



UNIVERSIDADE FEDERAL DE OURO PRETO
INSTITUTO DE CIÊNCIAS EXATAS E BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIODIVERSIDADE, EVOLUÇÃO E MEIO AMBIENTE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE BIOMAS TROPICAIS

Dissertação de mestrado

**Diversidade taxonômica e funcional do zooplâncton no Baixo Rio Doce
(ES, Brasil): uma avaliação após o maior acidente com rejeito de
mineração de ferro do Brasil**

Tayenne Luna Tomé de Paula

Orientadora: Prof. Dra. Eneida Maria Eskinazi Sant'Anna

Co-Orientadora: Dra. Gleice de Souza Santos

Ouro Preto - MG

2021

Diversidade taxonômica e funcional do zooplâncton no Baixo Rio Doce (ES, Brasil): uma avaliação após o maior acidente com rejeito de mineração de ferro do Brasil

Aluna: Tayenne Luna Tomé de Paula

Orientadora: Prof. Dra. Eneida Maria Eskinazi Sant'Anna

Co-Orientadora: Dra. Gleice de Souza Santos

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Biomas Tropicais, do Instituto de Ciências Exatas e Biológicas da Universidade Federal de Ouro Preto, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Ouro Preto

2021

SISBIN - SISTEMA DE BIBLIOTECAS E INFORMAÇÃO

P324d Paula, Tayenne Luna Tomé de.

Diversidade taxonômica e funcional do zooplâncton no Baixo Rio Doce (ES, Brasil) [manuscrito]: uma avaliação após o maior acidente com rejeito de mineração de ferro do Brasil. / Tayenne Luna Tomé de Paula. - 2021.

66 f.: il.: color., tab., mapa.

Orientadora: Profa. Eneida Maria Eskinazi- Sant'Anna.

Coorientadora: Dra. Gleice de Souza Santos.

Dissertação (Mestrado Acadêmico). Universidade Federal de Ouro Preto. Departamento de Biodiversidade, Evolução e Meio Ambiente. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Biomas Tropicais.

Área de Concentração: Evolução e Funcionamento de Ecossistemas.

1. Rio Doce. 2. Rejeito de minério. 3. Zooplâncton. I. Eskinazi-Sant'Anna, Eneida Maria. II. Santos, Gleice de Souza. III. Universidade Federal de Ouro Preto. IV. Título.

CDU 574

Bibliotecário(a) Responsável: Luciana De Oliveira - SIAPE: 1.937.800



FOLHA DE APROVAÇÃO

Tayenne Luna Tomé de Paula

Diversidade Taxonômica e Funcional do Zooplâncton no Rio Doce(ES, Brasil): avaliação após o maior acidente com rejeito de mineração de ferro do Brasil

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia de Biomas Tropicais da Universidade Federal de Ouro Preto como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia de Biomas Tropicais

Aprovada em 10 de Dezembro de 2021

Membros da banca

Dra. Eneida Maria Eskinazi Sant'anna - Orientadora - Universidade Federal de Ouro Preto
Dr. Mauro de Melo Júnior - Universidade Federal Rural de Pernambuco
Dra. Cláudia Costa Bonecker - Universidade Estadual de Maringá

Profa. Dra. Eneida Maria Eskinazi Sant'anna, orientador do trabalho, aprovou a versão final e autorizou seu depósito no Repositório Institucional da UFOP em 23/02/2022



Documento assinado eletronicamente por **Eneida Maria Eskinazi Sant'anna, PROFESSOR DE MAGISTERIO SUPERIOR**, em 04/04/2022, às 14:28, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site http://sei.ufop.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **0305089** e o código CRC **91E81C3A**.

Agradecimentos

Agradeço aos meus pais, Márcio e Adriana, que nunca mediram esforços para que conseguisse alcançar os meus objetivos, por sempre me apoiarem nos meus sonhos, pelas conversas, por serem os meus pilares. Pela educação, pelo carinho e amor incondicional. Amo vocês e sei que sem essa ajuda, nada disso seria possível. Agradeço a todos os familiares e em especial aos meus avós Clara e Vicente, que sempre acreditaram em meu potencial e me apoiam em todas as decisões.

Um agradecimento mais que especial a minha orientadora, Eneida Eskinazi Sant'Anna, por ter me acolhido no laboratório e ter me proporcionado uma “aventura em novas águas”. Obrigada por todo conhecimento, pelo incentivo, pelo apoio, pela paciência na troca de projetos e pela confiança depositada. Sou muito grata por ter a oportunidade de trabalhar ao seu lado. Além de ótima orientadora, seu lado humano e mãezona me encantou. Obrigada por me entender e ajudar em todas as dificuldades.

Agradeço também a Gleice, minha co-orientadora, uma pessoa que me acolheu de braços abertos, me fez vencer a timidez e o medo. Obrigada pela paciência e por todo o conhecimento adquirido. Você com certeza foi uma das pessoas que mais me marcou nesse período. Só de imaginar que antes desse processo de orientação eu chorava de medo de você! Obrigada pelas longas conversas, reflexões, histórias engraçadas e pelas fofocas nas reuniões.

Agradeço a Edissa Emi, pessoa fundamental, sempre disposta a tirar dúvidas e ajudar. Queria muito ter compartilhado de mais tempo no laboratório, de ter participado de mais campos e ter feito mais coletas. Ao Claudiô, meu companheiro dos girininhos, obrigada por todas as conversas (algumas acompanhadas de choro), por sempre me salvar nas dúvidas, por toda a ajuda e pelo companheirismo. A toda equipe do LAECO de forma geral, obrigada pelo acolhimento no laboratório, jamais esquecerei do apoio durante um dos períodos mais complicados deste ano.

Não posso esquecer de quem abriu as portas do mundo acadêmico. Um agradecimento mais que especial a Maria Rita, quem eu carinhosamente chamo de mamãe Rita. Obrigada por ter embarcado comigo na primeira ideia de projeto do mestrado e por todo o conhecimento adquirido ao longo destes anos no LZV, você foi a minha base.

As minhas meninas, Debora Bohrer e Gabriela Luiza. Obrigada pelo companheirismo de sempre, por sempre escutarem minhas reclamações, pelo incentivo, pela ajuda, troca

de ideias e conversa fiada. O grupo do “Team Girinos do turu- turu” nunca foi tão movimentado quanto nesses tempos de mestrado. Aos companheiros de turma 19.2, Fran e Beiral, agradeço pelo encorajamento e ajuda, nunca haverá uma turma mais azarada e reclamona.

Aos meus amigos de infância, de escola e de faculdade. Obrigada pelas longas conversas, pela ajuda, por sempre acreditarem em mim e por sempre me darem força. Agradeço a todos que de alguma forma contribuíram para que fosse possível realizar este estudo.

Ao programa de pós-graduação em Ecologia de Biomas Tropicais e a UFOP pela oportunidade, pelo ensino e pelas amizades.

Agradeço também a Deus, por ter me dado forças para concluir este trabalho, mesmo com todas as dificuldades e pedras no caminho.

Agradeço aos participantes da banca, por aceitarem o convite para participação deste processo de formação.

Sumário

Introdução.....	13
Hipóteses.....	16
Materiais e métodos.....	17
Caracterização da área de estudo	17
Coleta e análise de parâmetros ambientais	17
Coleta e identificação do zooplâncton	19
Caracterização funcional das espécies	20
Análise de dados	21
Resultados.....	23
1 - Dados ambientais e metais	23
2 – Índices de diversidade taxonômica do zooplâncton	27
3- Diversidade funcional do zooplâncton.....	35
Discussão	41
Composição do zooplâncton vs variáveis limnológicas e metais	41
Diversidade funcional vs variáveis limnológicas e metais	44
Conclusão	47
Referências	48
Anexo 1	53
Anexo 2	56
Anexo 3	57
Anexo 4	58
Anexo 5	59
Anexo 6	60
Anexo 7	61
Anexo 8	62
Anexo 9	63
Anexo 10	64
Material suplementar 1	65
Material suplementar 2	66
Material suplementar 3	67

Resumo

O desastre do rompimento da barragem de rejeitos de minério de Fundão, que atingiu a bacia hidrográfica do Rio Doce, teve grande impacto sobre a biodiversidade aquática. Com o objetivo de compreender os possíveis efeitos causados pela onda de rejeito de minério no baixo Rio Doce, sobretudo pela variação das variáveis limnológicas e nas concentrações de metais, foi utilizada a diversidade taxonômica e funcional (análise de grupos funcionais e índices de diversidade funcional) do zooplâncton. Foram encontradas 33 espécies de rotíferos, 22 de cladóceros e 13 de copépodos. A abundância total de espécies foi influenciada pela concentração de clorofila-a. Rotíferos como *Conochilus* sp. e *Keratella cochlearis*, estiveram positivamente correlacionados a altas concentrações de ferro e alumínio. Alguns grupos funcionais como G1 (copépodes calanóides), G4 (cladóceros) e G9 (rotíferos) também mostraram ser mais tolerantes à presença de contaminantes associados aos rejeitos de minério. Os índices de diversidade funcional foram negativamente relacionados com o alumínio, ferro e cobre, indicando que a presença do rejeito de minério tem um efeito significativo sobre a estruturação da comunidade zooplanctônica. A organização funcional do zooplâncton pode ser considerada uma métrica sensível na avaliação de impactos ambientais por rejeito de mineração.

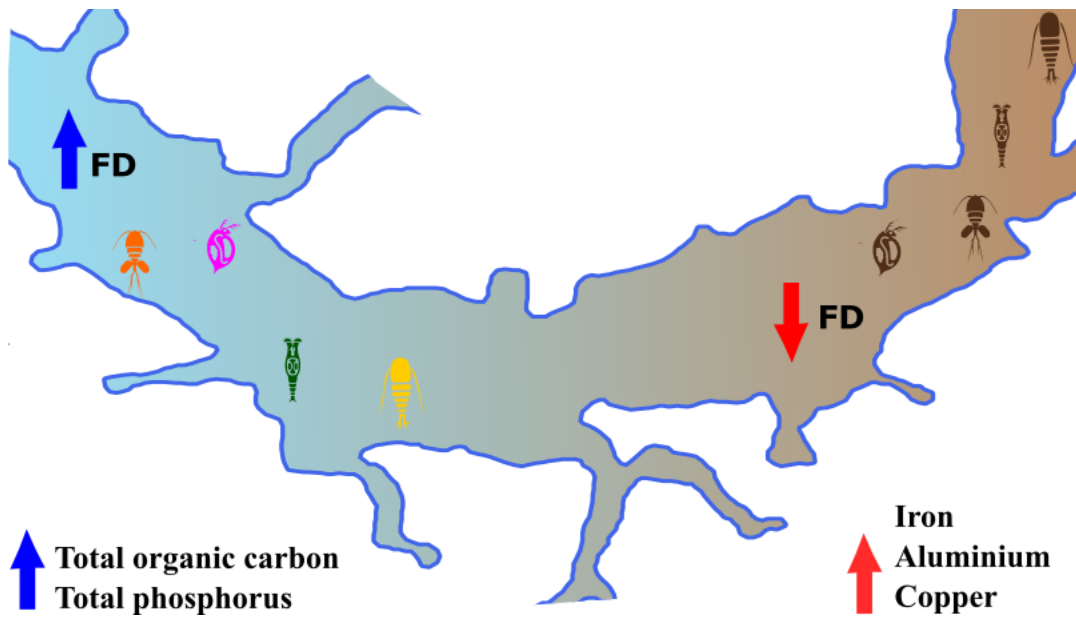
Palavras-chave: impacto ambiental, contaminantes, metais, rios, bioindicadores.

Abstract

The disaster caused by the collapse of the Fundão tailings dam, which reached the Rio Doce hydrographic basin, had a great impact on aquatic biodiversity. In order to understand the possible effects caused by the dumping of ore tailings in the lower Rio Doce, mainly due to the variation of limnological variables and metal concentrations, the taxonomic and functional diversity of zooplankton (functional group analysis and functional diversity indices) were used. 33 species of rotifers, 22 of cladocerans and 13 of copepods were found. The total species abundance was influenced by the chlorophyll-*a* concentration. Rotifers, such as *Conochilus* sp. and *Keratella cochlearis*, were positively correlated to high concentrations of iron and aluminum. Some functional groups such as G1 (calanoid copepods), G4 (cladocerans) and G9 (rotifers) were also shown to be more tolerant to the presence of contaminants associated with ore tailings. The functional diversity indices were negatively related to aluminum, iron and copper, indicating that the presence of ore tailings has a significant effect on the structuring of the zooplankton community. The functional organization of zooplankton can be considered a sensitive metric in assessing the environmental impacts of mining tailings.

Keywords: environmental impact, contaminants, metals, rivers, bioindicators

Resumo gráfico



FD: Functional diversity

Lista de Figuras

Figura 1: Localização das estações de estudo no Baixo Rio Doce, Espírito Santo, Brasil.

Figura 2: Análise de agrupamento baseado na matriz de semelhança de Bray-Curtis gerada com os dados de abundância de espécies das amostras coletadas no rio Doce, no período seco (abril a setembro) e chuvoso (novembro a março) do ano de 2018/2019.

Figura 3: Escalonamento multidimensional não métrico baseado na composição do zooplâncton em função dos grupos de amostras formados pela análise de ordenamento (cluster) nos anos de 2018/2019.

Figura 4: RDA entre os grupos de amostras, variáveis limnológicas e espécies selecionadas pelo SIMPER.

Figura 5: Dendograma baseado na abundância de espécies para determinação dos grupos funcionais.

Figura 6: PCoA indicando a formação do espaço funcional da comunidade zooplanctônica.

Figura 7: RDA entre os grupos de amostras, variáveis limnológicas e grupos funcionais.

Figura 8: RDA entre os grupos de amostras, variáveis limnológicas e índices de diversidade funcional.

Material suplementar

Figura1: Abundância total das espécies por grupo de amostra no período seco e chuvoso do ano de 2018/2019 e concentração de clorofila- a ($\mu\text{g.L}^{-1}$).

Figura2: Abundância relativa das espécies selecionadas pela análise de SIMPER por grupo de amostra no período seco e chuvoso do ano de 2018/2019.

Figura3: Abundância total dos grupos funcionais, por grupo de amostra no período seco e chuvoso do ano de 2018/2019 e concentração de clorofila- a ($\mu\text{g.L}^{-1}$).

Lista de tabelas

Tabela 1: Importância e classificação dos traços funcionais utilizados para análise das espécies zooplancônicas do Baixo Rio Doce (ES, Brasil).

Tabela 2: Variáveis ambientais e metais (mínimo, máximo, média \pm desvio padrão) nos pontos de coleta do baixo rio Doce, no período seco e chuvoso do ano de 2018/2019.

Tabela 3: Ocorrência de espécies por grupo de amostras formadas pela análise de Cluster em um trecho do rio Doce.

Tabela 4: Métricas de diversidade taxonômica e funcional (mínimo, máximo, média \pm desvio padrão) no período seco e chuvoso do ano de 2018/2019.

Tabela 5: Abundância das espécies (ind L^{-1}) selecionadas pela análise de SIMPER por grupo de amostra (mínimo, máximo, média \pm desvio padrão) no período seco e chuvoso do ano de 2018/2019.

Lista de anexos

Tabela 1: Espécies encontradas no Baixo Rio Doce (ES) e sua combinação de traços funcionais.

Figura 1: Abundância relativa das espécies com hábito litorâneo e limnético por grupo de amostra no período seco e chuvoso do ano de 2018/2019.

Figura 2: Abundância relativa das espécies de rotíferos filtradores e sugadores, cladóceros filtradores e raspadores e copépodes raptorais e filtradores por grupo de amostra no período seco e chuvoso do ano de 2018/2019.

Figura 3: Abundância relativa das espécies com tempo de vida curto e longo por grupo de amostra no período seco e chuvoso do ano de 2018/2019.

Figura 4: Abundância relativa das espécies que produzem e não produzem ovos de resistência por grupo de amostra no período seco e chuvoso do ano de 2018/2019.

Figura 5: Abundância relativa das espécies com escape alto, baixo e ausente por grupo de amostra no período seco e chuvoso do ano de 2018/2019.

Figura 6: Abundância relativa das espécies herbívoras e onívoras por grupo de amostra no período seco e chuvoso do ano de 2018/2019.

Figura 7: Abundância relativa das espécies com reprodução sexuada e assexuada por grupo de amostra no período seco e chuvoso do ano de 2018/2019.

Figura 8: Abundância relativa das espécies com tamanho mesozoplâncton e microzoplâncton por grupo de amostra no período seco e chuvoso do ano de 2018/2019.

Figura 9: Correlação de Sperman relacionando as métricas de diversidade funcional e grupos funcionais.

Introdução

Ecosistemas aquáticos têm sido alvo de diversos impactos que levam a alterações físicas, químicas e biológicas do ambiente, como por exemplo a degradação dos habitats, alterando a composição das comunidades ali presentes, poluição orgânica e química decorrente, principalmente de atividades agrícolas, urbanas e industriais (Oliveira, 2009). Outro processo que pode causar alterações nos ambientes aquáticos é o processo de retirada de minério. Este, pode levar ao assoreamento do leito de rios, diminuição do oxigênio dissolvido, aumento da turbidez provocada pelos sedimentos em suspensão e condutividade elétrica. Além disso, a água pode ser contaminada pela deposição de reagentes orgânicos e metais pesados (de Filippo, 2000 apud Mascarenhas, 1987).

Um grande impacto oriundo de ação antrópica ocorrido no Brasil foi o rompimento da barragem de rejeitos de minério de Fundão, localizada na cidade de Mariana (Minas Gerais). O desastre ocorreu em novembro de 2015, atingindo a bacia hidrográfica do Rio Doce, despejando cerca de 52 milhões de m³ de material resultante do processamento de minério de ferro. A lama de rejeitos percorreu cerca de 670 km, até chegar à foz do rio Doce, no estado do Espírito Santo (Sánchez *et al.*, 2018). O desastre teve grande impacto sobre a biodiversidade aquática do Rio Doce, impactando a comunidade da macrofauna (Gomes *et al.*, 2017), anfíbios (Giroto *et al.*, 2020), peixes (Andrades *et al.*, 2020) e o zooplâncton de ambientes dulcícolas (Santos *et al.*, 2021) e marinhos (Rocha *et al.*, 2021; Costa *et al.*, 2021).

Um dos métodos utilizados para o monitoramento dos ambientes aquáticos impactados é o estudo da comunidade zooplanctônica. O zooplâncton é essencial para a ciclagem de nutrientes, fluxo de energia, estruturação e funcionamento do ambiente aquático, sendo um importante elo de transferência de energia entre os produtores primários e secundários (Bozzeli and Huszar, 2003). Além disso, os organismos zooplanctônicos são considerados bioindicadores de qualidade da água por apresentarem alta sensibilidade às mudanças ambientais e por responderem de forma rápida a diferentes impactos (Santos *et al.*, 2009; Ramos *et al.*, 2021). Nos ambientes lóticos, a abundância da comunidade zooplanctônica é geralmente influenciada por fatores que afetam o transporte, reprodução e crescimento (Neves and Júnior, 2007).

Além disso, nestes ambientes o desenvolvimento destes organismos pode ser influenciado pela menor estabilidade da coluna d'água devido ao maior fluxo de água

(Wetzel, 2001) e, a interações das variáveis limnológicas, formam também um conjunto de condições que favorecem o desenvolvimento das comunidades (Oliveira, 2009). As elevadas concentrações de metais nos ambientes aquáticos, podem inibir os processos como reprodução, crescimento e biomassa das comunidades zooplancônicas, afetando a dinâmica populacional, riqueza e diversidade (Bozelli, 1998; Winegardner *et al.*, 2017; St-Gelais *et al.*, 2018). A sedimentação do rejeito pode também, afetar a recolonização de espécies pelo banco de ovos de resistência, fato comprovado por Santos *et al.*, (2021) que revelaram os efeitos negativos para a riqueza e abundância de ovos de resistências expostos a diferentes concentrações de rejeito no sedimento.

