entre outubro de 2018 e agosto de 2022 no Baixo Rio Doce.

| Espécies | Fluvial | | | | | | | | | Lago | | | | Lagoa | | | | | Reservatório | |
|--|---------|---|----|----|----|-----|----|----|-----|------|----|----|----|-------|----|----|-----|----|--------------|-----|
| | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E |
| | 17 | 0 | 21 | 22 | 26 | E0a | E2 | E0 | 26F | 18 | 19 | 20 | 28 | 23 | 24 | 25 | 25A | 27 | ERA | ERM |
| Rotifera | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ascomorpha</i> sp. | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Asplanchna girodi</i> Guerne, 1888 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Beauchampiella eudactylota</i> (Gosse, 1886) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Bdelloidea | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas, 1766 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Brachionus caudatus</i> Barrois & Daday, 1894 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Brachionus dolabratus</i> (Harring, 1915) | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Brachionus falcatus</i> Zacharias, 1898 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Brachionus havanaensis</i> Rousselet, 1911 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Brachionus leydigi</i> Cohn, 1862 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Brachionus mirus</i> Daday, 1905 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Brachionus patulus</i> Muller, 1786 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann, 1783 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Cephalodella gibba</i> (Ehrenberg, 1830) | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Cephalodella mucronata</i> Myers, 1924 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Conochilus coenobasis</i> (Skorikov, 1914) | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Conochilus dossuarius</i> (Hudson, 1885) | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 |
| <i>Conochilus unicornis</i> Rousselet, 1892 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Dicranophorus caudatus</i> (Ehrenberg, 1834) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Dicranophorus grandis</i> (Ehrenberg, 1832) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

| Espécies | Fluvial | | | | | | | | | Lago | | | | Lagoa | | | | | Reservatório | |
|---|---------|---|----|----|----|-----|----|----|-----|------|----|----|----|-------|----|----|-----|----|--------------|-----|
| | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E |
| | 17 | 0 | 21 | 22 | 26 | E0a | E2 | E0 | 26F | 18 | 19 | 20 | 28 | 23 | 24 | 25 | 25A | 27 | ERA | ERM |
| <i>Epiphanes</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Euchlanis dilatata</i> Hauer, 1930 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Euchlanis lyra</i> Hudson, 1886 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834) | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Filinia opoliensis</i> (Zacharias, 1898) | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Filinia terminalis</i> (Plate, 1886) | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Hexarthra intermedia</i> (Wiszniewski, 1929) | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Hexarthra mira</i> (Hudson, 1871) | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Hexarthra oxyuris</i> (Sernov, 1903) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Kellicottia bostoniensis</i> (Rousselet, 1908) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Keratella americana</i> Carlin, 1943 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851) | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Keratella lenzi</i> (Hauer, 1953) | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907) | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851) | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Lecane clara</i> (Bryce, 1892) | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Lecane closterocerca</i> (Schmarda, 1859) | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Lecane cornuta</i> (Müller, 1786) | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Lecane elongata</i> Harring & Myers, 1926 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Lecane hornemanni</i> (Ehrenberg, 1834) | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Lecane imbricata</i> Carlin, 1939 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Lecane leontina</i> (Turner, 1892) | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Lecane ludwigii</i> (Eckstein, 1883) | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Lecane luna</i> (Müller, 1776) | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Lecane lunares</i> (Ehrenberg, 1832) | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 |

| Espécies | Fluvial | | | | | | | | | Lago | | | | Lagoa | | | | | Reservatório | |
|--|---------|---|----|----|----|-----|----|----|-----|------|----|----|----|-------|----|----|-----|----|--------------|-----|
| | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E |
| | 17 | 0 | 21 | 22 | 26 | E0a | E2 | E0 | 26F | 18 | 19 | 20 | 28 | 23 | 24 | 25 | 25A | 27 | ERA | ERM |
| <i>Lecane nana</i> (Murray, 1913) | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Lecane papuana</i> (Murray, 1913) | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Lecane proiecta</i> Hauer, 1956 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Lecane quadridentata</i> (Ehrenberg, 1830) | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Lecane scutata</i> (Harring & Myers, 1926) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Lecane stichaea</i> Harring, 1913 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Lecane unguitata</i> (Fadeev, 1925) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Lepadella patella</i> (Müller, 1786) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Macrochaetus longipes</i> Myers, 1934 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Monommata pseudophoxa</i> Wulfert, 1960 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Mytilina mucronata</i> (Müller, 1773) | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Mytilina ventralis</i> (Ehrenberg, 1830) | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Platylas leloupi</i> Gillard, 1967 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Platylas quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832) | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Ploesoma truncatum</i> (Levander, 1894) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Pompholyx triloba</i> Pejler, 1957 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Proales_minima</i> (Montet, 1915). | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Synchaeta jollyae</i> Shiel & Koste, 1993 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Testudinella mucronata</i> (Gosse, 1886) | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783) | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Trichocerca bidens</i> (Lucks, 1912) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Trichocerca bicristata</i> (Gosse, 1887) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Trichocerca elongata</i> (Gosse, 1886) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Trichocerca similis</i> (Wierzejski, 1893) | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 |