Medidas tradicionais de diversidade, como, riqueza de espécies, equitabilidade, índices de Shannon e Simpson, assumem que espécies dentro da comunidade são equivalentes; desta forma, espécies raras e espécies comuns não se distinguem em relação ao papel que desempenham na manutenção de processos ecológicos estruturais (, contribuição em biomassa, etc). Já as medidas de diversidade funcional abordam as características funcionais das espécies, levando em consideração os diferentes papéis que os organismos podem exercer na comunidade (Cianciaruso *et al.*, 2009).

As características, também chamadas de traços ou atributos funcionais, podem ser definidas como “qualquer característica morfológica, fisiológica ou comportamental mensurável e que afeta indiretamente o crescimento, a reprodução e a sobrevivência dos indivíduos” (Violle *et al.*, 2007). A diversidade funcional pode ser mensurada por medidas categóricas e contínuas. As medidas categorias dizem respeito aos grupos funcionais, que são agrupamentos de espécies baseado na similaridade de suas características funcionais e fisiológicas (Díaz and Cabido, 2001). Outra maneira de calcular a diversidade funcional é através das medidas contínuas, onde são utilizados os índices específicos criados exclusivamente para o estudo da diversidade funcional. Eles quantificam a distribuição dos atributos funcionais dentro de um espaço multidimensional (Villéger, Mason; Mouillot 2008; Mouchet *et al.*, 2010).

Por exemplo, o índice de riqueza funcional avalia o espaço funcional que está sendo ocupado pelas espécies de uma comunidade, ou seja, a riqueza de funções desempenhadas pelas espécies. Já o índice de equitabilidade ou uniformidade funcional representa a distribuição da abundância de espécies da comunidade dentro do espaço funcional (Mason *et al.*, 2005; Schleuter *et al.*, 2010). A divergência funcional analisa a

distribuição da abundância de espécies da comunidade em relação ao centro do espaço previsto de características funcionais (Mason *et al.*, 2005; Villéger *et al.*, 2008), e o índice de dispersão funcional avalia a distância em que as espécies estão dispersas no espaço funcional (Laliberté and Legendre, 2010).

Após o rompimento da barragem de Fundão e da passagem da onda de rejeitos no Rio Doce, o Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática (PMBA), instituído em cumprimento ao Termo de Transação e Ajustamento de Conduta (TTAC), dedica-se ao monitoramento da porção do Baixo Rio Doce no Espírito Santo. Um dos principais objetivos do PMBA é avaliar a evolução da qualidade ambiental desta porção do Rio Doce, historicamente impactada com ações antrópicas das mais diversificadas (uso e ocupação da bacia, esgoto urbano, introdução de espécies exóticas etc., além dos efeitos históricos das atividades minerárias). O monitoramento tem detectado, entre outros padrões, que o efeito sazonal é predominante na dinâmica temporal dos metais típicos da assinatura geoquímica do rejeito (Al, Ba, Fe, Mn, Zn), com maiores concentrações de metais detectadas na água e sedimento fluviais ocorrendo principalmente nos períodos chuvosos. Em termos espaciais, a foz da calha fluvial também apresenta maiores concentrações de metais no período chuvoso (RRDM, SER, 2021).

Devido à grande magnitude do impacto ambiental causado pelo rompimento da barragem de Fundão, é fundamental entender a atual estruturação da comunidade zooplanctônica e suas formas mais resilientes. Um dos principais objetivos deste estudo foi utilizar a diversidade taxonômica e funcional do zooplâncton para compreender os possíveis efeitos causados pela alteração oriunda da passagem da onda de rejeito de mineração sobre a comunidade zooplanctônica no Baixo Rio Doce (ES). Para isso, serão testadas as seguintes hipóteses:

Hipóteses

Hipótese 1: Características limnológicas indicadoras do efeito do rejeito de mineração (turbidez, sólidos totais dissolvidos e material particulado em suspensão) e características limnológicas gerais (clorofila-a, nitrogênio total, fosforo total e carbono orgânico total) afetam a diversidade taxonômica e funcional do zooplâncton.

Premissa: As maiores concentrações de turbidez, sólidos totais dissolvidos e material particulado em suspensão afetam negativamente a diversidade taxonômica e funcional do zooplâncton, pois interfere diretamente em processos relacionados à alimentação, desenvolvimento e crescimento dos organismos, devido a limitação da luz interferindo na produção primária fitoplanctônica. A clorofila-a, em maiores concentrações, indica uma maior concentração de microalgas. As menores concentrações de nutrientes (fosforo e nitrogênio total) são limitantes da produção fitoplanctônica, afetando a biomassa algal.

Hipótese 2: Áreas com maior concentração de metais (alumínio, ferro, bário, zinco e cobre) indicadores geoquímicos da presença do rejeito, apresentaram menor diversidade taxonômica e funcional.

Premissa: Elementos traços podem ser essenciais aos organismos aquáticos, desde que em pequenas concentrações, como pode ocorrer na natureza. O aumento dessa concentração pode afetar o metabolismo e alterar diversos processos fisiológicos, o que pode causar a perda de algumas espécies e de funções ecossistêmicas.

Materiais e métodos

Caracterização da área de estudo

A Bacia Hidrográfica do Rio Doce, localizada na região Sudeste do Brasil, possui uma área de drenagem de aproximadamente 86.000 km² e extensão de 879 km. Devido a suas características morfoestruturais, a bacia pode ser subdividida em três Unidades Regionais: alto, médio e baixo rio Doce. O Alto Rio Doce localiza-se a montante dos rios Doce e Piracicaba no estado de Minas Gerais, o médio rio Doce possui seu limite na divisa dos estados de Minas Gerais e Espírito Santo e o baixo rio Doce localiza-se no estado do Espírito Santo (Coelho, 2009). Os principais afluentes no estado de Minas Gerais são os rios Piracicaba, Santo Antônio, Suaçuí Grande, Xopotó, Casca e Manhuaçu. No estado de Espírito Santo são os rios Guandu, Santa Joana, Santa Maria do rio Doce e Pancas (Marcuzzo *et al.*, 2011).

A bacia engloba cerca de 228 municípios, 200 pertencentes ao estado de Minas Gerais e 28 pertencentes ao estado do Espírito Santo (Reis *et al.*, 2020), com uma população de aproximadamente 3,6 milhões de habitantes (IBGE | Censo 2010, 2010). O regime de chuvas na bacia é fortemente sazonal, definidos por dois períodos bem distintos. O período chuvoso é compreendido entre os meses de outubro a março, com índices pluviométricos podendo chegar a 1300 mm e o período seco, compreendido entre os meses de abril a setembro, com índices pluviométricos atingindo cerca de 150 mm nos meses mais secos (PIRH- 2010).

Dentre as principais atividades econômicas praticadas na região destacam-se a siderurgia e mineração (Reis *et al.*, 2020), além da agropecuária, com o cultivo de café e criação de gado (CBH-Doce, 2016). Na porção mineira o monitoramento de águas é realizado pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) e para o estado do Espírito Santo, o monitoramento é feito pelo Comitês de Bacias Hidrográficas (CBHs) (Rioga, 2021).

Coleta e análise de parâmetros ambientais

Amostras de água e zooplâncton foram coletadas no âmbito do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I- Porção Capixaba do Rio Doce e Região Marinha e Costeira Adjacente, executado pela Rede Rio Doce Mar (Cooperação – Fundação Renova e Universidade Federal do Espírito Santo-

<https://rrdm.net.br/>). Para o presente trabalho foram selecionados os dados coletados em quatro pontos amostrais localizados na calha do Baixo Rio Doce.

A estação 0 (E0 – Itapina), está localizada a aproximadamente 428,2 Km da barragem de Fundão e está situada a jusante da Usina Hidrelétrica de Mascarenhas, a aproximadamente 3,2 Km de distância da Usina. A estação 21 (E21) e 22 (E22) estão localizadas no município de Linhares e à montante da vila de Regência, respectivamente, e a estação 26 (E26) está localizado em Regência, foz do Rio Doce (Figura 1).

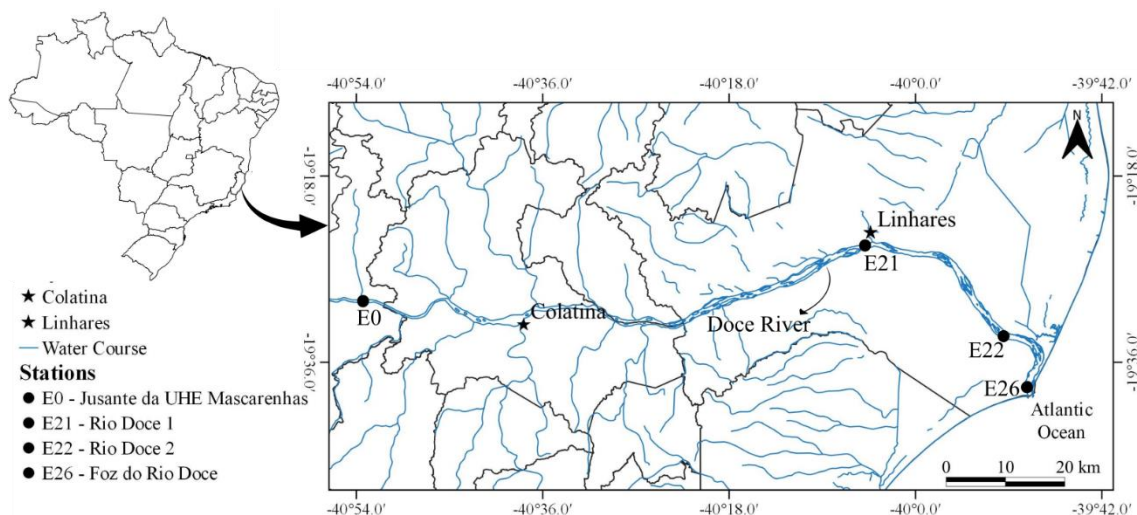


Figura 1: Localização das estações de estudo no Baixo Rio Doce, Espírito Santo, Brasil.

A caracterização limnológica e as coletas de zooplâncton foram realizadas mensalmente, no período de outubro de 2018 a setembro de 2019. Amostras de água da calha fluvial foram coletadas com auxílio de uma garrafa de Niskin com capacidade para 3 L. Nas quatro estações amostrais, a água foi coletada na sub-superfície (15 cm de profundidade) e quando essa profundidade excedia 3 metros, foram também coletadas amostras de água do fundo (aproximadamente 50 cm acima do fundo).

Os parâmetros limnológicos como turbidez (UNT) e sólidos totais dissolvidos ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), foram mensurados *in situ* pela sonda multiparâmetros Horiba U-53. A concentração de clorofila-a ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) foi determinada seguindo a metodologia descrita em Jespersen and Christoffersen (1987). A concentração de nitrogênio total ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) e fósforo total ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) foi determinada seguindo metodologia padrão (Valderrama, 1981). O carbono orgânico total ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) seguiu a metodologia descrita em Kumar *et al.*, (2019), e o material particulado em suspensão ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) foi analisado pela metodologia descrita em (Carvalho, 2008). Essas análises foram realizadas no laboratório de Limnologia da UFES, sob coordenação do Prof. Dr. Gilberto Barroso.

Para a determinação da fração total (dissolvida + particulada) dos metais traços nas amostras de água, foi utilizada a técnica de Espectrometria Atômica com Plasma Indutivamente Acoplado com detecção por Espectrometria de Massas (ICP-MS) (Lim *et al.*, 2017). Nessa dissertação foram considerados cinco elementos (fração total): cobre ($\mu\text{g L}^{-1}$), alumínio ($\mu\text{g L}^{-1}$), ferro ($\mu\text{g L}^{-1}$), zinco ($\mu\text{g L}^{-1}$) e bário ($\mu\text{g L}^{-1}$). As análises geoquímicas foram realizadas no laboratório de Química da UFMG, sob coordenação da Profa. Dra. Vânia Pasa.

Coleta e identificação do zooplâncton

Para coleta do zooplâncton foi utilizada uma rede de plâncton com 68 μm de abertura de malha. Para análise quantitativa, foram filtrados 50 L de água, e para análise qualitativa foram feitos arrastos horizontais na superfície da coluna d'água por um período de 5 minutos, em cada ponto amostral. As amostras coletadas foram armazenadas em potes plásticos e preservadas com formol neutro a 4%. Em laboratório, os organismos zooplancônicos foram contados em câmara de Sedgwick-Rafter em Microscópio Zeiss (Stemi 508) e câmera acoplada (Axiocam 105).

Para a análise quantitativa, objetivando estimar a densidade e riqueza dos organismos, a contagem dos organismos foi realizada em cada amostra, a partir da retirada de 3 sub-amostras de 1 mL (obtidas com pipeta não seletiva de Hensel-Stempel). As contagens foram realizadas até obtenção de coeficiente de variação inferior a 20% (Bottrell *et al.*, 1976). As espécies foram identificadas até o menor nível taxonômico possível com o auxílio de bibliografia especializada: Koste (1978); Elmoor-Loureiro (1997); Santos-Wisniewski *et al.*, (2002) e Sterza and Fernandes (2006). Para uma melhor identificação e obtenção de maiores detalhes, alguns exemplares foram dissecados e fotografados.

A riqueza foi determinada pela contagem do número total de espécies presentes em cada amostra coletada e, a densidade do zooplâncton foi determinada pela multiplicação do número total de organismos contados na amostra e o fator de diluição utilizado na contagem da amostra. O valor desta multiplicação foi dividido pelo volume de água filtrado no momento da obtenção da amostra no campo (50 L). Após a triagem, as amostras foram depositadas na coleção do Laboratório de Ecologia Aquática (LAECO-UFOP).

Caracterização funcional das espécies

Oito traços funcionais das espécies zooplanctônicas registradas nas análises foram selecionados: 1- habitat, 2- tipo de alimentação, 3- tempo de vida, 4- capacidade de escape do predador, 5- produção de ovos de resistência, 6- grupo trófico, 7- reprodução, 9- tamanho corporal. Os traços funcionais, sua importância e classificação estão explicados na tabela 1. A relação das espécies e seus respectivos traços funcionais estão no anexo 1.

Tabela 1: Importância e classificação dos traços funcionais utilizados para análise das espécies zooplanctônicas do Baixo Rio Doce (ES, Brasil).

Traços funcionais	Importância	Classificação utilizada
Tamanho corporal	Diretamente ligada à produtividade e a transferência de energia, está relacionado com o desempenho, taxa de sobrevivência, crescimento e alimentação dos organismos. (Litchman <i>et al.</i> , 2013).	Microzooplâncton (<200µm) Mesozooplâncton (>200µm).
Tipo de habitat	Local de ocorrência da espécie. Traço que afeta a ciclagem de nutrientes e transferência de energia (Barnett <i>et al.</i> , 2007).	Litorâneo Limnético.
Tipo de alimentação	Diferentes espécies apresentam diferentes estratégias e estruturas corporais para a obtenção e captura de alimentos, está relacionado com a produtividade secundária (Barnett <i>et al.</i> , 2007)	Rotíferos sugadores Rotíferos predadores Rotíferos filtradores Cladóceros raspadores Cladóceros filtradores. Copépodes raptorais Copépodes filtradores
Grupo trófico	Preferencias alimentares dos animais.	Herbívoros Onívoros
Escape do predador	Diferentes variações comportamentais e morfológicas para evitar a predação (Allan, 1976)	Escape ausente, baixo e alto.
Tempo de vida	Duração do ciclo de vida, rotíferos e cladóceros geralmente apresentam um ciclo de vida mais curto e copépodos apresentam o ciclo de vida mais longo (Allan, 1976).	Ciclo curto Ciclo longo.
Reprodução	Tipo de reprodução. Rotíferos e cladóceros geralmente são assexuados e copépodos apresentam reprodução sexuada.	Assexuada Sexuada.
Produção de ovos de resistência.	Adaptação dos organismos a heterogeneidade sazonal do ambiente, pode ser iniciado por diversos estímulos e encerrado quando as condições ambientais se tornam favoráveis (Alekseev <i>et al.</i> , 2007).	Produzem ovos Não produzem ovos.

Análise de dados

Inicialmente, uma matriz de similaridade de Bray-Curtis foi gerada com os dados de abundância total das espécies de zooplâncton. Foram testados diferentes métodos para a geração de um cluster (utilizando o método Ward.D2), a fim de observar a formação de grupos de amostras semelhantes em relação à composição de espécies.

As variáveis limnológicas utilizadas para investigar a influência sobre a diversidade taxonômica e funcional foram turbidez, sólido totais dissolvidos (mg L^{-1}), as concentrações de clorofila-a ($\mu\text{g L}^{-1}$), nitrogênio total ($\mu\text{g L}^{-1}$), fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$), carbono orgânico total (mg L^{-1}) e material particulado em suspensão (mg L^{-1}).

As variáveis limnológicas, os metais, riqueza, abundância, diversidade de Shannon (H') e a equitabilidade (J) foram comparados entre os grupos de amostras gerados pelo cluster pelo teste de Kruskal-Wallis e teste de Dunn *a posteriori*.

Para testar as diferenças na composição do zooplâncton entre grupos formados pelo cluster, uma matriz de semelhança (Bray-Curtis) foi construída usando os dados de abundância para realizar a Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA), que considerou os grupos de amostras formados pelo cluster como um fator. Posteriormente, foi gerado um gráfico a partir da técnica do Escalonamento Multidimensional Não Métrico (nMDS). Foi realizada uma análise dos percentuais de similaridade (SIMPER) para determinar as espécies que contribuíram com mais de 70% para a separação dos grupos de amostras (formados pelo cluster).

Os grupos funcionais e os índices de diversidade funcional foram calculados a partir de uma matriz de composição (abundância de espécies x locais) e matriz de traços funcionais (traços x espécies). Para a identificação dos grupos funcionais do zooplâncton foi gerado um dendograma de espécies baseado no método Ward e medida de dissimilaridade de Gower (Gower, 1966). Em seguida, utilizando a matriz de traços funcionais, foi realizada uma análise de coordenadas principais (PCoA) onde, foi determinado o espaço funcional ocupado pelas espécies presentes na comunidade e suas respectivas características funcionais.

Para o cálculo da diversidade funcional foram utilizados os índices de riqueza funcional (FRic), uniformidade funcional (FEve), divergência funcional (FDiv) e dispersão funcional (FDis). Os grupos funcionais e os índices foram comparados entre os grupos de amostras gerados pelo cluster com as concentrações de variáveis limnológicas e os metais, para isso, foi realizado o teste de Kruskal-Wallis e teste de Dunn *a posteriori*.

Com o objetivo de relacionar os índices de diversidade taxonômica, espécies selecionadas pela análise de Simper, grupos funcionais e índices de diversidade funcional com as variáveis ambientais e metais, foi realizada uma análise de redundância (RDA). Esta análise consiste em uma regressão linear múltipla, onde a variável resposta foram os índices de diversidade taxonômica, abundância de espécies selecionadas no simper, grupos funcionais e índices de diversidade funcional. As variáveis preditoras foram as variáveis ambientais e os metais. Foi realizada também uma análise de correlação de Spearman a fim de observar correlações entre os índices de diversidade funcional e grupos funcionais.

Para os testes realizados foram utilizados os pacotes “vegan” (Oksanen *et al.*, 2020), “stats” (Team R, 2013) e “ade4”. Para a análise de diversidade funcional foi utilizado o pacote FD (Laliberté and Legendre, 2010; Laliberté *et al.*, 2014). Foram considerados valores significativos de $p < 0,05$ e todas as análises foram realizadas no software R (R Core Team, 2018).