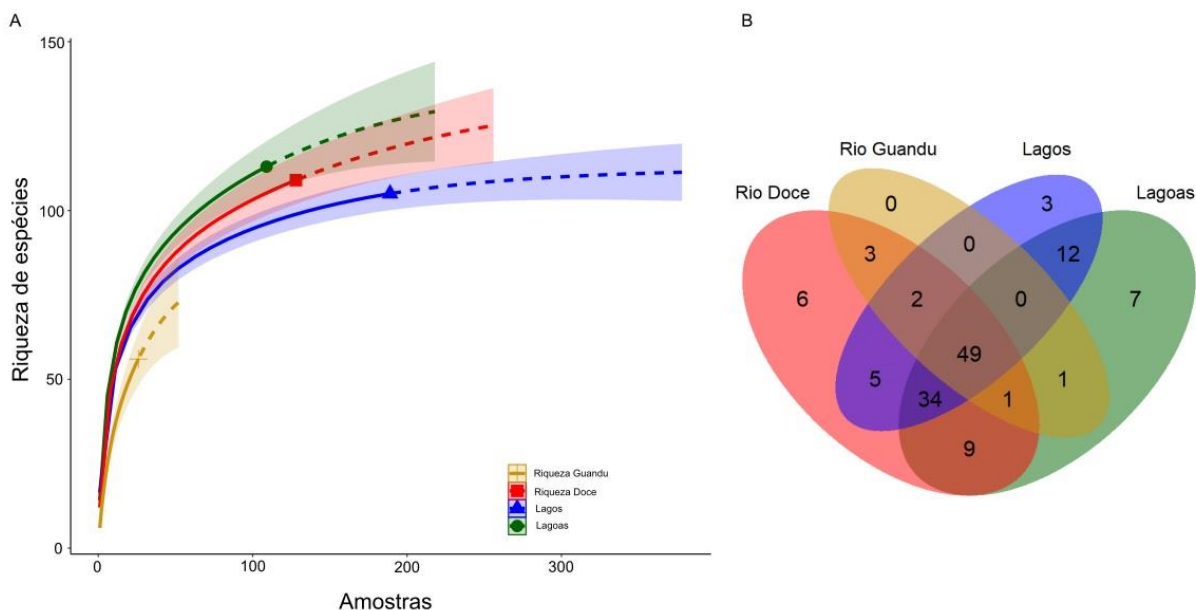
| Espécies | Fluvial | | | | | | | | | | Lago | | | | Lagoa | | | | | Reservatório | |
|---|---------|---|----|----|----|-----|----|----|-----|----|------|----|----|----|-------|----|-----|----|-----|--------------|---|
| | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | |
| | 17 | 0 | 21 | 22 | 26 | E0a | E2 | E0 | 26F | 18 | 19 | 20 | 28 | 23 | 24 | 25 | 25A | 27 | ERA | ERM | |
| <i>Trichotria tetractis</i> (Ehrenberg, 1830) | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Cladocera | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Alona cf. guttata</i> | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Alonella dadayi</i> Birge, 1910 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Anthalona verrucosa</i> Sars, 1901 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Bosmina hagmanni</i> Stingelin, 1904 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Bosmina longirostris</i> (Müller, 1785) | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Bosmina tubicen</i> Brehm, 1953 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Camptocercus australis</i> Sars, 1896 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ceriodaphnia cornuta</i> (Sars, 1886) | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Ceriodaphnia silvestrii</i> Daday, 1902 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Chydorus eurynotus</i> Sars, 1901 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Chydorus pubescens</i> Sars, 1901 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Chydorus cf. sphaericus</i> | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Coronatella monacantha</i> (Sars, 1901) | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Coronatella undata</i> Sousa, Elmoor-Loureiro & Santos, 2015 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Dadaya macrops</i> (Daday, 1898) | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Daphnia gessneri</i> Herbst, 1967 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Daphnia laevis</i> Birge 1878 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Diaphanosoma birgei</i> Korínek, 1981 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Diaphanosoma polypina</i> Korovchinsky, 1982 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Diaphanosoma spinulosum</i> Herbst, 1975 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Disparalona leptorhyncha</i> Smirnov, 1996 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ephemeropterus barroisi</i> (Richard, 1894) | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

| Espécies | Fluvial | | | | | | | | | Lago | | | | Lagoa | | | | | Reservatório | |
|---|---------|---|----|----|----|-----|----|----|-----|------|----|----|----|-------|----|----|-----|----|--------------|-----|
| | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E |
| | 17 | 0 | 21 | 22 | 26 | E0a | E2 | E0 | 26F | 18 | 19 | 20 | 28 | 23 | 24 | 25 | 25A | 27 | ERA | ERM |
| <i>Ephemeroporus hybridus</i> (Daday, 1905) | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ephemeroporus tridentatus</i> (Bergamin, 1931) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Euryalona brasiliensis</i> Brehm & Thomsen, 1936 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Euryalona orientalis</i> (Daday, 1898) | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Flavalona iheringula</i> (Kotov & Sinev, 2004) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ilyocryptus spinifer</i> Herrick, 1882 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Leydigia striata</i> Berabén, 1939 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Macrothrix laticornis</i> (Jurine, 1820) | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Moina micrura</i> Kurz, 1875 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Moina minuta</i> Hansen (1899) | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Moinodaphnia macleayi</i> (King, 1853) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Nicsmirmovius paggii</i> Sousa & Elmoor-Loureiro, 2017 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Notoalona sculpta</i> (Sars, 1901) | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ovalona glabra</i> Sars,1901 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ovalona kaingang</i> (Sousa, Elmoor-Loureiro & Santos, 2015) | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Scapholeberis rammneri</i> Dumont & Pensaert, 1983 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Simocephalus latirostris</i> Stingelin, 1906 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Copepoda | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Argyrodiaptomus azevedoi</i> (Wright, 1935) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Argyrodiaptomus furcatus</i> (Sars, 1901) | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Diaptomus corderoi</i> Wright 1936 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Notodiaptomus conifer</i> (Sars G.O., 1901) | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Notodiaptomus iheringi</i> Wright, 1935) | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Notodiaptomus isabelae</i> Wright, 1936 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Notodiaptomus nordestinus</i> (Wright S., 1935) | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

| Espécies | Fluvial | | | | | | | | | Lago | | | | Lagoa | | | | | Reservatório | |
|---|---------|----|----|----|----|-----|----|----|-----|------|----|----|----|-------|----|----|-----|----|--------------|-----|
| | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E | E |
| | 17 | 0 | 21 | 22 | 26 | E0a | E2 | E0 | 26F | 18 | 19 | 20 | 28 | 23 | 24 | 25 | 25A | 27 | ERA | ERM |
| <i>Eucyclops cf. elegans</i> | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ectocyclops rubescens</i> Brady, 1904 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Eucyclops cf. serrulatus</i> (Fischer, 1851) | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Macrocyclus cf. albidus</i> (Jurine, 1820) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Mesocyclops aspericornis</i> (Daday, 1906) | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Mesocyclops cf. ellipticus</i> Kiefer, 1936 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Mesocyclops cf. oggunus</i> Onabamiro, 1957 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Mesocyclops meridianus</i> (Kiefer, 1926) | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Mesocyclops cf. longisetus</i> Dussart, 1987 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Microcyclops anceps</i> (Ricard, 1897) | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Microcyclops cf. ceibaensis</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Microcyclops finitimus</i> Dussart, 1984 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Thermocyclops decipiens</i> (Kiefer, 1929) | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Thermocyclops minutus</i> (Lowndes, 1934) | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Thermocyclops inversus</i> (Kiefer, 1936) | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| Riqueza total | 55 | 77 | 75 | 73 | 85 | 19 | 10 | 18 | 26 | 83 | 76 | 86 | 0 | 40 | 76 | 85 | 81 | 19 | 16 | 22 |

Ao longo do monitoramento (outubro de 2018 a agosto de 2022) registramos um total de 134 espécies de zooplâncton, sendo Rotifera o grupo com maior número de espécies (72), seguido por Cladocera (40) e Copepoda (22).