Resultados

1 - Dados ambientais e metais

O cluster gerado em função dos grupos de amostras semelhantes, levando em consideração a composição de espécies, formou quatro grupos de amostras, definidos como grupo A, B, C e D (Figura 2). Esta análise de agrupamento foi essencial devido à proximidade dos pontos de coleta e a pequena escala temporal. O grupo A foi composto amostras da estação 0 (E0), O grupo B por amostras das estações 21, 22 e 26. O grupo C foi composto por amostras das estações 21 e 22 e o grupo D por amostras da estação 26, região de foz do Baixo Rio Doce.

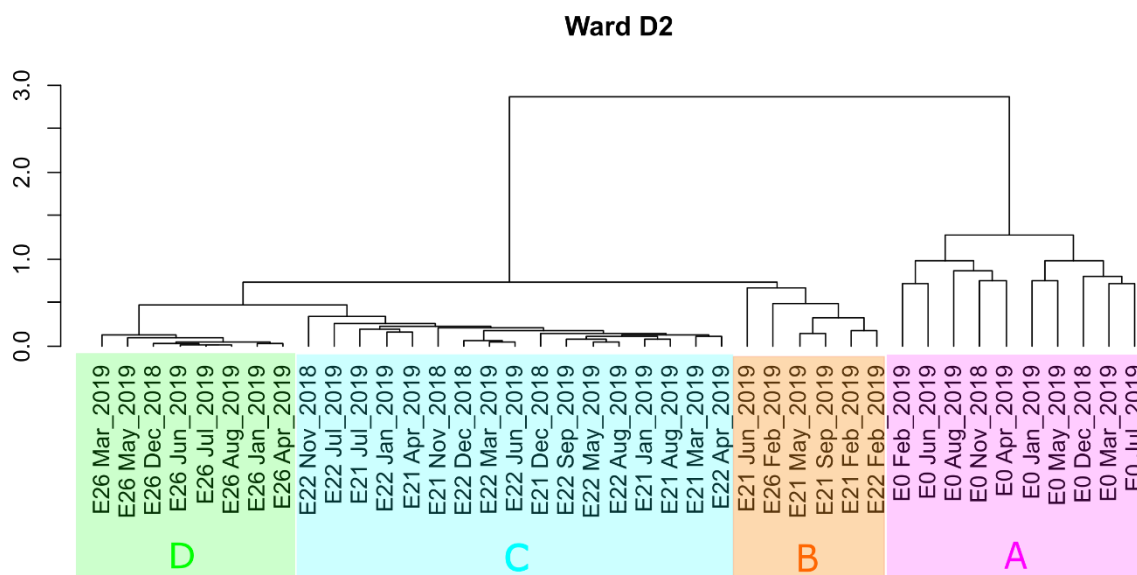


Figura 2: Análise de agrupamento baseado na matriz de semelhança de Bray-Curtis gerada com os dados de abundância de espécies das amostras coletadas no Baixo Rio Doce (ES), no período seco (abril a setembro) e chuvoso (novembro a março) de 2018/2019 (A= Grupo de amostras A; B= Grupo de amostras B; C= Grupo de amostras C, D= Grupo de amostras D, E0= estação 0, E21= estação 2, E22= estação 22, E26= estação 26, Jan= janeiro, Feb=fevereiro, Mar=março, Apr=abril, May= maio, Jun=junho, Jul= julho, Aug= agosto, Sep= setembro, Nov=novembro, Dec=dezembro).

A turbidez e a clorofila-a variaram de 1,66 UNT a 209 UNT e de 0,26 a 6,11 $\mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente. O fósforo total e o nitrogênio total variaram de 29,1 a 97,55 $\mu\text{g L}^{-1}$ e de 2051,5 a 3983,5 $\mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente (Tabela 2). As concentrações de sólidos totais dissolvidos (STD), carbono orgânico total (COT) e material particulado em suspensão (MPS) variaram de 42 a 164 mg.L^{-1} , de 1,47 a 11,48 mg.L^{-1} e de 0,53 a 145 mg.L^{-1} , respectivamente (Tabela 2). As concentrações de ferro, alumínio, bário, cobre e zinco variaram de 798,41 a 2876,12 $\mu\text{g L}^{-1}$, de 107,03 a 790 $\mu\text{g L}^{-1}$, de 22,75 a 117,83 $\mu\text{g L}^{-1}$, de 2,5 a 49,6 $\mu\text{g L}^{-1}$, e de 2,02 a 60,09 $\mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente (Tabela 2).

A concentração de clorofila-a foi diferente entre os grupos de amostras (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$), com maiores concentrações nos grupos B e C (Dunn, $p < 0,05$; Tabela 2 ; Material Suplementar 1). Para as demais variáveis limnológicas e metais, não foram observadas diferenças significativas entre os grupos de amostras formados pela análise de ordenamento (Kruskal-Wallis, $p > 0,05$).

Maiores concentrações de cobre foram observadas nas estações amostrais 21 e 22 e maiores concentrações de zinco foram observadas para a estação 21 (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$, Dunn, $p < 0,05$). Foram observadas variações entre o período seco e chuvoso. As maiores concentrações de cobre e alumínio foram observadas no período seco e as maiores concentrações de ferro no período chuvoso. Para os indicadores de poluição orgânica, as maiores concentrações de sólidos totais dissolvidos foram observadas no período seco, enquanto os maiores valores de turbidez e fósforo total ocorreram no período chuvoso (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$).

Tabela 2: Variáveis ambientais e metais (valores mínimos, máximos, média \pm desvio padrão) nos pontos de coleta do Baixo Rio Doce, no período seco e chuvoso do ano de 2018/2019. (A= Grupo de amostras A, B= Grupo de amostras B, C= Grupo de amostras C, D= Grupo de amostras D; Min= mínimo, Máx= máximo, sd= desvio padrão; STD= sólidos totais dissolvidos; COT= Carbono orgânico total, Ptotal= fosforo total, Ntotal= nitrogênio total, MPS= material particulado em suspensão).

Variáveis	A		B		C		D	
Período chuvoso	Min-máx.	Média \pm sd	Min-máx.	Média \pm sd	Min-máx.	Média \pm sd	Min-máx.	Média \pm sd
Turbidez (UNT)	27.8-165	66.7 \pm 56.4	40.5-63.2	48.4 \pm 12.9	17.2-209	73 \pm 60.7	9.6-77.8	47.4 \pm 34.7
STD (mg.L ⁻¹)	42-53	47.6 \pm 3.9	50-52	51.3 \pm 1.2	44-63	49.1 \pm 6.5	47-54	49.7 \pm 3.8
Clorofila.a (µg L ⁻¹)	0.5-0.8	0.7 \pm 0.1	2.8-4.4	3.8 \pm 0.9	0.3-6.1	3.3 \pm 2.3	0.3-5	2.1 \pm 2.5
Ptotal (µg L ⁻¹)	42.3-86.1	66.6 \pm 19.2	33.4-63.4	47 \pm 15.2	49.4-91.9	76.5 \pm 13.5	40.3-97.5	70.9 \pm 28.8
COT (mg.L ⁻¹)	3.5-3.9	3.7 \pm 0.2	4.8-6.7	5.5 \pm 1.1	3.1-11.5	4.7 \pm 2.8	3.2-3.9	3.6 \pm 0.4
Ntotal (µg L ⁻¹)	2780.7-3983.5	3219.9 \pm 491.5	2586.6-2854.5	2722.2 \pm 134	2376.5-3529.7	3045.1 \pm 420.5	2256.8-3397.6	2849.1 \pm 571.7
Alumínio (µg L ⁻¹)	278.3-790	442.6 \pm 205.3	186.4-226.9	209.7 \pm 20.9	107.1-283.9	220.8 \pm 58.4	246.9-386.2	295.6 \pm 78.6
Bário (µg L ⁻¹)	32.6-37.7	35 \pm 2.3	38.5-51	43 \pm 7	31.8-42.4	36.9 \pm 3.2	28.9-38.3	34.9 \pm 5.2
Cobre (µg L ⁻¹)	4.7-7	5.9 \pm 1	2.5-9.1	5.1 \pm 3.5	4-26.4	10.2 \pm 7.4	2.5-7.7	5.8 \pm 2.8
Ferro (µg L ⁻¹)	1876.3-2632.9	2163.5 \pm 283.7	1960.4-2656.1	2398.7 \pm 381.5	1457.6-2760.4	2202.2 \pm 450.6	864.9-2876.1	2094.7 \pm 1078
Zinco (µg L ⁻¹)	7.9-13.4	9.8 \pm 2.2	8.4-28	17.1 \pm 10	5.6-27.7	15.5 \pm 7.1	4.8-11.8	8.8 \pm 3.6
MPS (mg.L ⁻¹)	13.2-95.6	32.7 \pm 35.2	29.8-51.4	42.5 \pm 11.3	18.6-145	48.7 \pm 41.3	6.4-61	27 \pm 29.7
Período seco								
Turbidez (UNT)	1.7-14.7	6.2 \pm 5.3	3.7-13.4	8.9 \pm 4.9	4.2-30.9	11.1 \pm 9.5	3.1-17	7.1 \pm 5.7
STD (mg.L ⁻¹)	49-64	54.2 \pm 6.6	51-64	55.7 \pm 7.2	50-64	57.7 \pm 6.1	48-164	85.8 \pm 48.5
Clorofila.a (µg L ⁻¹)	0.7-2	1.2 \pm 0.5	2.1-3.4	2.9 \pm 0.7	1.2-5.4	2.9 \pm 1.5	1.7-3	2.1 \pm 0.5
Ptotal (µg L ⁻¹)	30.4-48.5	37.3 \pm 6.8	53.7-66.8	60 \pm 6.6	29.1-71.2	50.2 \pm 13	32-54.3	44.5 \pm 9.3
COT (mg.L ⁻¹)	1.9-5.8	3.5 \pm 2	1.7-2.7	2.3 \pm 0.5	1.6-7	2.8 \pm 1.7	1.5-5.9	2.7 \pm 1.8
Ntotal (µg L ⁻¹)	2051.6-3848.3	2819.6 \pm 654.8	2464.5-3680.3	2883.8 \pm 690.1	2155.1-3685.3	2936.9 \pm 591.1	2184.3-3269.9	2644.9 \pm 394.9
Alumínio (µg L ⁻¹)	125.4-654	432.3 \pm 216.1	365.4-508.1	421.4 \pm 76.1	259-592.1	413.8 \pm 125.9	107-342.7	249.5 \pm 88.9

Bário (µg L-1)	26.3-117.8	47.5 ± 39.5	34.6-45.5	39.6 ± 5.5	25.6-48.8	38.7 ± 6.9	22.7-62.8	40.1 ± 14.7
Cobre (µg L-1)	4.7-18.5	9.2 ± 5.5	12.4-39.7	22.6 ± 14.9	10.4-49.6	26.5 ± 11.7	8.7-18.4	13.2 ± 3.8
Ferro (µg L-1)	798.4-2698.2	1577.8 ± 716.7	1171.2-1854.5	1527.8 ± 342.7	1592.5-2585.1	2110.7 ± 355.7	1543.1-2441.3	1862.2 ± 350.6
Zinco (µg L-1)	2.9-17	12.3 ± 5.6	13.2-29.1	20.3 ± 8.1	2-38.1	14.8 ± 11	4.5-60.1	20.8 ± 22.4
MPS (mg.L-1)	0.5-5.2	3.2 ± 2	4.1-8.8	7 ± 2.5	4.1-18.8	9.3 ± 5	2.7-13	6 ± 4.2

2 – Índices de diversidade taxonômica do zooplâncton

Foram registradas 68 espécies zooplanctônicas no Baixo Rio Doce (33 espécies de rotíferos, 22 espécies de cladóceros e 13 espécies de copépodes) em todo o período de estudo (Tabela 3).

Tabela 3: Ocorrência de espécies por grupo de amostras formadas pela análise de Cluster em um trecho do rio Doce (A= Grupo de amostras A; B= Grupo de amostras B; C= Grupo de amostras C; D= Grupo de amostras D).

Espécies	A	B	C	D
Rotífera				
Bdelloidea	X	X	X	X
Gastropodidae				
<i>Ascomorpha</i> sp. Perty, 1850	X			
Brachionidae				
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas, 1766			X	X
<i>Brachionus falcatus</i> Zacharias, 1898	X	X	X	X
<i>Brachionus dolabratus</i> Haring, 1914	X	X	X	
<i>Brachionus leydigii</i> Cohn, 1862	X			
<i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann, 1783			X	
<i>Plationus patulus</i> (Müller, 1786)	X	X	X	X
<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943		X	X	X
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)		X	X	
<i>Platyias leloupi</i> Gillard, 1957			X	
<i>Platyias quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)	X		X	X
Notommatidae				
<i>Cephalodella gibba</i> (Ehrenberg, 1830)				X
Conochilidae				
<i>Conochilus (Conochiloides) dossuarius</i> Hudson, 1885	X	X	X	
<i>Conochilus (Conochilus) unicoloris</i> Rousselet, 1892		X	X	
Euchlanidae				
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1832	X	X		X
Filiniidae				
<i>Filinia opoliensis</i> (Zacharias, 1898)		X	X	
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)		X	X	X
<i>Filinia terminalis</i> (Plate, 1886)			X	
Lecanidae				
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	X	X	X	X
<i>Lecane clara</i> (Bryce, 1892)			X	
<i>Lecane closterocerca</i> (Schmarda, 1859)			X	
<i>Lecane cornuta</i> (Müller, 1786)			X	
<i>Lecane leontina</i> (Turner, 1892)			X	

<i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)	X	X	X	
<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)		X		
<i>Lecane papuana</i> (Murray, 1913)	X		X	
<i>Lecane proiecta</i> Hauer, 1956				X
<i>Lecane unguitata</i> (Fadeev, 1925)			X	X
Colurellidae				
<i>Lepadella patella</i> (Müller, 1773)				X
Synchaetidae				
<i>Synchaeta jollyae</i> Shiel & Koste, 1993	X			
Testudinellidae				
<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)	X			
Trichocercidae				
<i>Trichotria tetractis</i> (Ehrenberg, 1830)			X	
Cladocera	A	B	C	D
Bosminidae				
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895			X	
<i>Bosmina hagmanni</i> Stingelin, 1904			X	
<i>Bosmina longirostris</i> (O.F.Müller, 1776)	X	X	X	X
Chydoridae				
<i>Alona guttata</i> Sars, 1862				X
<i>Anthalona verrucosa</i> (G.O.Sars, 1901)	X			
<i>Camptocercus australis</i> Sars, 1896	X	X	X	X
<i>Chydorus pubescens</i> Sars, 1901	X	X		
<i>Chydorus sphaericus</i> (O.F.Müller, 1776)	X	X		
<i>Coronatella monacantha</i> Sars, 1901			X	
<i>Dadaya macrops</i> (Daday, 1898)	X	X		
<i>Notoalona sculpta</i> (Sars, 1901)			X	
<i>Ovalona kaingang</i> Sousa, Elmoor-Loureiro & Santos, 2015		X		
Daphniidae				
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> Sars, 1885	X		X	X
<i>Daphnia gessneri</i> Herbst, 1967	X	X	X	X
<i>Scapholeberis rammneri</i> Dumont & Pensaert, 1983	X			
<i>Simocephalus latirostris</i> Stingelin, 1906			X	
Ilyocryptidae				
<i>Ilyocryptus spinifer</i> Herrick, 1882		X	X	X
Macrothricidae				
<i>Macrothrix laticornis</i> (Jurine, 1820)		X	X	X
Moinidae				
<i>Moina micrura</i> Kurz, 1875	X			
<i>Moina minuta</i> Hansen, 1899	X	X	X	
Sididae				
<i>Diaphanosoma birgei</i> Korínek, 1981	X	X	X	X
<i>Diaphanosoma spinulosum</i> Herbst, 1975	X	X	X	X
Copepoda	A	B	C	D

Diaptomidae				
<i>Argyrodiaptomus furcatus</i> (Sars G.O., 1901)	X		X	
<i>Scolodiaptomus corderoi</i> (Wright S., 1936)			X	
<i>Notodiaptomus conifer</i> (Sars G.O., 1901)	X	X	X	X
<i>Notodiaptomus iheringi</i> (Wright S., 1935)	X	X	X	X
<i>Notodiaptomus isabelae</i> (Wright S., 1936)	X	X	X	X
Cyclopidae				
<i>Eucyclops cf. elegans</i> (Herrick, 1884)	X		X	
<i>Eucyclops cf. serrulatus</i> (Fischer, 1851)			X	
<i>Mesocyclops cf. ogunnus</i> Onabamiro, 1957	X			
<i>Mesocyclops cf. longisetus</i> (Thiébaud, 1912)	X	X	X	
<i>Microcyclops anceps</i> (Richard, 1897)	X			
<i>Thermocyclops decipiens</i> (Kiefer, 1929)	X			
<i>Thermocyclops minutus</i> (Lowndes, 1934)	X	X	X	X
<i>Thermocyclops inversus</i> (Kiefer, 1936)	X	X	X	X

O menor número de espécies registradas foi encontrado no grupo de amostras D, na estação 26, nos meses de julho e agosto de 2019, com 1 espécie. O maior registro de espécies ocorreu no grupo de amostras B (estação 22), em junho de 2019 no período seco, com 21 espécies. As espécies menos frequentes, aparecendo em apenas uma amostra, foram: *Brachionus leydigii*, *Brachionus quadridentatus*, *Cephalodella gibba*, *Filinia terminalis*, *Lecane clara*, *Lecane closterocerca*, *Lecane lunares*, *Lecane proiecta*, *Lepadella patela*, *Platyias leloupi*, *Trichotria tetractis*, *Anthalona verrucosa*, *Moina micrura*, *Notoalona sculpta*, *Ovalona kaingang*, *Scapholeberis rammneri*, *Simocephalus latirostris*, *Scolodiaptomus corderoi*, *Microcyclops anceps* e *Thermocyclops decipiens*, além do rotífero *Ascomorpha* sp. As espécies mais frequentes foram rotíferos Bdelloidea, aparecendo em 28 amostras, e a espécie *Notodiaptomus conifer*, com registro em 24 amostras.

As espécies menos abundantes com 0,018 ind L⁻¹ foram *Anthalona verrucosa* e *Scapholeberis rammneri* e a mais abundante foi *Notodiaptomus conifer*, com 75,78 ind L⁻¹. A diversidade de Shannon variou de 0 a 3,05 e a equitabilidade de 0 a 0,72 nos grupos de amostras formados pela análise de ordenamento. As médias das métricas de diversidade taxonômica e funcional estão descritas na tabela 4.

Tabela 4: Métricas de diversidade taxonômica e funcional (mínimo, máximo, média \pm desvio padrão) no período seco e chuvoso do ano de 2018/2019. (A= Grupo de amostras A; B= Grupo de amostras B; C= Grupo de amostras C; D= Grupo de amostras D, Min= mínimo, máx= máximo, sd= desvio padrão, H²= Diversidade de Shannon, J=Equitabilidade, FRic= Riqueza funcional, FEve= Uniformidade funcional, FDis= Dispersão funcional e FDiv= Divergência funcional).