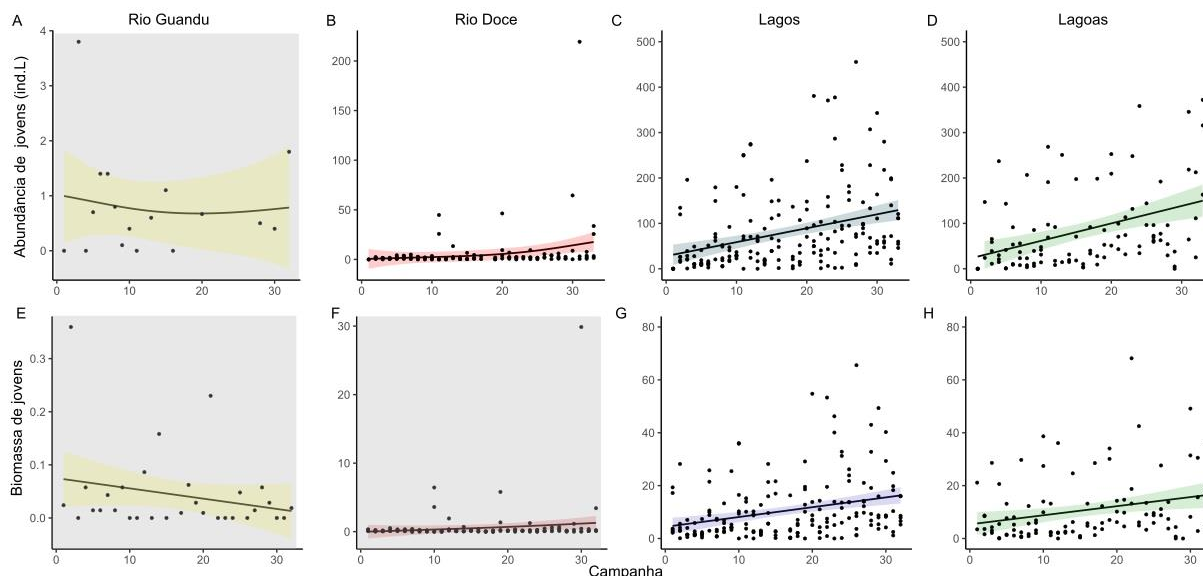
Figura 1: Curvas de rarefação (A) e diagrama de Venn (B) para Rio Guandu, Rio Doce, lagos e lagoas ao longo do monitoramento do PMBA/Fest no Baixo Rio Doce. Período amostral: outubro de 2018 a maio de 2022.



Ao longo do monitoramento (outubro de 2018 a agosto de 2022) foram identificadas 134 espécies zooplancônicas, sendo que todas ocorreram na calha fluvial, enquanto nos ambientes lênticos foram observadas 102 espécies nos lagos, 112 nas lagoas e 29 nos reservatórios (Tabela 1). Duas espécies exóticas foram registradas: o copépode *Mesocyclops ogunnus* Onabamiro, 1957, que ocorreu em os tipos de ambientes estudados, com exceção dos reservatórios e o rotífero *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908), que ocorreu nos lagos e lagoas amostrados. O Rio Doce apresentou 6 espécies exclusivas, enquanto que lagos e lagoas tiveram três e sete espécies exclusivas, respectivamente. Além disso, foi observado um compartilhamento de espécies entre lagos e os sistemas fluviais (Rio Guandu e Rio Doce), indicando padrões de dispersão e conectividade biótica (Figura 1B). Nenhum dos ambientes atingiu a estabilidade, indicando a necessidade do monitoramento para uma estimativa real da biodiversidade zooplancônica no Baixo Rio Doce (Figura 1A).