Métricas de diversidade	A		B		C		D	
	Min-máx.	Média \pm sd	Min-máx.	Média \pm sd	Min-máx.	Média \pm sd	Min-máx.	Média \pm sd
Período chuvoso								
Riqueza	5-18	9.2 \pm 5.3	5-10	7.3 \pm 2.5	3-20	8.5 \pm 5.3	6-10	7.3 \pm 2.3
H'	1.6-2.9	2.1 \pm 0.5	1.6-2.3	2 \pm 0.3	1.1-3	2 \pm 0.6	1.8-2.3	2 \pm 0.3
J	0.4-0.7	0.5 \pm 0.1	0.4-0.5	0.5 \pm 0.1	0.3-0.7	0.5 \pm 0.1	0.4-0.5	0.5 \pm 0.1
Abundância	0.7-5.1	2.1 \pm 1.7	14.2-34.2	21.4 \pm 11.1	1.9-11.9	5.1 \pm 3.3	0.9-5.4	2.6 \pm 2.4
FRic	0.1-1.7	1.1 \pm 0.6	0.1-1.3	0.8 \pm 0.6	0-1.7	0.7 \pm 0.6	0.3-0.5	0.5 \pm 0.1
FEve	0.3-0.6	0.4 \pm 0.2	0.2-0.5	0.4 \pm 0.2	0-0.6	0.4 \pm 0.2	0.4-0.8	0.6 \pm 0.2
FDis	0.2-0.4	0.3 \pm 0.1	0.2-0.3	0.3 \pm 0	0.1-0.4	0.2 \pm 0.1	0.2-0.3	0.3 \pm 0.1
FDiv	0.7-0.9	0.8 \pm 0.1	0.7-0.9	0.8 \pm 0.1	0-1	0.7 \pm 0.3	0.6-0.9	0.8 \pm 0.2
Período seco								
Riqueza	5-14	9 \pm 3.6	2-21	9 \pm 10.4	3-13	7.7 \pm 3.5	1-13	5.6 \pm 5.1
H'	1.6-2.6	2.1 \pm 0.4	0.7-3	1.7 \pm 1.2	1.1-2.6	1.9 \pm 0.5	0-2.6	1.3 \pm 1.2
J	0.4-0.6	0.5 \pm 0.1	0.2-0.7	0.4 \pm 0.3	0.3-0.6	0.5 \pm 0.1	0-0.6	0.3 \pm 0.3
Abundância	1-21.7	8.5 \pm 8.8	12.4-51.7	27.3 \pm 21.3	1.1-7.5	3.8 \pm 2.4	0.1-4.4	1.5 \pm 1.8
FRic	0.6-1.2	0.9 \pm 0.2	0.2-1.7	0.8 \pm 0.8	0-1.6	0.7 \pm 0.6	0-1.3	0.5 \pm 0.5
FEve	0.2-0.8	0.4 \pm 0.2	0.1-0.6	0.3 \pm 0.3	0-0.8	0.4 \pm 0.3	0-0.6	0.3 \pm 0.3
FDis	0.1-0.4	0.2 \pm 0.1	0-0.4	0.2 \pm 0.2	0-0.4	0.2 \pm 0.1	0-0.3	0.1 \pm 0.1
FDiv	0.4-0.9	0.8 \pm 0.2	0.9-1	0.9 \pm 0.1	0-0.9	0.6 \pm 0.4	0-0.9	0.5 \pm 0.5

A abundância total do zooplâncton foi diferente entre os grupos formados pela análise de ordenamento (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$), sendo maior no grupo de amostras B (Dunn, $p < 0,05$; Tabela 4; Material Suplementar 1). Para a riqueza, diversidade de Shannon e equitabilidade, não foram observadas diferenças entre os grupos de amostras (Kruskal-Wallis, $p > 0,05$). Também não apresentaram variação entre os períodos seco e chuvoso (Kruskal-Wallis, $p > 0,05$). A PERMANOVA mostrou que a estrutura da comunidade zooplanctônica não foi influenciada pelo período seco e chuvoso, mas diferiu entre os grupos de amostras (PERMANOVA, $F: 1.52308$, $p < 0,01$; Figura 3).

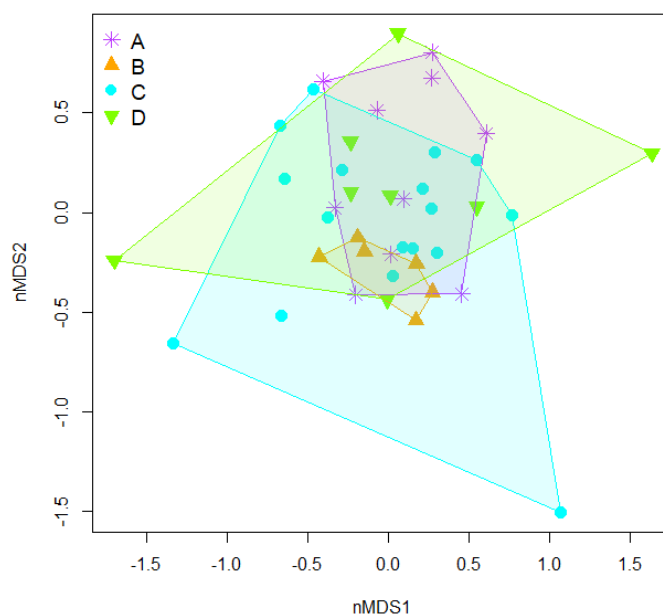


Figura 3: Escalonamento multidimensional não métrico baseado na composição do zooplâncton em função dos grupos de amostras formados pela análise de ordenamento (cluster) nos anos de 2018/2019 (A= Grupo de amostras A; B= Grupo de amostras B; C= Grupo de amostras C; D= Grupo de amostras D).

A RDA aplicada para investigar padrões na variabilidade da riqueza, abundância, diversidade de Shannon e equitabilidade do zooplâncton (variáveis resposta) em função das variáveis limnológicas e metais (variáveis explicativas) não apresentou um resultado significativo (ANOVA, $p > 0,05$). A análise de SIMPER mostrou as espécies que contribuíram com mais de 70% para a diferenciação dos grupos de amostras formados pela análise de ordenamento (Tabela 5). Pelos gráficos de abundância relativa de tais espécies (Material suplementar 2), é possível observar a maior contribuição dos copépodos *Notodiaptomus conifer*, *Notodiaptomus iheringi*, *Mesocyclops longisetus* e *Thermocyclops minutus* nos períodos seco e chuvoso para o grupo de amostras B.

Tabela 5: Abundância das espécies (ind L⁻¹) selecionadas pela análise de SIMPER por grupo de amostra (mínimo, máximo, média ± desvio padrão) no período seco e chuvoso do ano de 2018/2019. (A= Grupo de amostras A, B= Grupo de amostras B, C= Grupo de amostras C, D= Grupo de amostras D, Min= mínimo, máx= máximo, sd= desvio padrão).

Espécie	A		B		C		D	
	Min-máx.	Média ± sd	Min-máx.	Média ± sd	Min-máx.	Média ± sd	Min-máx.	Média ± sd
Período chuvoso								
<i>Bdelloida</i>	0-0.1	0 ± 0.1	0-0.8	0.3 ± 0.5	0-0.9	0.3 ± 0.3	0-0.7	0.3 ± 0.4
<i>Conochilus</i> sp	-	-	0-0.2	0.1 ± 0.1	0-0.1	-	-	-
<i>Keratella cochlearis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lecane proiecta</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Daphnia gessneri</i>	0-0.1	-	-	-	0-0.2	0 ± 0.1	-	-
<i>Diaphanosoma birgei</i>	0-0.4	0.1 ± 0.2	0-3	1.5 ± 1.5	0-0.9	0.1 ± 0.3	0-1.4	0.5 ± 0.8
<i>Brachionus dolabratus</i>	0-0.1	0 ± 0.1	0-0	0	0-11.4	1.4 ± 4	0-0	0
<i>Thermocyclops minutus</i>	0-0.3	0.1 ± 0.1	0-3.1	2 ± 1.7	0-1.9	0.4 ± 0.7	0-1.5	0.5 ± 0.9
<i>Eucyclops elegans</i>	0-0.2	0.1 ± 0.1	-	-	0-4.5	0.7 ± 1.6	-	-
<i>Mesocyclops longisetus</i>	0-0.5	0.1 ± 0.2	-	-	0-0.6	0.1 ± 0.2	-	-
<i>Notodiaptomus isabelae</i>	0-0.3	0.1 ± 0.1	-	-	0-0.7	0.1 ± 0.2	0-0.1	0 ± 0.1
<i>Notodiaptomus conifer</i>	0-2	0.6 ± 0.9	3.4-26.8	11.5 ± 13.2	0-1.9	0.7 ± 0.7	0-1	0.6 ± 0.5
<i>Notodiaptomus iheringi</i>	0-0.8	0.3 ± 0.4	0-4.4	1.7 ± 2.3	0-1.3	0.3 ± 0.5	-	-
Outros	0.1-2	0.7 ± 0.8	2.7-6.6	4.3 ± 2	0-2.5	1 ± 1	0.5-0.9	0.8 ± 0.2
Período seco								
<i>Bdelloida</i>	0-0.1	-	0-0.3	0.1 ± 0.2	0-0.4	0.1 ± 0.1	0-0.2	0.1 ± 0.1
<i>Conochilus</i> sp	0-2.1	0.4 ± 0.9	0-0.2	0.1 ± 0.1	0-2.2	0.2 ± 0.7	-	-
<i>Keratella cochlearis</i>	-	-	-	-	0-6.5	0.7 ± 2.2	-	-
<i>Lecane proiecta</i>	-	-	-	-	-	-	0-2.6	0.5 ± 1.1
<i>Daphnia gessneri</i>	0-7.6	1.5 ± 3.4	-	-	0-0.6	0.1 ± 0.2	0-0.1	-
<i>Diaphanosoma birgei</i>	0-1	0.2 ± 0.5	0-0.5	0.2 ± 0.3	0-0.4	0 ± 0.1	-	-
<i>Brachionus dolabratus</i>	0-0.1	-	0-1.1	0.4 ± 0.6	0-0.5	0.1 ± 0.2	-	-

<i>Thermocyclops minutus</i>	0-4.4	0.9 ± 2	0-16.1	5.4 ± 9.3	0-2.9	0.4 ± 1	0-0.3	0.1 ± 0.1
<i>Eucyclops elegans</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Mesocyclops longisetus</i>	0-0.1	-	0-16.1	5.4 ± 9.3	0-0.4	0 ± 0.1	-	-
<i>Notodiaptomus isabelae</i>	0-1.4	0.3 ± 0.6	0-1.6	0.5 ± 0.9	0-1.3	0.2 ± 0.4	0-0.5	0.1 ± 0.2
<i>Notodiaptomus conifer</i>	0-4.1	1.3 ± 1.7	1.6-9	6.4 ± 4.2	0-2.5	0.4 ± 0.8	0-0.8	0.3 ± 0.3
<i>Notodiaptomus iheringi</i>	0-1	0.4 ± 0.5	1-8.7	3.8 ± 4.3	0-1.3	0.4 ± 0.5	0-0.2	0.1 ± 0.1
Outros	0.2-15.4	3.5 ± 6.7	0-13	5.1 ± 7	0-3.3	1 ± 1.1	0.1-1.1	0.4 ± 0.4

A RDA aplicada para investigar padrões na variabilidade da abundância das espécies selecionadas pela análise de SIMPER (variáveis resposta) em função dos dados limnológicos e metais (variáveis explicativas) apresentou resultado significativo (ANOVA, F: 1.398, $p < 0,05$; Figura 4). *Notodiaptomus conifer* e *Diaphanosoma birgei* foram mais associadas com a clorofila-a e carbono orgânico total. Bdelloidea, *Lecane proiecta*, *Notodiaptomus isabelae*, e *Termocyclops minutus* foram mais associados ao fósforo total e turbidez. *Conochilus* sp e *Daphnia gessneri* foram mais associadas com o alumínio e zinco e o rotífero *Keratella cochlearis* com o ferro.

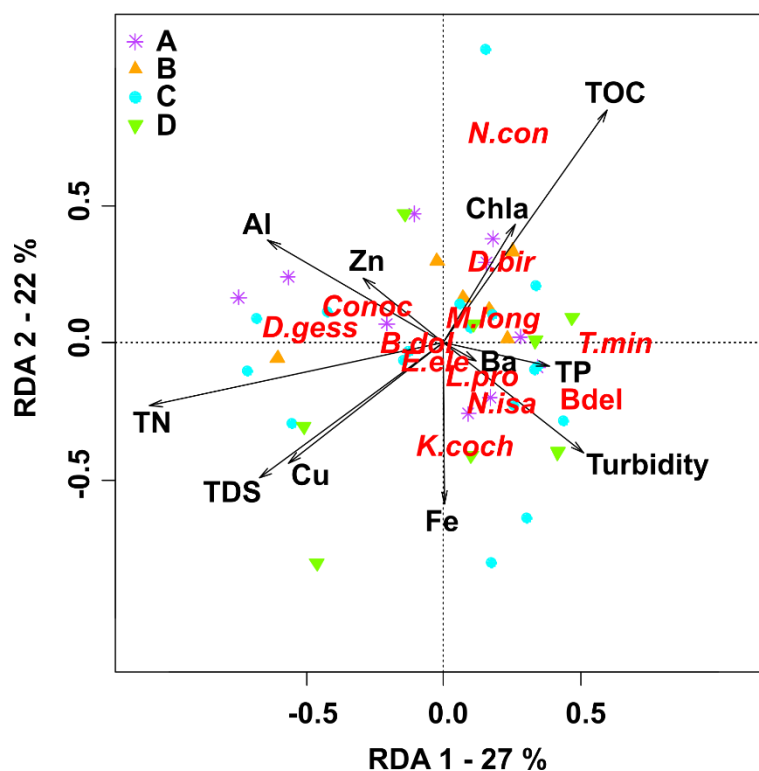


Figura 4: RDA entre os grupos de amostras, variáveis limnológicas e espécies selecionadas pelo SIMPER. (A= Grupo A, B= Grupo B, C= Grupo C; D= Grupo D, Turbidity= turbidez, TDS= sólidos totais dissolvidos, Chl-a= clorofila-a, TP= fósforo total, TOC= carbono orgânico total, TN= nitrogênio total, Al=alumínio, Ba= bário, Cu=cobre, Fe= Ferro, Zn= zinco, Bdel= Bdelloidea, *Conc*= *Conochilus*, *k.coch*= *Keratella cochlearis*, *L.pro*= *Lecane proiecta*, *D.gess*= *Daphnia gessneri*, *D.birg*= *Diaphanosoma birgei*, *B.dol*= *Brachionus dolabratus*, *T.min*= *Thermocyclops minutus*, *E.ele*= *Eucyclops elegans*, *M.long*= *Mesocyclops longisetus*, *N.isa*= *Notodiaptomus isabelae*, *N.con*= *Notodiaptomus conifer*, *N.ihe*= *Notodiaptomus iheringi*,

3- Diversidade funcional do zooplâncton

O dendrograma mostrou a formação de nove grupos funcionais de organismos zooplanctônicos:

G1- Copépodes calanóides limnéticos, filtradores, com tempo de vida longo e alta capacidade de escape do predador. São organismos herbívoros com reprodução sexuada, produzem ovos de resistência e são do mesozooplâncton.

G2- Copépodes ciclopóides litorâneos, raptoriais, com tempo de vida longo e alta capacidade de escape do predador. São organismos onívoros, com reprodução sexuada e sem produção de ovos de resistência. São do mesozooplâncton;

G3- Copépodes ciclopóides limnéticos, raptoriais, com tempo de vida longo e alta capacidade de escape do predador. São organismos onívoros, com reprodução sexuada e sem produção de ovos de resistência. São do mesozooplâncton;

G4- Cladóceros limnéticos, filtradores e com escape baixo, são herbívoros do mesozooplâncton com curto tempo de vida, possuem reprodução assexuada e produção de ovos de resistência;

G5- Cladóceros limnéticos, filtradores e com escape alto, são herbívoros do mesozooplâncton com curto tempo de vida, possuem reprodução assexuada e produção de ovos de resistência;

G6- Cladóceros raspadores com escape ausente, baixo e alto e rotíferos sugadores com escape ausente, litorâneos, herbívoros, com tempo de vida curto, reprodução assexuada e produção de ovos de resistência. São organismos do mesozooplâncton;

G7- Rotíferos filtradores, litorâneos, com curto tempo de vida e escape do predador ausente. São herbívoros, com reprodução assexuada e produção de ovos de resistência. São do microzooplâncton;

G8- Rotíferos filtradores, limnéticos, com curto tempo de vida e escape do predador ausente. São herbívoros, com reprodução assexuada e produção de ovos de resistência. São do mesozooplâncton;

G9- Rotíferos limnéticos filtradores e sugadores, com curto tempo de vida e escape do predador ausente. São herbívoros, com reprodução assexuada e produção de ovos de resistência. São do microzooplâncton. (Figura 5)

Rotíferos, cladóceros e copépodes ficaram separados em diferentes grupos, com exceção do grupo G6, composto por dez espécies de cladocera e dois grupos de rotíferos, sem aparente conexão de traços funcionais.

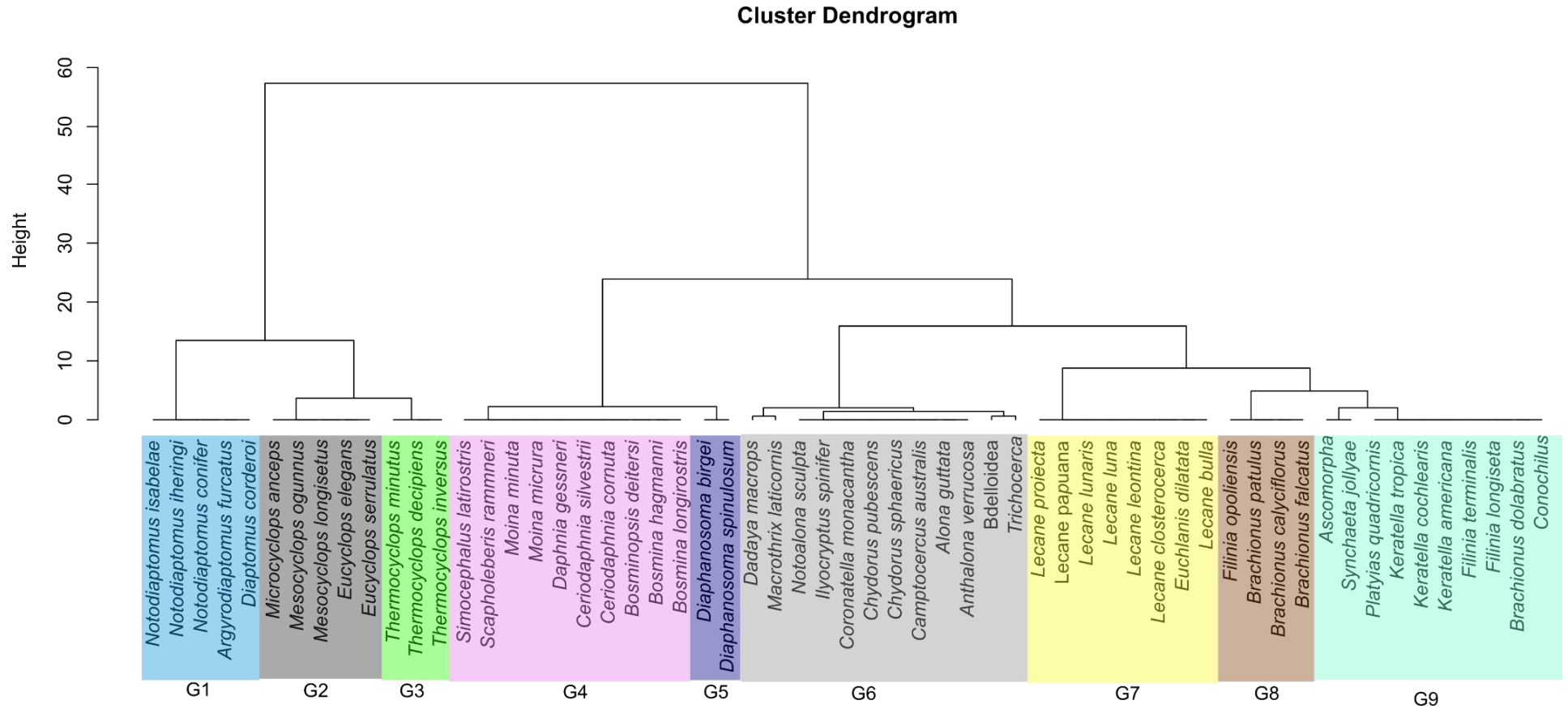


Figura 5: Dendrograma baseado na abundância de espécies para determinação dos grupos funcionais. (G1- Copépodes calanóides limnéticos; G2- Copépodes ciclopoídes litorâneos; G3- Copépodes ciclopoídes limnéticos; G4- Cladóceros limnéticos com escapa baixo; G5- Cladóceros limnéticos com escape alto; G6- Cladóceros raspadores e rotíferos litorâneos; G7- Rotíferos litorâneos do microzooplâncton; G8- Rotíferos limnéticas do mesozoplâncton e G9- Rotíferos limnéticos filtradores e sugadores do microzooplâncton).

A análise dos gráficos de abundância relativa permitiu avaliar a distribuição dos traços funcionais por grupo de amostras. As espécies com hábito limnético, herbívoros, com tipo de alimentação filtrador e raptorial, com tempo de vida longo, que produzem ovos de resistência, com alta capacidade de escape, com reprodução sexuada e com tamanho corporal do mesozooplâncton foram mais abundantes em todas as estações de coleta da calha fluvial do Rio Doce (Anexos 2-9).

Pela análise da PCoA foi gerado um espaço funcional que inclui todas as espécies presentes na comunidade (Figura 6), no qual a formação pentagonal é a representação visual de toda a riqueza funcional. Para os rotíferos, as espécies do gênero *Keratella*, *Filinia longiseta*, *F. terminalis*, *Conochilus*, *Platyias* e *Brachionus dolabratus* compartilham o tipo de habitat, tipo de alimentação, escape de predador, reprodução, produção de ovos de resistência e o tamanho do corpo. Os rotíferos do gênero *Synchaeta* e *Ascomorpha* diferenciam-se dos demais pelo tipo de alimentação. *Filinia opolienis* e as demais espécie de rotíferos do gênero *Brachionus* compartilham do mesmo tamanho corporal, enquanto as espécies do gênero *Lecane*, *Euchlanis*, *Trichocerca* e *Bdelloidea* compartilham do mesmo habitat.

Para os cladóceros as espécies do gênero *Antholona*, *Alona*, *Notoalona*, *Ilyocryptus*, *Chydorus*, *Coronatella*, *Camptocercus*, *Dadaya* e *Macrothrix* compartilham do habitat, tipo de alimentação, tamanho corporal, reprodução, grupo trófico e produção de ovos de resistência. As espécies representantes do gênero *Bosmina*, *Bosminopsis*, *Ceriodaphnia*, *Daphnia*, *Moina*, *Scapholeberis*, *Simocephalus*, e *Diaphanosoma* diferenciam-se dos demais pelo habitat e tipo de alimentação (Figura 6). Os copépodes representados pelos gêneros *Thermocyclops*, *Mesocyclops*, *Microcyclops* e *Eucyclops* compartilham características como: grupo trófico, alimentação, tempo de vida, escape do predador, tamanho corporal e reprodução. Já os representantes do gênero *Notodiaptomus*, *Argyrodiaptomus*, *Diaptomus* se diferem dos demais pelo tipo de alimentação e grupo trófico (Figura 6).

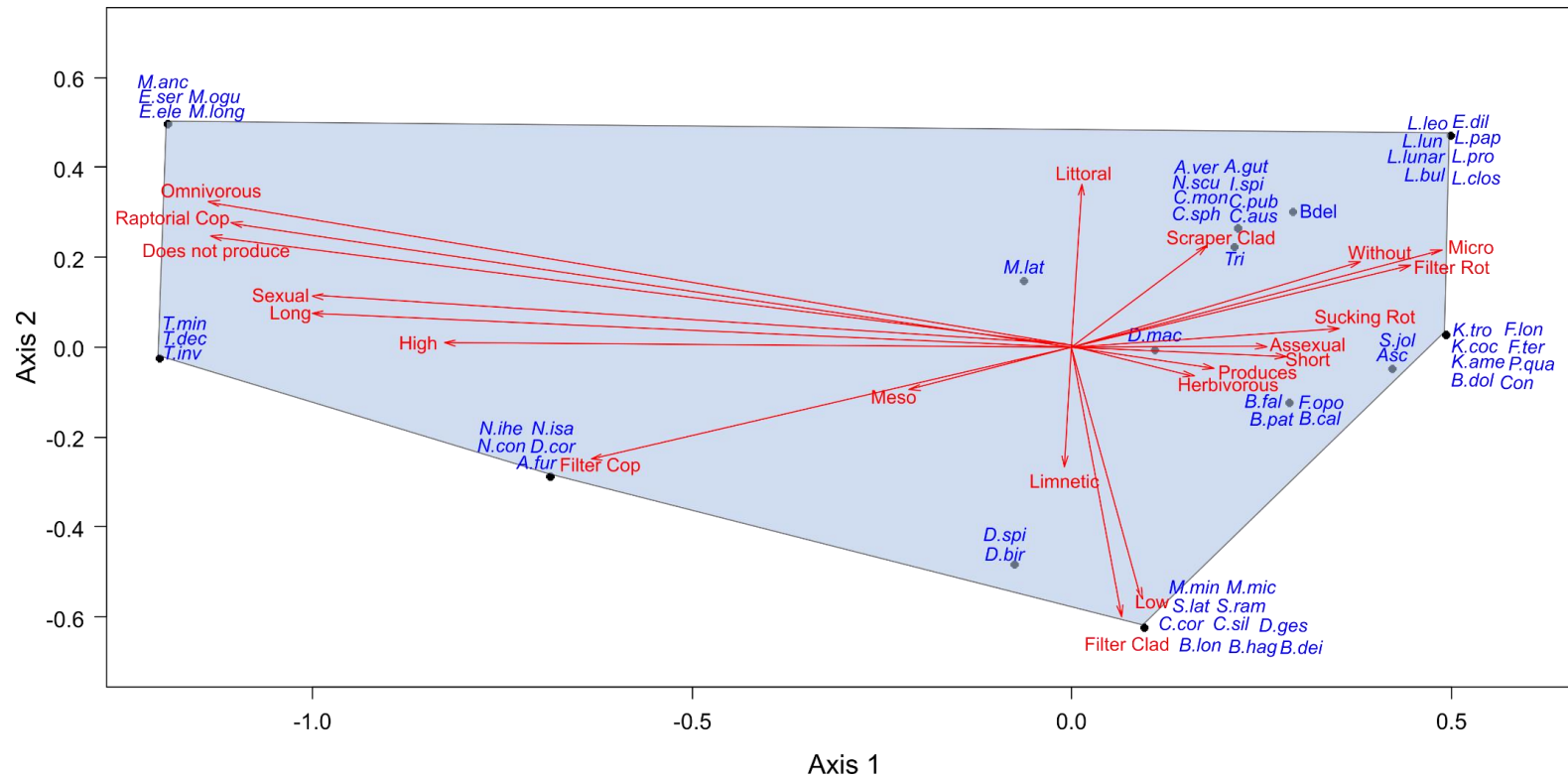


Figura 6: PCoA indicando a formação do espaço funcional da comunidade zooplancônica. Asc = Ascomorpha; A.gut= *Alona guttata*; A.ver= *Anthalona verrucosa*; A.fur= *Argyrodiaptomus furcatus*; Bdel= Bdelloidea; B.hag= *Bosmina hagmanni*; B.lon= *Bosmina longirostris*; B.dei= *Bosminopsis deitersi*; B.cal= *Brachionus calyciflorus*; B.dol= *Brachionus dolabratus*; B.fal= *Brachionus falcatus*; B.pat= *Brachionus patulus*; C.aus= *Camptocercus australis*; C.cor= *Ceriodaphnia cornuta*; C.sil= *Ceriodaphnia silvestrii*; C.sph= *Chydorus sphaericus*; C.pub= *Chydorus pubescens*; Co= *Conochilus*; C.mon= *Coronatella monacantha*; D.mac= *Dadaya macrops*; D.ges= *Daphnia gessneri*; D.bir= *Diaphanosoma birgei*; D.spi= *Diaphanosoma spinulosum*; D.cor= *Diaptomus corderoi*; E.dil= *Euchlanis dilatata*; E.ele= *Eucyclops cf elegans*; E.ser= *Eucyclops serrulatus*; F.long= *Filinia longiseta*; F.opol= *Filinia opoliensis*; F.term= *Filinia terminalis*; I.spi= *Ilyocryptus spinifer*; K.ame= *Keratella americana*; K.coch= *Keratella cochlearis*; K.tro= *Keratella tropica*; L.bul= *Lecane bulla*; L.clos= *Lecane closterocerca*; L.leo= *Lecane leontina*; L.lun= *Lecane luna*; L.lunar= *Lecane lunaris*; L.pap= *Lecane papuana*; L.pro= *Lecane proietta*; M.lat= *Macrothrix laticornis*; M.long= *Mesocyclops cf longisetus*; M.ogu= *Mesocyclops ogunnus*; M.anc= *Microcyclops anceps*; M.mic= *Moina micrura*; M.min= *Moina minuta*; N.scu= *Notoalona sculpta*; N.con= *Notodiaptomus conifer*; N.ihe= *Notodiaptomus iheringi*; N.isa= *Notodiaptomus isabelae*; P.qua= *Platyas quadricornis*; S.ram= *Scapholeberis rammneri*; S.lat= *Simocephalus latirostris*; S.jol= *Synchaeta jollyae*; T.dec= *Thermocyclops decipiens*; T.inv= *Thermocyclops inversus*; T.min= *Thermocyclops minutus*; Tri= *Trichocerca*.

Os grupos funcionais G1 e G5, constituídos majoritariamente por espécies mesozooplânctônicas filtradoras, apresentaram diferença entre os grupos de amostras (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$), tendo uma maior abundância no grupo B (Dunn, $p < 0,05$) (Material Suplementar 3). A RDA aplicada com a abundância dos grupos funcionais do zooplâncton (variáveis respostas) em função das variáveis limnológicas e metais (variáveis explicativas) apresentou resultado significativo (ANOVA, $F: 1.3679$, $p < 0.05$; Figura 7). O grupo funcional G9 (rotíferos) foi mais relacionado com o cobre, enquanto o G4 (cladóceros limnéticos) foi mais relacionado com o alumínio e o G1 (copépodes calanóides) com o zinco. Para as variáveis limnológicas, os grupos G2 (copépodes ciclopoídes epibentônico), G3 (copépodes ciclopoídes limnéticos) e G6 (cladóceros e rotíferos epibentônico) foram mais relacionados com a turbidez e G5 (cladóceros limnéticos) com o fósforo total (Figura 7).

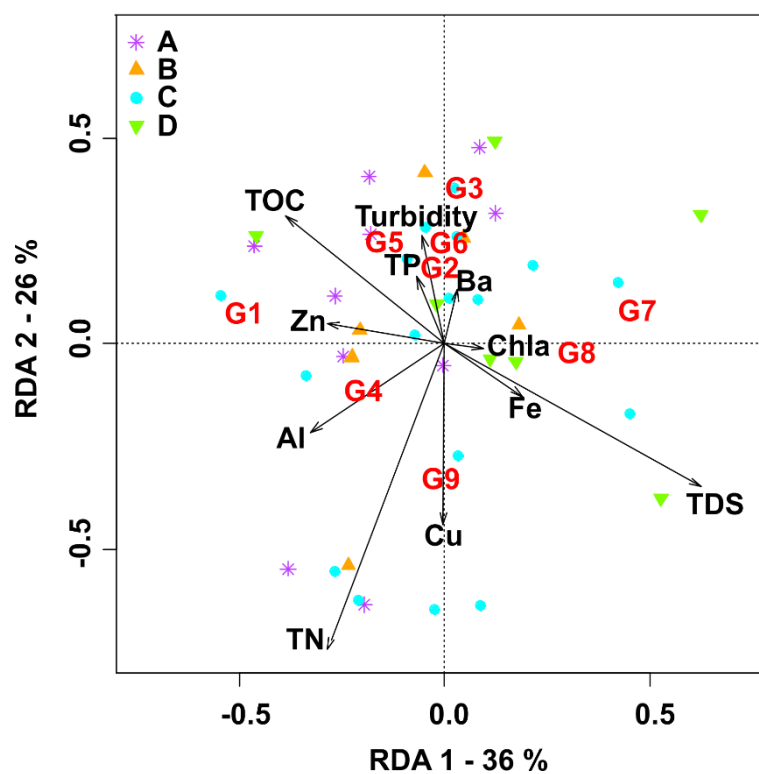


Figura 7: RDA entre os grupos de amostras, variáveis limnológicas e grupos funcionais. (A= Grupo A, B= Grupo B, C= Grupo C; D= Grupo D, Turbidity= turbidez, TDS= sólidos totais dissolvidos, Chl-a= clorofila-a, TP= fósforo total, TOC= carbono orgânico total, TN= nitrogênio total, Al=alumínio, Ba= bário, Cu=cobre, Fe= Ferro, Zn= zinco, G1- Copépodes calanóides limnéticos; G2- Copépodes ciclopoídes litorâneos; G3- Copépodes ciclopoídes limnéticos; G4- Cladóceros limnéticos com escape baixo; G5- Cladóceros limnéticos com escape alto; G6- Cladóceros raspadores e rotíferos litorâneos; G7- Rotíferos litorâneos do mesozooplâncton; G8- - Rotíferos limnéticas do mesozooplâncton e G9- Rotíferos limnéticos filtradores e sugadores do mesozooplâncton).

A riqueza funcional variou de 0,11 a 1,72 e a equitabilidade funcional variou de 0,05 a 0,82. A dispersão funcional variou de 0,01 a 0,44 e divergência funcional de 0,43 a 0,99. As médias e desvio padrão, por grupo de amostras e sazonalidade se encontram na tabela 3. A riqueza, equitabilidade, dispersão e divergência funcional foram testadas entre os grupos de amostras e não foram observadas diferenças significativas (Kruskal-Wallis, $p > 0,05$).

A RDA aplicada com os índices de diversidade funcional como variável resposta e variáveis limnológicas e metais como variáveis explicativas apresentou resultados significativos (ANOVA, $F: 1.8922$, $p < 0.05$; Figura 8). Os índices de riqueza, equitabilidade e divergência funcional estiveram mais associadas ao fósforo total, turbidez e carbono orgânico total. Entretanto, riqueza, equitabilidade, dispersão e divergência funcional foram negativamente relacionados com sólidos totais dissolvidos, fósforo total, alumínio, ferro e cobre (Figura 8).

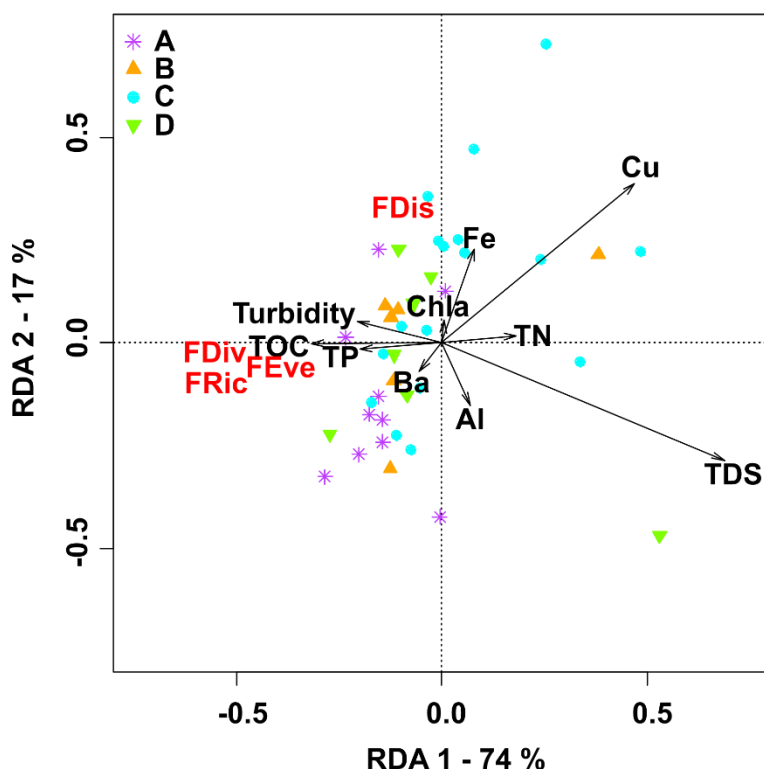


Figura 8: RDA entre os grupos de amostras, variáveis limnológicas e métricas de diversidade funcional. (A= Grupo A, B= Grupo B, C= Grupo C; D= Grupo D, Turbidity= turbidez, TDS= sólidos totais dissolvidos, Chl-a= clorofila-a, TP= fósforo total, TOC= carbono orgânico total, TN= nitrogênio total, Al=alumínio, Ba= bário, Cu=cobre, Fe= Ferro, Zn= zinco, FRic= Riqueza funcional, FEve=uniformidade funcional, FDiv=divergência funcional, FDis= dispersão funcional).

Os índices de diversidade funcional foram positivamente correlacionados com a abundância de alguns grupos funcionais (Correlação de Spearman, $p < 0.05$, Anexo 10): FRic respondeu positivamente ao G2, G3, G4, G5, G7 e G8 e FEve ao grupo G6. FDis respondeu positivamente ao G2, G3, G4, G6, G7 e G8 e FDiv ao G1 (Anexo 10).

Discussão

Nossos resultados indicaram que as variáveis limnológicas e os metais afetaram a diversidade taxonômica e funcional. A clorofila-a foi uma variável limnológica importante para a determinação da abundância total do zooplâncton e de alguns grupos funcionais. A relação do fósforo total com *Thermocyclops minutus* comprova a importância desta espécie como indicadora do estado oligotrófico do ecossistema. Os rotíferos *Conochilus* sp. e *Keratella cochlearis*, além dos grupos funcionais G1 (copépodes calanóides), G4 (cladóceros) e G9 (rotíferos) se mostraram mais resilientes ao rejeito de minério. Os índices de diversidade funcional foram mais sensíveis que os índices de diversidade taxonômica para detectar mudanças na comunidade zooplanctônica, sendo negativamente afetados pela presença de ferro, cobre e alumínio.

Composição do zooplâncton vs variáveis limnológicas e metais

A maior abundância total do zooplâncton encontrada no grupo B, em relação aos demais grupos de amostras formados pela análise de ordenamento, pode estar relacionada com a elevada concentração de clorofila-a registrada no mesmo grupo de amostras. A clorofila-a pode indicar uma potencial fonte de recursos alimentares disponíveis para o zooplâncton e alguns estudos que comprovam nossos achados relatam a importância dos recursos alimentares para a determinação da abundância de espécies zooplanctônicas e estrutura da comunidade, como por exemplo (Liang *et al.*, 2020; Braghin *et al.*, 2020; Perbiche-Neves *et al.*, 2021).

De forma geral, a riqueza do zooplâncton encontrada no Baixo Rio Doce foi relativamente baixa quando comparada com outros ambientes fluviais do Brasil. Por exemplo, alguns rios de diferentes regiões do Brasil apresentaram registros de até 142 espécies (Deosti *et al.*, 2021), 124 espécies (Brito *et al.*, 2015) e 92 espécies (Perbiche-Neves, Serafim-Júnior, *et al.*, 2012) do zooplâncton. Nestes estudos citados, foram encontradas maiores riqueza de rotíferos, seguidos por cladóceros e copépodes. No presente estudo a máxima diversidade do zooplâncton encontrada foi de 68 espécies,

entretanto, foi encontrado o mesmo padrão, com os rotíferos apresentando maior riqueza, em seguida os cladóceros e copépodes.