3.2 ABUNDÂNCIA, BIOMASSA E RECRUTAMENTO

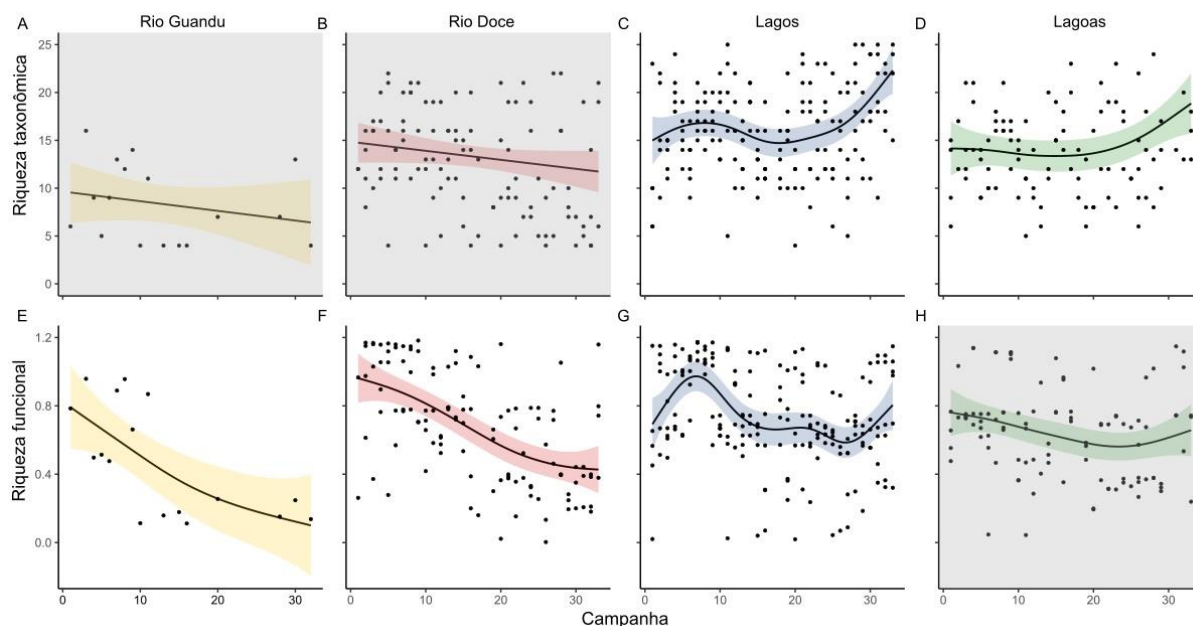
Figura 2: Curvas de suavização obtidas com modelos GAMM, mostrando flutuações temporais na abundância (ind.L⁻¹) e biomassa de formas jovens do zooplâncton (náuplios e copepoditos) ao longo dos 4 anos de monitoramento no baixo Rio Doce, considerando o Rio Guandu, Rio Doce, lagos e lagoas. As linhas sombreadas indicam o intervalo de confiança dos dados $\pm 95\%$. Em cinza (A, E e F) os modelos que não foram significativos. Amarelo – Rio Guandu; vermelho – Rio Doce; azul – lagos; verde – lagoas. Período amostral: outubro de 2018 a maio de 2022.



A abundância de formas jovens de zooplâncton (ind.L⁻¹) aumentou ao longo do tempo para o Rio Doce ($F = 4,51$; $P = 0,044$), lagos ($F = 25,23$; $P < 0,01$) e lagoas ($F = 17,23$; $P < 0,01$) (Figura 2). Assim, foi observado um incremento de formas jovens do zooplâncton ao longo dos anos, em todos os ambientes, à exceção do Rio Guandu (Figura 2 A). biomassa das formas jovens também aumentou ao longo do tempo para lagos ($F = 18,21$; $P < 0,001$) e lagoas ($F = 7,16$; $P = 0,009$). No Rio Guandu ($F = 17,76$; $P = 0,195$) e Rio Doce ($F = 2,28$; $P = 0,151$) a biomassa não flutuou de forma significativa ao longo do tempo (Figura 2 E e F) Embora o zooplâncton possa apresentar várias demandas conflitantes “trade-offs” ao longo de sua história de vida, uma das vantagens de investir em reprodução e alcançar o recrutamento, é conseguir manter populações estáveis mesmo diante das variações ambientais (Litchman et al., 2013). Assim, esse aumento no incremento de jovens indica que as vias tróficas que estruturam a comunidade zooplancônica mostram sinais de estabilidade, propiciando a reprodução e reduzindo a vulnerabilidade da comunidade diante de impactos ou alterações ambientais.