A maior riqueza dos rotíferos pode ser explicada pelas altas taxas de renovação, respondendo de forma rápida aos distúrbios ambientais, sendo considerados organismos oportunistas (De-Carli *et al.*, 2018). Alguns outros estudos também mostraram que os rotíferos são dominantes em ambientes lóticos (Gagneten and Paggi, 2008; Silva, 2015) e são organismos que podem prevalecer em ambientes contaminados por pesticidas (Havens and Hanazato, 1993). No presente estudo, é possível observar também que os rotíferos foram os organismos mais abundantes no ambiente impactado por rejeitos de minério.

Por outro lado, as espécies que apresentaram maior contribuição relativa no grupo de amostras B foram os copépodes calanóides e ciclopóides. Este resultado indica que este grupo de amostras apresentou uma maior dominância de espécies em relação aos demais grupos (A, C e D). Além disso, esse resultado sugere que a maior contribuição dos copépodes calanóides, pode estar relacionada com o fato das amostras desse grupo B apresentarem maior contribuição de clorofila-a. Como apontado por (Zaganini *et al.*, 2010), maiores concentrações de clorofila-a estão associadas a uma maior biomassa algal, favorecendo os grupos de herbívoros em suspensão.

As espécies selecionadas pela análise de SIMPER são comuns nos rios do Brasil e foram encontradas em diversos trabalhos (Brito *et al.*, 2015; Matsumura-Tundisi *et al.*, 2015; Bonecker *et al.*, 2001; Mitsuka and Henry, 2002; Ferraz *et al.*, 2009; Castilho *et al.*, 2016; Borges and Pedrozo, 2009; Perbiche-Neves, Serafim-Junior, *et al.*, 2012; Melo and Medeiros, 2013). A espécie *Diaphanosoma birgei*, selecionada pela análise de SIMPER, apresentou uma relação negativa com o cobre e essa associação apresentou o mesmo padrão encontrado por Gagneten and Paggi (2008), em um estudo realizado no rio Solado, na Argentina, que teve como objetivo analisar os efeitos da contaminação por metais pesados e a eutrofização no zooplâncton. Estes autores, relatam que as espécies de cladóceros foram as mais afetadas pelos efeitos dos metais pesados

A associação de algumas destas espécies como os rotíferos *Conochilus* e *Keratella cochlearis* com os metais pode ser explicada pelo fato destes organismos serem considerados r-estrategistas, com capacidade de se adaptar a diferentes ambientes (De-Carli *et al.*, 2018). Gagneten and Paggi (2008), também relatam que os metais pesados atuam facilitando a proliferação dos organismos r-estrategistas, selecionando aquelas espécies que são mais tolerantes. Desta forma, este resultado sugere que os rotíferos

Conochilus e *Keratella cochlearis* apresentam resiliência para tolerar as altas concentrações de metais na água, com potencial de bioindicação.

Nossos resultados sugerem que a associação do copepoda *Thermocyclops minutus* em áreas de maior concentração de fósforo pode estar relacionada a uma resposta aos eventos de eutrofização. O fósforo é considerado um nutriente limitante da produção fitoplanctônica, desta forma as altas concentrações deste nutriente são geralmente acompanhadas pela alta biomassa do fitoplâncton (Paerl, 2009). As espécies do gênero *Thermocyclops* geralmente são consideradas indicadoras do estado trófico do ecossistema, sendo a espécie *T. minutus* indicadora de ambientes mais oligotróficos (Silva, 2011; Perbiche-Neves *et al.*, 2016).

A relação de *Diaphanosoma birgei* com o carbono orgânico total na calha do Rio Doce segue o mesmo padrão encontrado do estudo realizado nos seis lagos atingidos pelos resíduos da barragem de Fundão (Santos *et al.*, 2021). Essa relação pode ser explicada pelo hábito alimentar destes organismos, que atuam removendo partes das frações de carbono orgânico total pelo consumo de detritos, bactérias e protozoários (Araújo and Pinto-Coelho, 1998).

A associação de *Notodiaptomus isabellae* com a turbidez não corrobora com o que dizem alguns pesquisadores. Meirinho e Pompêo (2015), sugerem que os copépodes calanóides são mais sensíveis a variações ambientais, como a eutrofização, aumento da concentração de material particulado, dentre outros. Nossos resultados seguem o mesmo padrão encontrado por De-Carli *et al.* (2018) em um estudo realizado com a comunidade zooplanctônica de reservatórios, com espécies deste gênero mais associadas a ambientes turvos e com maior concentração de material em suspensão. Resultados similares, associando espécies do gênero *Notodiaptomus* com a turbidez, foram encontrados nas lagoas atingidas com o rejeito de minério da barragem de Fundão (Santos *et al.*, 2021) e, este resultado corresponde com o que dizem os autores, indicando que os copépodes calanóides são tolerantes a algumas restrições ambientais, dentre elas, o aumento da turbidez.

Diversidade funcional vs variáveis limnológicas e metais

Os grupos funcionais (G1 e G5) que apresentaram maior abundância no grupo B têm como características comuns o tamanho corporal, habitat e o grupo trófico. A alta disponibilidade de clorofila-a no grupo de amostras B pode estar associada a essa alta abundância desses cladóceros e copépodes calanóides. Como mostrado por Sodré and Bozelli (2019), a quantidade de recurso disponível no ambiente tem uma relação positiva com o aumento do tamanho corpóreo do zooplâncton. Além disso, alguns estudos mostram que a alta disponibilidade de recursos alimentares no ecossistema, favorece o estabelecimento e desenvolvimento das comunidades zooplânctônicas (Simões *et al.*, 2012; Lansac-Tôha *et al.*, 2009)

A relação dos rotíferos limnéticos (G9) com o cobre mostra a tolerância de algumas espécies com os contaminantes. Gusmão (2004) mostra que, apesar de ser sensível a contaminação por cobre, as espécies de rotíferos mais sensíveis, como as espécies do gênero *Collotheca*, foram substituídas por espécies mais resistentes ao contaminante, como por exemplo espécies do gênero *Filinia* e *Keratella* (gêneros presentes em G9). Shen *et al.* (2021) mostram que os rotíferos podem ser abundantes em áreas com maior grau de contaminação por metais pesados, com a comunidade composta por espécies do gênero *Keratella*, *Brachionus* e *Asplanchna*. Isso pode explicar a associação deste grupo funcional com o metal, uma vez que o G9 é composto por algumas espécies destes gêneros.

A associação de G4 com o alumínio pode ser explicada pelo fato de algumas espécies de cladóceros serem mais tolerantes que outras, possuindo assim, a capacidade de se tornarem resilientes em ambientes impactados. Os cladóceros são considerados organismos menos tolerantes a contaminação por metais pesados, sendo objetos de diversos testes de toxicidade (Gagneten and Paggi, 2008). Entretanto, algumas espécies podem ser mais tolerantes a alguns metais, como no caso do estudo de Pérez-Legaspi *et al.* (2017), que mostram que a tolerância de *Ceriodaphnia cornuta* foi maior para o alumínio, em relação ao cobre, cádmio, chumbo e cromo. Algumas outras espécies como *Bosmina longirostris* e *Chydorus sphaericus* também se mostraram tolerantes ao alumínio em um estudo realizado em mesocosmos, com o intuito de avaliar o papel da toxicidade do alumínio nas comunidades zooplânctônicas (Havens and Heath, 1989).

A associação de copépodes calanóides (G1) com o zinco pode ser explicada pela maior resistência das formas adultas de calanóides, pois, no presente estudo não foram

consideradas as formas mais jovens dos copépodes, para a análise da diversidade funcional. Isso é comprovado pelo estudo de Okumura (2011), mostrando que, apesar de não serem observadas diferenças estatísticas, a sensibilidade dos copépodes diminui à medida que o estágio de desenvolvimentos das formas calanóides se torna mais avançado. O mesmo padrão com copépodes calanóides adultos mais resistentes, foi encontrado em Rocha *et al.* (1985).

A associação dos grupos G2, G3, G5 e G6 com a concentração de fósforo total e turbidez pode ser explicada pelo tipo de alimentação destes organismos que possibilita a ocorrência desses organismos em ambientes com menor concentração de recursos alimentares de qualidade, uma vez que o aumento da concentração de fósforo e turbidez está relacionado a limitação da produção primária fitoplanctônica e maiores concentrações de carbono orgânico total (Wietzel, 1995; Sodré, 2014).

De acordo com alguns estudos (Coelho and Henry, 2020; Villéger *et al.*, 2008)   esperado que haja uma rela o positiva entre a riqueza taxonômica e o  ndice de riqueza funcional, pois quanto maior o número de espécies encontradas, maior a chance de encontrar alguma que apresente a combina o de traços distinta das demais, aumentando a diversidade funcional. Apesar de não ser observada diferença significativa,   possível observar que os maiores valores de riqueza funcional foram observados nos grupos de amostras B (1,72) e C (1,72). Estes grupos são também caracterizados pelo maior aporte de clorofila-a e, este resultado corrobora com o trabalho de Braghin *et al.* (2020), que avalia as tendências temporais na estrutura funcional do zooplâncton, mostrando que a riqueza funcional está positivamente relacionada com aumentos na concentra o de clorofila-a.

O elevado valor de equitabilidade funcional (0,8) sugere que espécies que apresentam características funcionais semelhantes apresentaram distribui o regular dentro do espaço funcional. Esse resultado pode também indicar que as espécies presentes na comunidade são funcionalmente redundantes, ou seja, mesmo que ocorra uma perda local de espécies, não ocorrerá deple o do espaço funcional do ecossistema (Fonseca and Ganade, 2001). O mesmo padrão foi mostrado por Braghin (2019), com os ambientes l ticos possuindo uma maior propor o de espécies redundantes. Os valores de divergência funcional (máximo 0,99) encontrados no rio Doce indicam que está havendo baixa competi o por recursos (Mason *et al.*, 2005) e um alto grau de diferencia o de nicho (Mouchet *et al.*, 2010).

Os baixos valores de dispersão funcional indicam que as espécies da comunidade possuem combinações de traços funcionais mais parecidas. O mesmo padrão foi encontrado em um estudo que avalia a estabilidade de ecossistemas em uma planície de inundação neotropical, com baixos valores de dispersão funcional gerado por espécies funcionalmente semelhantes (Setubal, 2014). Em um estudo que avalia os padrões de diversidade da comunidade zooplânctonica em rios amazônicos (Silva, 2015), os valores de dispersão funcional foram baixos, sugerindo a atuação de filtros ambientais que selecionam as espécies que são funcionalmente mais semelhantes.

Apesar dos metais traços serem biologicamente e fisiologicamente essenciais para os organismos em baixas concentrações, esses metais podem gerar um efeito contrário a diversidade, biomassa, densidade e equitabilidade das espécies quando estão em altas concentrações (Gagneten and Paggi, 2008). As lagoas atingidas pelo rejeito de minério da barragem de Fundão, apresentaram resultados similares com a riqueza do zooplâncton sendo negativamente relacionada com ferro, zinco e vanádio. Os autores sugerem que a presença do rejeito de metal pode ser considerado um filtro ambiental importante para a estrutura das comunidades (Santos *et al.*, 2021).

Como mostrado por Gusmão (2004), a contaminação por metais pode alterar a abundância, a produção dos ovos de resistência e reduzir as taxas de desenvolvimento das espécies. Em um estudo que avaliou os efeitos do rejeito de minério em um banco de ovos de resistência, Santos *et al.* (2021) mostraram que o rejeito, enriquecido com ferro, afeta negativamente a abundância e a riqueza de filhotes eclodidos do banco de ovos de resistência e ainda revelou a incapacidade de algumas espécies eclodirem.

Nossos resultados também sugerem que a abundância de alguns grupos funcionais promove o aumento dos índices funcionais e conseqüentemente da diversidade funcional. Copépodes calanóides promovem o aumento da divergência funcional, cladóceros e rotíferos promovem o aumento da equitabilidade funcional. Copépodes ciclopóides, cladoceros limneticos e rotíferos limneticos e litorâneos promove um o aumento da riqueza funcional e dispersão funcional, desta forma, o incremento da abundância dos organismos pode aumentar a diversidade funcional.

Conclusão

A clorofila-a mostrou ser uma variável limnológica importante para o estabelecimento e desenvolvimento das comunidades zooplanctônicas no ambiente fluvial, especialmente dos copépodes calanóides. Com o aumento da concentração dos metais no rio Doce, alguns organismos se mostraram mais tolerantes nos locais com maior concentração de elementos metálicos associados ao rejeito, como por exemplo os rotíferos *Conochilus* sp. e *Keratella cochlearis*. A maior riqueza de rotíferos registrada no Baixo Rio Doce pode ser explicada por esses organismos possuírem maior taxa de renovação que outros grupos do zooplâncton e pela maior resistência de rotíferos a ação de poluentes, como os metais.

A diversidade funcional mostrou ser mais sensível que a diversidade taxonômica ao detectar mudanças na comunidade estudada, devido a associação negativa dos índices de diversidade funcional com o rejeito de minério. Essa associação negativa indica que estes elementos podem diminuir a diversidade de atributos funcionais, fazendo com que a comunidade fosse composta por espécies que possuem características funcionais mais similares, ou seja, espécies mais redundantes, que, conseqüentemente, diminui o espaço funcional ocupado pelas espécies. Além disso, esta redundância funcional pode indicar a atuação do rejeito de minério como um filtro ambiental neste ambiente.

Desta forma, nossos resultados comprovam que a comunidade zooplanctônica do baixo Rio Doce foi afetada pelo rejeito de minério, tendo sido observada significativa diminuição da diversidade funcional nas áreas com maior concentração de contaminantes associados ao rejeito (Al, Cu, Fe, Zn).

Referências

- Alekseev, V. R. *et al.* (2007) *Diapause in Aquatic Invertebrates- Theory and human use*. Springer.
- Andrades, R. *et al.* (2020) Early evidences of niche shifts in estuarine fishes following one of the world's largest mining dam disasters. *Mar. Pollut. Bull.*, **154**, 1–5.
- Araújo, M. A. R. and Pinto-Coelho, R. M. (1998) Produção e consumo de carbono orgânico na comunidade planctônica da represa da Pampulha, Minas Gerais, Brasil. *Rev. Bras. Biol.*, **58**, 405–416.
- Bonecker, C. C. *et al.* (2001) The temporal distribution pattern of copepods in Corumbá Reservoir, State of Goiás, Brazil. *Copepoda Dev. Ecol. Biol. Syst.*, **453**, 375–384.
- Borges, M. G. and Pedrozo, C. S. (2009) Zooplankton (Cladocera, Copepoda and Rotifera) richness, diversity and abundance variations in the Jacuí Delta, RS, Brazil, in response to the fluviometric level Variações da riqueza, diversidade e abundância do zooplâncton (Cladocera, Copepoda e Rotifera) do Delta do Jacuí, RS, Brasil, em resposta ao nível fluviométrico. *Biol. Limnol.*, **21**, 101–110.
- Bozelli, R. L. (1998) Influences of suspended inorganic matter on carbon ingestion and incorporation rates of two tropical cladocerans, *Diaphanosoma birgei* and *Moina minuta*. *Arch. für Hydrobiol.*, **142**, 451–465.
- Braghin, L. de S. M. (2019) Estruturação funcional do zooplâncton no espaço e no tempo em uma planície de inundação Neotropical.
- Braghin, L. de S. M. *et al.* (2020) Food availability, depth, and turbidity drive zooplankton functional diversity over time in a Neotropical floodplain. *Aquat. Sci. 2020 831*, **83**, 1–11.
- Brito, S. *et al.* (2015) A checklist for the zooplankton of the Middle Xingu – an Amazon River system. *Brazilian J. Biol.*, **75**, 55–64.
- Carvalho, N. de O. (2008) *Hidrossedimentologia prática*. 2nd ed. Interciência, Rio de Janeiro .
- Castilho, M. C. de A. *et al.* (2016) Quantifying zooplankton species: use of richness estimators. *Iheringia. Série Zool.*, **106**, 1–8.
- Cianciaruso, M. V. *et al.* (2009) Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotrop.*, **9**, 93–103.
- Coelho, A. L. N. (2009) Bacia hidrográfica do Rio Doce(MG/ES): uma análise socioambiental integrada. *Geografares*, **7**, 131–146.
- Coelho, P. N. and Henry, R. (2020) Functional groups of microcrustaceans along a horizontal gradient in a Neotropical lake colonized by macrophytes. *Aquat. Sci. 2020 831*, **83**, 1–13.
- Costa, P. G. *et al.* (2021) Temporal and spatial variations in metals and arsenic contamination in water, sediment and biota of freshwater, marine and coastal environments after the Fundão dam failure. *Sci. Total Environ.*
- De-Carli, B. P. *et al.* (2018) Comunidade zooplanctônica e sua relação com a qualidade da água em reservatórios do Estado de São Paulo. *Iheringia. Série Zool.*, **108**, 1–11.

- Díaz, S. and Cabido, M. (2001) Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends Ecol. Evol.*, **16**, 646–655.
- Elmoor-Loureiro, L. M. (1997) *Manual de indentificacao de cladóceros límnicos do Brasil*. Universa.
- Ferraz, H. D. A. *et al.* (2009) Zooplankton of an urban stretch, Itapecerica river, Divinópolis, Minas Gerais, Brazil. *Check List*, **5**, 890–894.
- de Filippo, R. (2000) Impactos ambientais sobre os ecossistemas aquáticos. *Inf. Agropecuário*, **21**, 45–53.
- Fonseca, C. R. and Ganade, G. (2001) Species functional redundancy, random extinctions and the stability of ecosystems. *J. Ecol.*, **89**, 118–125.
- Gagneten, A. M. and Paggi, J. C. (2008) Effects of Heavy Metal Contamination (Cr, Cu, Pb, Cd) and Eutrophication on Zooplankton in the Lower Basin of the Salado River (Argentina). *Water, Air, Soil Pollut.* , **198**, 317–334.
- Giroto, L. *et al.* (2020) Acute and Chronic Effects on Tadpoles (*Lithobates catesbeianus*) Exposed to Mining Tailings from the Dam Rupture in Mariana, MG (Brazil). *Water, Air, Soil Pollut.* 2020 2317, **231**, 1–15.
- Gomes, L. E. de O. *et al.* (2017) The impacts of the Samarco mine tailing spill on the Rio Doce estuary, Eastern Brazil. *Mar. Pollut. Bull.*, **120**, 28–36.
- Gower, J. C. (1966) Some Distance Properties of Latent Root and Vector Methods Used in Multivariate Analysis. *Biometrika*, **53**, 325–338.
- Gusmão, L. F. M. (2004) Efeitos do Cobre e Cromo na Comunidade Zooplanctônica: Um Estudo Experimental em Mesocosmos .
- Havens, K. E. and Hanazato, T. (1993) Zooplankton community responses to chemical stressors: A comparison of results from acidification and pesticide contamination research. *Environ. Pollut.*, **82**, 277–288.
- Havens, K. E. and Heath, R. T. (1989) Acid and aluminum effects on freshwater zooplankton: An in situ Mesocosm study. *Environ. Pollut.*, **62**, 195–211.
- Hollwedel, W. *et al.* (2003) (PDF) Cladocera (Crustacea: Branchiopoda) from the Pantanal (Brazil). *Arthropoda Sel.*, **12**, 67–93.
- IBGE | Censo 2010 (2010).
- Jespersen, A. M. and Christoffersen, K. (1987) Measurements of chlorophyll a from phytoplankton using ethanol as extraction solvent. *Arch. fuer Hydrobiol.*, **109**, 445–454.
- Josué, I. I. P. (2017) Zooplâncton como indicador da restauração de ambiente aquático impactado pela atividade de mineração: É possível recuperar a diversidade de funções .
- Koste, W. (1978) *Rotatoria : die Rädertiere Mitteleuropas : ein Bestimmungswerk : Überordnung Monogononta* . Bortraeger, Berlin.
- Kumar, S. *et al.* (2019) C-equivalent correction factor for soil organic carbon inventory by wet oxidation, dry combustion and loss on ignition methods in Himalayan region.