3.3 RIQUEZA FUNCIONAL

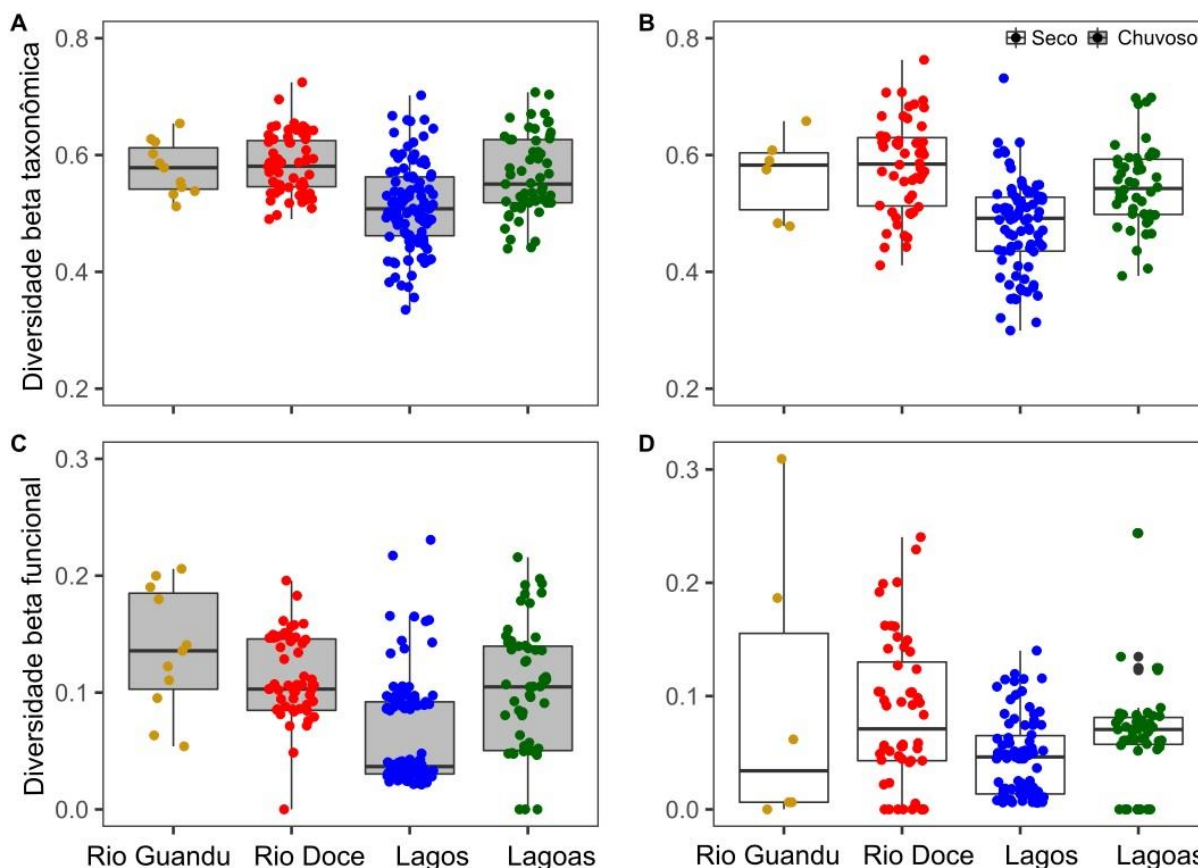
Figura 3: Curvas de suavização obtidas com modelos GAMM, mostrando flutuações temporais na riqueza taxonômica (A ao D) e funcional (E ao H) do zooplâncton ao longo dos 4 anos de monitoramento no baixo Rio Doce, considerando o Rio Guandu, Rio Doce, lagos e lagoas. As linhas sombreadas indicam o intervalo de confiança dos dados $\pm 95\%$. Em cinza (A, B e H) os modelos que não foram significativos. Amarelo – Rio Guandu; vermelho – Rio Doce; azul – lagos; verde – lagoas. Período amostral: outubro de 2018 a maio de 2022.