- J. Earth Syst. Sci.*, **128**, 1–10.
- Laliberté, E. *et al.* (2014) Measuring functional diversity (FD) from multiple traits, and other tools for functional ecology. 1–28.
- Laliberté, E. and Legendre, P. (2010) A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, **91**, 299–305.
- Lansac-Tôha, F. A. *et al.* (2009) Biodiversity of zooplankton communities in the Upper Paraná River floodplain: interannual variation from long-term studies. *Brazilian J. Biol.*, **69**, 539–549.
- Liang, D. *et al.* (2020) Biological indicators of ecological quality in typical urban river-lake ecosystems: The planktonic rotifer community and its response to environmental factors. *Ecol. Indic.*, **112**, 106–127.
- Lim, J. H. *et al.* (2017) Quantification of impurities in carbon nanotubes: Development of ICP-MS sample preparation methods. *Mater. Chem. Phys.*, **198**, 324–330.
- Lucena, L. C. A. *et al.* (2015) Zooplankton community of Parnaíba River, Northeastern Brazil. *Acta Limnol. Bras.*, **27**, 118–129.
- Marcuzzo, F. F. N. *et al.* (2011) Detalhamento hidromorfológico da bacia do rio Doce.
- Mason, N. W. H. *et al.* (2005) Functional richness, functional and functional evenness divergence: the primary of functional components diversity. **1**, 112–118.
- Matsumura-Tundisi, T. *et al.* (2015) Zooplankton community structure of the lower Xingu River (PA) related to the hydrological cycle. *Brazilian J. Biol.*, **75**, 47–54.
- Meirinho, P. do A. and Pompêo, M. (2015) Histórico de estudos sobre a comunidade Zooplânctônica do Reservatório Rio Grande ao longo do tempo e sua heterogeneidade espacial. *Ecol. Reserv. e interfaces*, 460.
- Melo, T. X. and Medeiros, E. S. F. (2013) Spatial Distribution of Zooplankton Diversity across Temporary Pools in a Semiarid Intermittent River. *Int. J. Biodivers.*, **2013**, 1–13.
- Mitsuka, P. M. and Henry, R. (2002) The fate of copepod populations in the Paranapanema River (São Paulo, Brazil), downstream from the Jurumirim dam. *Brazilian Arch. Biol. Technol.*, **45**, 479–490.
- Mouchet, M. A. *et al.* (2010) Functional diversity measures: An overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Funct. Ecol.*, **24**, 867–876.
- Neves, G. P. and Júnior, M. S. (2007) Zooplâncton de um trecho do Rio Laranjinha (Bacia do Rio Paranapanema), Estado do Paraná, Brasil. *Estud. Biol.*, **29**, 257–268.
- Oksanen, J. *et al.* (2020) Community Ecology Package: Ordination methods, diversity analysis and other functions for community and vegetation ecologists. *CRAN Repos.*, 1–298.
- Okumura, D. T. (2011) Estudos ecotoxicológicos com as espécies *Argyrodiaptomus furcatus* e *Notodiaptomus iheringi* (Copepoda, Calanoida).
- Paerl, H. W. (2009) Controlling eutrophication along the freshwater-Marine continuum:

- Dual nutrient (N and P) reductions are essential. *Estuaries and Coasts*, **32**, 593–601.
- Perbiche-Neves, G. *et al.* (2016) Cyclopoid copepods as bioindicators of eutrophication in reservoirs: Do patterns hold for large spatial extents? *Ecol. Indic.*, **70**, 340–347.
- Perbiche-Neves, G. *et al.* (2021) Cyclopoid copepods as indicators of trophic level in South American reservoirs: A new perspective at species level based on a wide spatial-temporal scale. *Ecol. Indic.*, **127**.
- Perbiche-Neves, G., Serafim-Júnior, M., *et al.* (2012) Effect of atypical rainfall on lotic zooplankton: comparing downstream of a reservoir and tributaries with free stretches. *Trop. Ecol.*, **53**, 149–162.
- Perbiche-Neves, G., Serafim-Junior, M., *et al.* (2012) Effect of atypical rainfall on lotic zooplankton: comparing downstream of a reservoir and tributaries with free stretches. *Trop. Ecol.*, **53**, 149–162.
- Pérez-Legaspi, I. A. *et al.* (2017) Evaluación de la sensibilidad del cladóceros tropical *Ceriodaphnia cornuta* a metales pesados. *Rev. Int. Contam. Ambient.*, **33**, 49–56.
- Picapedra, P. H. S. *et al.* (2016) Zooplankton community in the Upper Parnaíba River (Northeastern, Brazil). *Brazilian J. Biol.*, **77**, 402–412.
- Reis, D. A. dos *et al.* (2020) Impacto ambiental nos sedimentos do tributário do Rio Doce após o rompimento da barragem de Fundão. *Res. Soc. Dev.*, **9**, e01921895.
- Rioga, A. L. de S. (2021) Análise histórica do uso e cobertura do solo na Bacia do Rio Doce- MG/ES. *Trab. conclusão curso*, 1–67.
- Roch, M. *et al.* (1985) The effects of heavy metal contamination on the aquatic biota of Buttle lake and the Campbell river drainage (Canada). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 1985 143, **14**, 347–362.
- Rocha, G. M. *et al.* (2021) Responses of marine zooplankton indicators after five years of a dam rupture in the Doce River, Southeastern Brazil. *Sci. Total Environ.*
- Roche, K. F. and Silva, W. M. da (2017) Checklist dos Rotifera (Animalia) do Estado de Mato Grosso do Sul, Brasil. *Iheringia. Série Zool.*, **107**, 2017105.
- Sánchez, L. E. *et al.* (2018) *Impacts of the Fundão Dam failure A pathway to sustainable and resilient mitigation RIO DOCE PANEL THEMATIC REPORT NO. 1*. 1st ed. IUCN (ed). Gland.
- SANTOS-WISNIEWSKI, M. J. *et al.* (2002) Cladocera Chydoridae of high altitude water bodies (Serra da Mantiqueira), in Brazil. *Brazilian J. Biol.*, **62**, 681–687.
- Santos, G. de S. *et al.* (2021) Do metals differentiate zooplankton communities in shallow and deep lakes affected by mining tailings? The case of the Fundão dam failure (Brazil). *Sci. Total Environ.*, **806**, 1–11.
- Santos, T. G. dos *et al.* (2009) Zooplâncton como indicador biológico da qualidade ambiental nos estuários dos Rios Carrapicho e Botafogo, Itamaracá- PE. *Rev. Bras. Eng. Pesca*, **4**, 44–56.
- Schleuter, D. *et al.* (2010) A user's guide to functional diversity indices. *Ecol. Monogr.*, **80**, 469–484.

- Setubal, R. B. (2014) Importancia das espécies raras e redundantes na manutenção da diversidade funcional zooplanctônica em ambientes costeiros.
- Shen, J. *et al.* (2021) Urbanization has changed the distribution pattern of zooplankton species diversity and the structure of functional groups. *Ecol. Indic.*, **120**, 1–11.
- Silva, L. C. (2015) A comunidade zooplanctônica de rios amazônicos na área de influência da Usina Hidrelétrica de Santo Antônio do Madeira, RO: diferentes abordagens no monitoramento .
- Silva, W. M. Da (2011) Potential use of Cyclopoida (Crustacea, Copepoda) as trophic state indicators in tropical reservoirs. *Oecologia Aust.*, **15**, 511–521.
- Simões, N. R. *et al.* (2012) Intra and inter-annual structure of zooplankton communities in floodplain lakes: a long-term ecological research study. *Rev. Biol. Trop.*, **60**, 1819–1836.
- Sodré, E. de O. and Bozelli, R. L. (2019) How planktonic microcrustaceans respond to environment and affect ecosystem: a functional trait perspective. *Int. Aquat. Res.* , **11**, 207–223.
- St-Gelais, N. F. *et al.* (2018) Limited functional responses of plankton food webs in northern lakes following diamond mining. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **75**, 26–35.
- Valderrama, J. C. (1981) The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Mar. Chem.*, **10**, 109–122.
- Villéger, S. *et al.* (2008) New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, **89**, 2290–2301.
- Winegardner, A. K. *et al.* (2017) Cladoceran diversity dynamics in lakes from a northern mining region: responses to multiple stressors characterized by alpha and beta diversity. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **74**, 1654–1667.
- Zaganini, R. L. *et al.* (2010) Baixa diversidade de zooplâncton na desembocadura de uma represa eutrófica (SP, Brasil): reflexo da poluição?). *Estud. Biol.*, **32**, 17–24.

Anexo 1

Tabela 1: Espécies encontradas no Baixo Rio Doce (ES) no período seco e chuvoso do ano de 2018/2019 e sua combinação de traços funcionais.

Espécie	Habitat	Tipo de alimentação	Tempo de vida	Escape do predador	Produção de ovos de resistência	Grupo trófico	Reprodução	Comprimento do corpo (µm)
Rotífera								
<i>Ascomorpha</i>	Limnético	Sugador_Rot	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	170
<i>Bdelloida</i>	Litorâneo	Filtrador_Rot	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	625
<i>Brachionus calyciflorus</i>	Limnético	Filtrador_Rot	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	201
<i>Brachionus falcatus</i>	Limnético	Filtrador_Rot	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	430
<i>Brachionus dolabratus</i>	Limnético	Filtrador_Rot	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	167
<i>Brachionus leydigi</i>	Litorâneo	Filtrador_Rot	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	280
<i>Brachionus quadridentatus</i>	Limnético	Filtrador_Rot	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	149
<i>Cephalodella gibba</i>	Litorâneo	Sugador_Rot	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	114
<i>Conochilus dossuarius</i>	Limnético	Filtrador_Rot	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	100
<i>Conochilus unicornis</i>	Limnético	Filtrador_Rot	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	175
<i>Euchlanis dilatata</i>	Litorâneo	Filtrador_Rot	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	188
<i>Filinia opoliensis</i>	Limnético	Filtrador_Rot	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	220
<i>Filinia longiseta</i>	Limnético	Filtrador_Rot	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	140
<i>Filinia terminalis</i>	Limnético	Filtrador_Rot	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	138
<i>Keratella americana</i>	Limnético	Filtrador_Rot	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	159
<i>Keratella tropica</i>	Limnético	Filtrador_Rot	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	115
<i>Lecane bulla</i>	Litorâneo	Filtrador_Rot	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	115
<i>Lecane clara</i>	Litorâneo	Filtrador_Rot	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	175
<i>Lecane closterocerca</i>	Litorâneo	Filtrador_Rot	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	85
<i>Lecane cornuta</i>	Litorâneo	Filtrador_Rot	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	109,38
<i>Lecane leontina</i>	Litorâneo	Filtrador_Rot	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	175
<i>Lecane luna</i>	Litorâneo	Filtrador_Rot	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	126
<i>Lecane lunaris</i>	Litorâneo	Filtrador_Rot	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	102
<i>Lecane papuana</i>	Litorâneo	Filtrador_Rot	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	108
<i>Lecane proiecta</i>	Litorâneo	Filtrador_Rot	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	113
<i>Lecane unguitata</i>	Litorâneo	Filtrador_Rot	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	110
<i>Lepadella patela</i>	Litorâneo	Filtrador_Rot	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	145
<i>Plationus patulus</i>	Limnético	Filtrador_Rot	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	242
<i>Platyias leloupi</i>	Limnético	Filtrador_Rot	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	218,75

<i>Platytias quadricornis</i>	Limnético	Filtrador_Rot	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	141
<i>Synchaeta jollyae</i>	Limnético	Sugador_Rot	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	170
<i>Testudinella patina</i>	Litorâneo	Filtrador_Rot	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	350
<i>Trichotria tetractis</i>	Litorâneo	Filtrador_Rot	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	350
Cladocera								
<i>Alona guttata</i>	Litorâneo	Raspador_Clad	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	325
<i>Antholona verrucosa</i>	Litorâneo	Raspador_Clad	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	250
<i>Bosminopsis deitersi</i>	Limnético	Filtrador_Clad	Curto	Baixo	Presente	Herbívoro	Assexuada	227
<i>Bosmina hagmanni</i>	Limnético	Filtrador_Clad	Curto	Baixo	Presente	Herbívoro	Assexuada	301
<i>Bosmina longirostris</i>	Limnético	Filtrador_Clad	Curto	Baixo	Presente	Herbívoro	Assexuada	500
<i>Camptocercus australis</i>	Litorâneo	Raspador_Clad	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	680
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	Limnético	Filtrador_Clad	Curto	Baixo	Presente	Herbívoro	Assexuada	289
<i>Chydorus pubescens</i>	Litorâneo	Raspador_Clad	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	287
<i>Chydorus sphaericus</i>	Litorâneo	Raspador_Clad	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	500
<i>Coronatella monacantha</i>	Litorâneo	Raspador_Clad	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	264
<i>Dadaya macrops</i>	Litorâneo	Raspador_Clad	Curto	Baixo	Presente	Herbívoro	Assexuada	310
<i>Daphnia gessneri</i>	Limnético	Filtrador_Clad	Curto	Baixo	Presente	Herbívoro	Assexuada	598
<i>Diaphanosoma birgei</i>	Limnético	Filtrador_Clad	Curto	Alto	Presente	Herbívoro	Assexuada	506
<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	Limnético	Filtrador_Clad	Curto	Alto	Presente	Herbívoro	Assexuada	550
<i>Ilyocryptus spinifer</i>	Litorâneo	Raspador_Clad	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	266
<i>Macrothrix laticornis</i>	Litorâneo	Raspador_Clad	Curto	Alto	Presente	Herbívoro	Assexuada	375
<i>Moina micrura</i>	Limnético	Filtrador_Clad	Curto	Baixo	Presente	Herbívoro	Assexuada	440
<i>Moina minuta</i>	Limnético	Filtrador_Clad	Curto	Baixo	Presente	Herbívoro	Assexuada	385
<i>Notoalona sculpta</i>	Litorâneo	Raspador_Clad	Curto	Ausente	Presente	Herbívoro	Assexuada	430
<i>Ovalona kaingang</i>	Litorâneo	Filtrador_Clad	Curto	Baixo	Presente	Onívoro	Assexuada	330
<i>Scapholeberis rammneri</i>	Limnético	Filtrador_Clad	Curto	Baixo	Presente	Herbívoro	Assexuada	700
<i>Simocephalus latirostris</i>	Limnético	Filtrador_Clad	Curto	Baixo	Presente	Herbívoro	Assexuada	1600
Copepoda								
<i>Argyrodiaptomus furcatus</i>	Limnético	Filtrador_Cop	Longo	Alto	Presente	Herbívoro	Sexuada	1354
<i>Scolodiaptomus corderoi</i>	Limnético	Filtrador_Cop	Longo	Alto	Presente	Herbívoro	Sexuada	1300
<i>Notodiaptomus conifer</i>	Limnético	Filtrador_Cop	Longo	Alto	Presente	Herbívoro	Sexuada	1548
<i>Notodiaptomus iheringi</i>	Limnético	Filtrador_Cop	Longo	Alto	Presente	Herbívoro	Sexuada	922
<i>Notodiaptomus isabelae</i>	Limnético	Filtrador_Cop	Longo	Alto	Presente	Herbívoro	Sexuada	1058
<i>Eucyclops elegans</i>	Litorâneo	Raptorial_Cop	Longo	Alto	Ausente	Onívoro	Sexuada	1530
<i>Eucyclops serrulatus</i>	Litorâneo	Raptorial_Cop	Longo	Alto	Ausente	Onívoro	Sexuada	950
<i>Mesocyclops ogunnus</i>	Litorâneo	Raptorial_Cop	Longo	Alto	Ausente	Onívoro	Sexuada	1185

<i>Mesocyclops longisetus</i>	Litorâneo	Raptorial_Cop	Longo	Alto	Ausente	Onívoro	Sexuada	1517
<i>Microcyclops anceps</i>	Litorâneo	Raptorial_Cop	Longo	Alto	Ausente	Onívoro	Sexuada	750
<i>Thermocyclops decipiens</i>	Limnético	Raptorial_Cop	Longo	Alto	Ausente	Onívoro	Sexuada	691
<i>Thermocyclops inversus</i>	Limnético	Raptorial_Cop	Longo	Alto	Ausente	Onívoro	Sexuada	523
<i>Thermocyclops minutus</i>	Limnético	Raptorial_Cop	Longo	Alto	Ausente	Onívoro	Sexuada	527

Referências

- Braghin, L. D. S. M. (2019). Estruturação funcional do zooplâncton no espaço e no tempo em uma planície de inundação Neotropical (Doctoral dissertation, Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.).
- Josué, I. I. P. (2017) Zooplâncton como indicador da restauração de ambiente aquático impactado pela atividade de mineração: É possível recuperar a diversidade de funções.
- Melo, T. X. D. (2019). Diversidade zooplancônica influencia o funcionamento e estabilidade de um ecossistema de planície de inundação neotropical? (Doctoral dissertation, Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais).
- Silva, L. C. D. (2015). A comunidade zooplancônica de rios amazônicos na área de influência da Usina Hidrelétrica de Santo Antônio do Madeira, RO: diferentes abordagens no monitoramento.
- Sodré, E. (2014). Diversidade funcional da comunidade zooplancônica em um lago de planície de inundação. 2014. 79 f (Dissertação (Mestrado em Ecologia) –Centro de Ciências Biológicas-Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro/Brazil).

Anexo 2

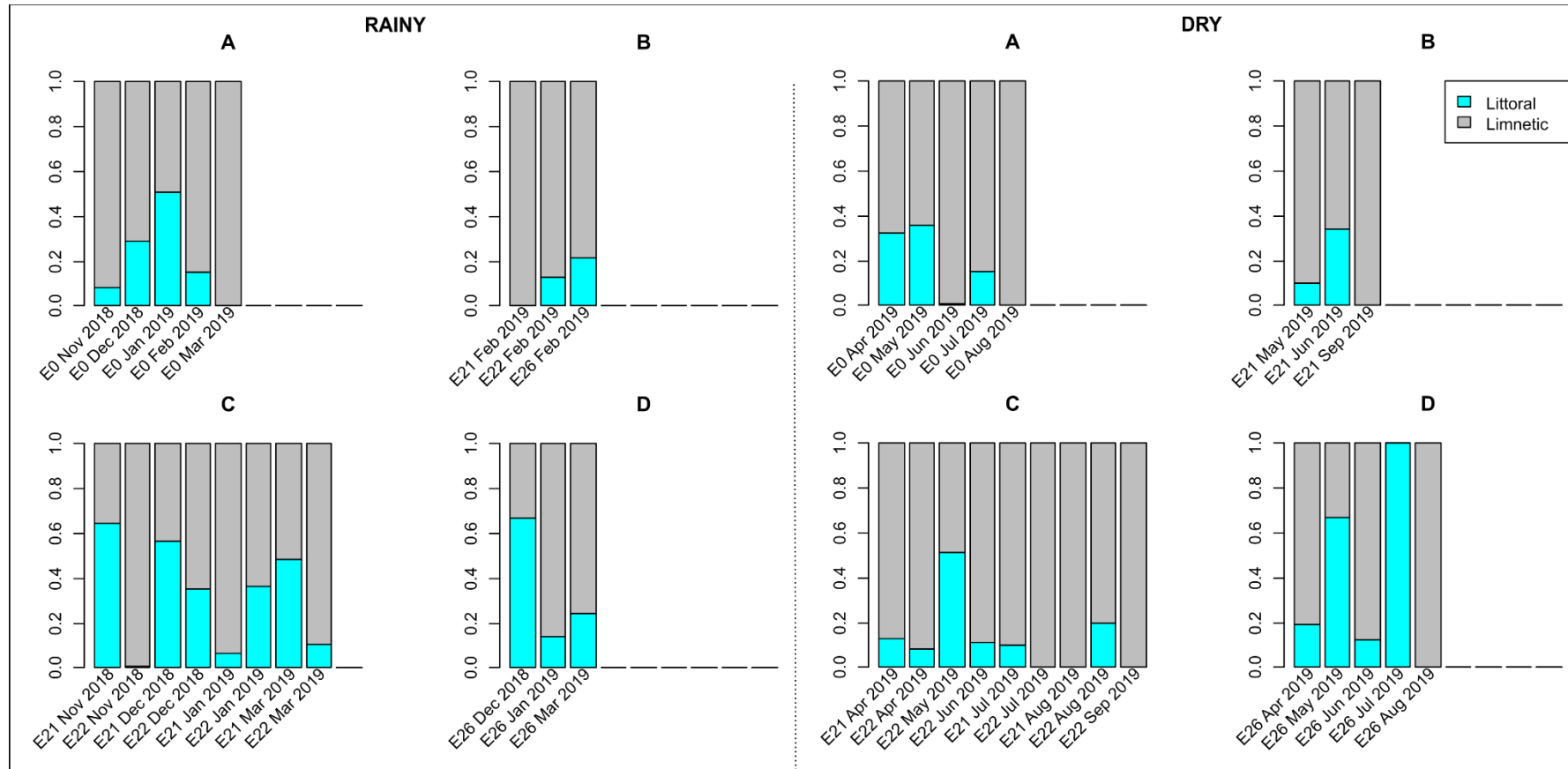


Figura 1: Abundância relativa das espécies com hábito litorâneo e limnético por grupo de amostra no período seco e chuvoso do ano de 2018/2019. (A= Grupo de amostras A; B= Grupo de amostras B; C= Grupo de amostras C, D= Grupo de amostras D, Eo= estação 0, E21= estação 2, E22= estação 22, E26= estação 26, Jan= janeiro, Feb=fevereiro, Mar=março, Apr=abril, May= maio, Jun=junho, Jul= julho, Aug= agosto, Sep= setembro, Nov=novembro, Dec=dezembro).