A riqueza de espécies do Rio Guandu ($F = 0,88$; $P = 0,36$) e Rio Doce ($F = 2,63$; $P = 0,11$) não flutuou de forma significativa ao longo do tempo (Figura 3 A e B), enquanto para os lagos ($F = 7,28$; $P < 0,01$) e lagoas ($F = 2,89$; $P = 0,03$) foi observada tendência de ganho de espécies ($F = 16,69$; $p < 0.001$) (Figura 3 C e D). A análise temporal revelou uma tendência de perda de traços funcionais no Rio Guandu ($F = 6,64$; $P < 0,01$) e Rio Doce ($F = 23,11$; $P < 0,01$) (Figura 3 E e F), enquanto para lagos, após um pequeno declínio, a riqueza dos traços funcionais exibiu pequenas flutuações cíclicas ao longo dos anos ($F = 7,71$; $P < 0,01$) (Figura 3 G). A riqueza funcional nas lagoas não mostrou variação significativa ao longo do tempo ($F = 2,39$; $P = 0,06$) (Figura 3 H).

3.4 DIVERSIDADE DE ESPÉCIES

Figura 4: Diversidade beta taxonômica (A e B) e funcional (C e D), considerando os tipos de ambientes e os períodos ao longo dos quatro anos de monitoramento no baixo Rio Doce. As caixas cinzas representam o período chuvoso e as caixas brancas o período seco. Amarelo – Rio Guandu; vermelho – Rio Doce; azul – lagos; verde – lagoas. Período amostral: outubro de 2018 a maio de 2022.

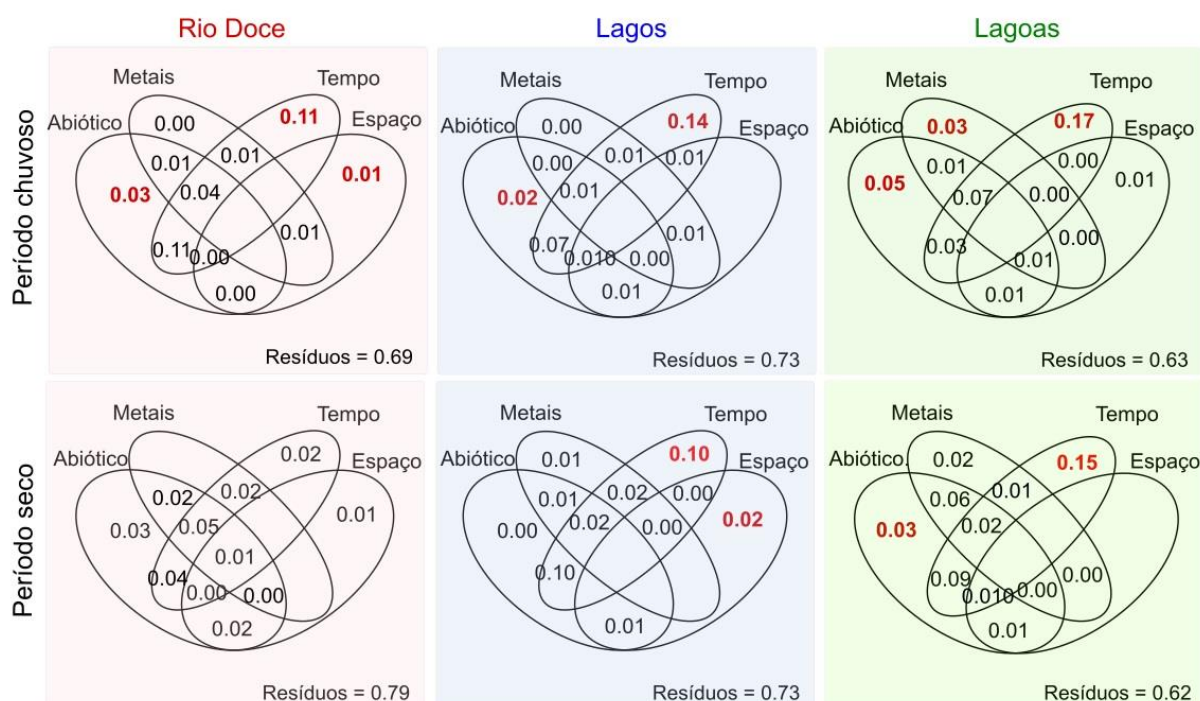


A composição de espécies (Pseudo-F = 6,47; $p < 0,001$) e de traços funcionais (Pseudo-F = 13,18; $p < 0,001$) diferiu entre os tipos de ambiente ao longo do monitoramento, sendo que independentemente do período hidrológico (chuvoso ou seco), a diversidade beta taxonômica (período chuvoso: $F = 18,21$; $P < 0,01$ / período seco: $F = 20,78$; $P < 0,01$) e funcional (período chuvoso: $F = 14,47$; $P < 0,01$ / período seco: $F = 8,96$; $P < 0,01$) foi maior para a calha fluvial do que para os lagos e lagoas (Figura 4). Nesse caso, a comunidade zooplancônica na calha fluvial apresentou uma composição de espécies e funcional particularmente distinta da observada nos outros ecossistemas aquáticos adjacentes (sobretudo lagos). Essa maior variabilidade de espécies e traços na calha é esperado, uma vez que em sistemas lóticos a troca de espécies tende a ser maior, se comparado a ambientes lênticos. Entretanto, ainda não há elementos para avaliar se o aumento da variabilidade na calha fluvial ou o incremento de formas jovens (Figura 2) é uma resposta positiva na evolução da qualidade ambiental do Baixo Rio Doce após a passagem e a permanência da onda de rejeito de mineração. Entretanto, ressaltamos que como a calha fluvial ainda está perdendo espécies e traços funcionais é difícil prever um cenário de recuperação ambiental. Assim, embora esteja ocorrendo uma elevada troca de espécies e traços funcionais, principalmente no Rio Guandu e Rio Doce, como esses ambientes estão perdendo

traços ao longo do tempo (Figura 3), há um “risco ambiental médio” no cenário de perda de funções ecossistêmicas (Simões et al., 2020). O risco é enquadrado como médio, pois mesmo diante da simplificação taxonômica e dos traços funcionais, a calha fluvial ainda consegue manter uma elevada diversidade beta (Simões et al., 2020).

ANÁLISE DE PARTIÇÃO DA VARIÂNCIA

Figura 5: Diagramas de Venn, com base na partição de variância, mostrando a importância relativa do ambiente (dados abióticos), dos metais (Al, Ba, Fe e Zn), do tempo (vetores próprios AEM temporais) e do espaço (que indiretamente refletem a importância da dispersão) para diversidade beta do zooplâncton, considerando o período chuvoso e seco ao longo dos quatro anos de monitoramento no baixo Rio Doce. Valores em vermelho indicam relacionamentos significativos. Período amostral: outubro de 2018 a maio de 2022.



A importância relativa do filtro ambiental (dados abióticos), dos metais, dos processos temporais e do espaço variaram de acordo com o período hidrológico e os tipos de ambientes (Figura 5). Os metais influenciaram a diversidade do zooplâncton apenas no período chuvoso e nas lagoas. A distância espacial entre os ambientes foi importante apenas para o Rio Doce (no período chuvoso) e para os lagos (no período seco). Os processos temporais e o filtro ambiental, ao longo dos anos de monitoramento, foram os principais impulsionadores dos padrões de diversidade encontrados, especialmente no período chuvoso. Isso é um indicativo de que os organismos zooplanctônicos conseguem sustentar processos efetivos de dispersão, mas os filtros ambientais e os processos temporais são fatores determinantes para sua permanência nos diferentes ecossistemas aquáticos do Baixo Rio Doce.

4 ITENS PREVISTOS E NÃO REALIZADOS: JUSTIFICATIVAS

Todas as metas previstas para o zooplâncton dulcícola foram cumpridas.

5 REFERÊNCIAS

Pinto-Coelho, R. M. Métodos de coleta, preservação, contagem e determinação de biomassa em zooplâncton de águas epicontinentais. Amostragem em limnologia. In: Bicudo, C. E. M., Bicudo, D. C. (Eds.) Amostragem em Limnologia. (pp. 149-165). São Carlos, São Paulo, 2004.

Simões, N.R., Braghin, L.M.S., Dure, G.A., Santos, J.S., Sonoda, S.L., Bonecker, C.C., Changing taxonomic and functional β -diversity of cladoceran communities in Northeastern and South Brazil. *Hydrobiologia*, 847, 3845-3856, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04234-w>.

Litchman, E., Ohman, M.D., Kiørboe, T. Trait-based approaches to zooplankton communities. *Journal of Plankton Research*, 35, 473-484, 2013. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbt019>.

R Core Team, 2019. R: A language and environment for statistical computing. version 2.5.5.