Anexo 3

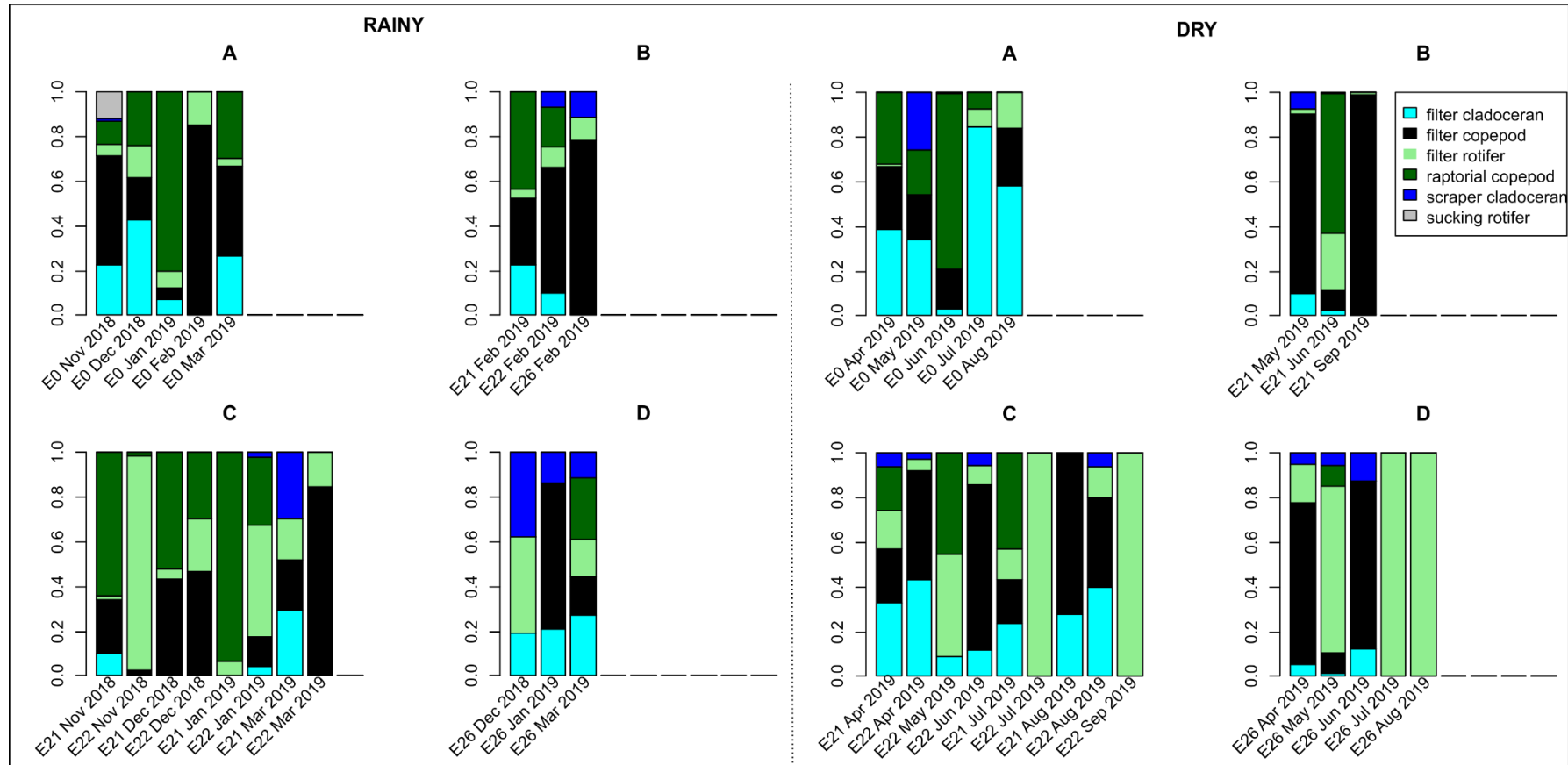


Figura 2: Abundância relativa das espécies de rotíferos filtradores e sugadores, cladóceros filtradores e raspadores e copépodes raptoriais e filtradores por grupo de amostra no período seco e chuvoso do ano de 2018/2019. (A= Grupo de amostras A; B= Grupo de amostras B; C= Grupo de amostras C, D= Grupo de amostras D, Eo= estação 0, E21= estação 2, E22= estação 22, E26= estação 26, Jan= janeiro, Feb=fevereiro, Mar=março, Apr=abril, May= maio, Jun=junho, Jul= julho, Aug= agosto, Sep= setembro, Nov=novembro, Dec=dezembro).

Anexo 4

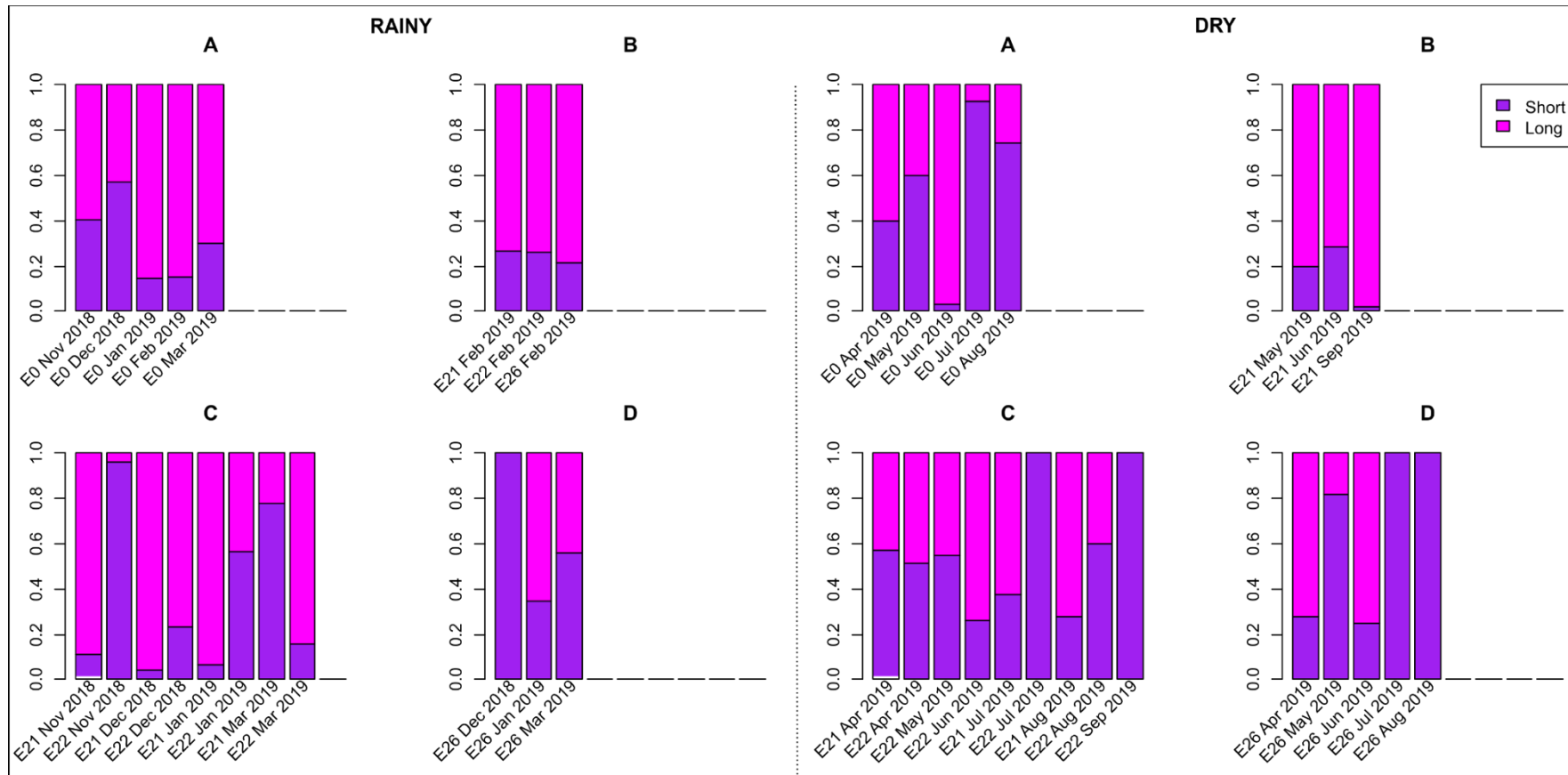


Figura 3: Abundância relativa das espécies com tempo de vida curto e longo por grupo de amostra no período seco e chuvoso do ano de 2018/2019. (A= Grupo de amostras A; B= Grupo de amostras B; C= Grupo de amostras C, D= Grupo de amostras D, Eo= estação 0, E21= estação 2, E22= estação 22, E26= estação 26, Jan= janeiro, Feb=fevereiro, Mar=março, Apr=abril, May= maio, Jun=junho, Jul= julho, Aug= agosto, Sep= setembro, Nov=novembro, Dec=dezembro).

Anexo 5

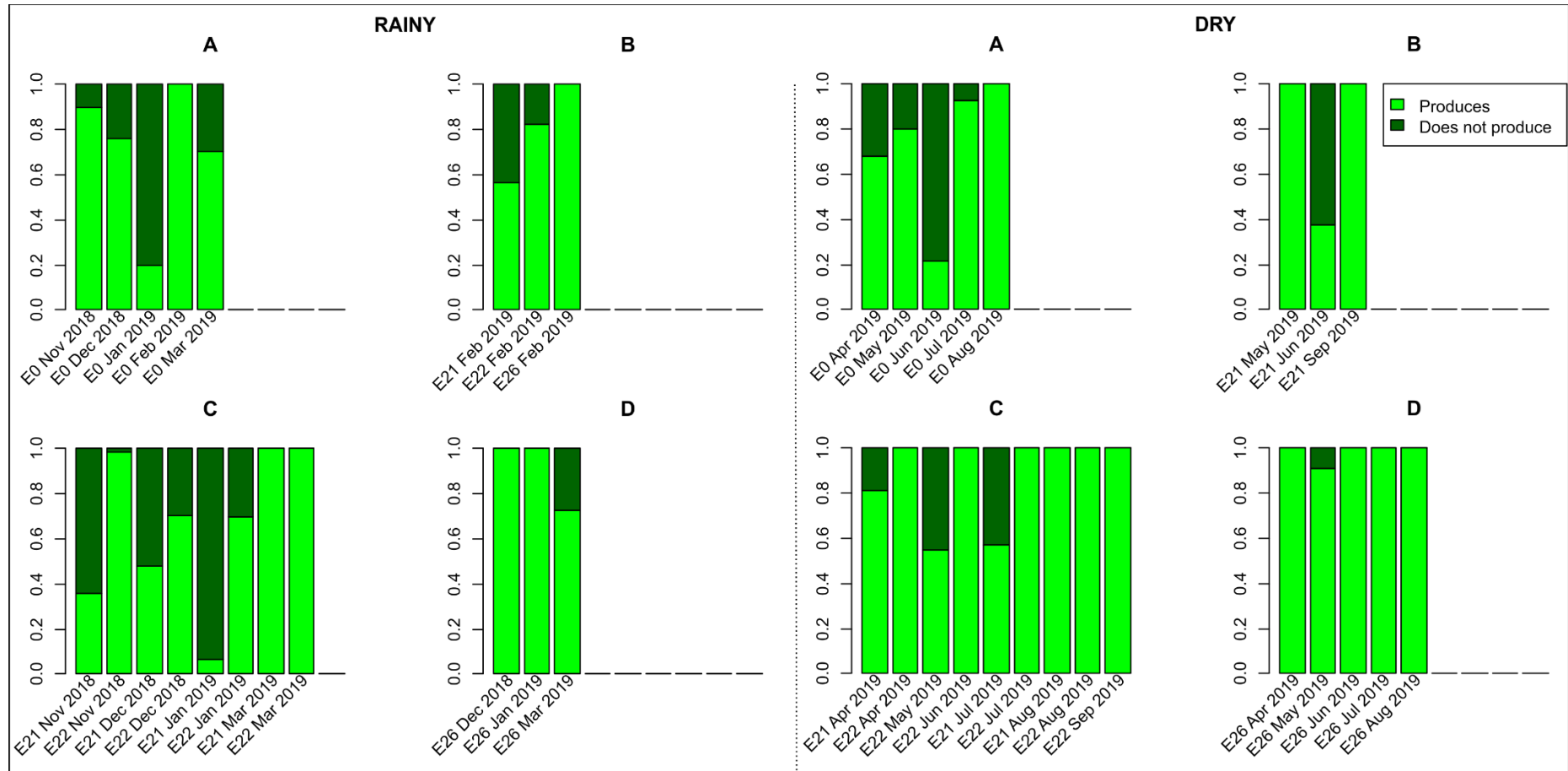


Figura 4: Abundância relativa das espécies que produzem e não produzem ovos de resistência por grupo de amostra no período seco e chuvoso do ano de 2018/2019. (A= Grupo de amostras A; B= Grupo de amostras B; C= Grupo de amostras C, D= Grupo de amostras D, Eo= estação 0, E21= estação 2, E22= estação 22, E26= estação 26, Jan= janeiro, Feb=fevereiro, Mar=março, Apr=abril, May= maio, Jun=junho, Jul= julho, Aug= agosto, Sep= setembro, Nov=novembro, Dec=dezembro).

Anexo 6

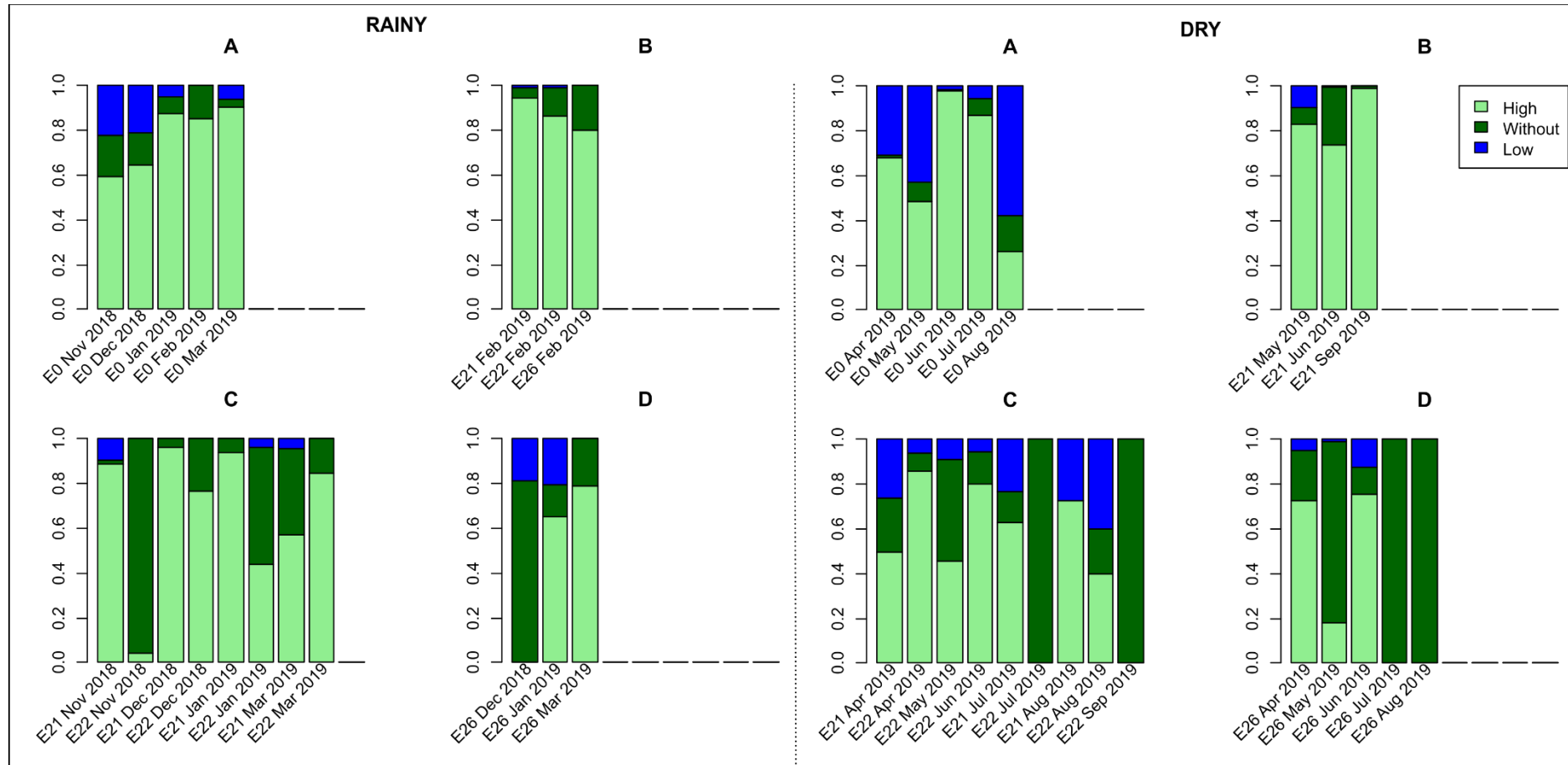


Figura 5: Abundância relativa das espécies com escape alto, baixo e ausente por grupo de amostra no período seco e chuvoso do ano de 2018/2019. (A= Grupo de amostras A; B= Grupo de amostras B; C= Grupo de amostras C, D= Grupo de amostras D, Eo= estação 0, E21= estação 2, E22= estação 22, E26= estação 26, Jan= janeiro, Feb=fevereiro, Mar=março, Apr=abril, May= maio, Jun=junho, Jul= julho, Aug= agosto, Sep= setembro, Nov=novembro, Dec=dezembro).

Anexo 7

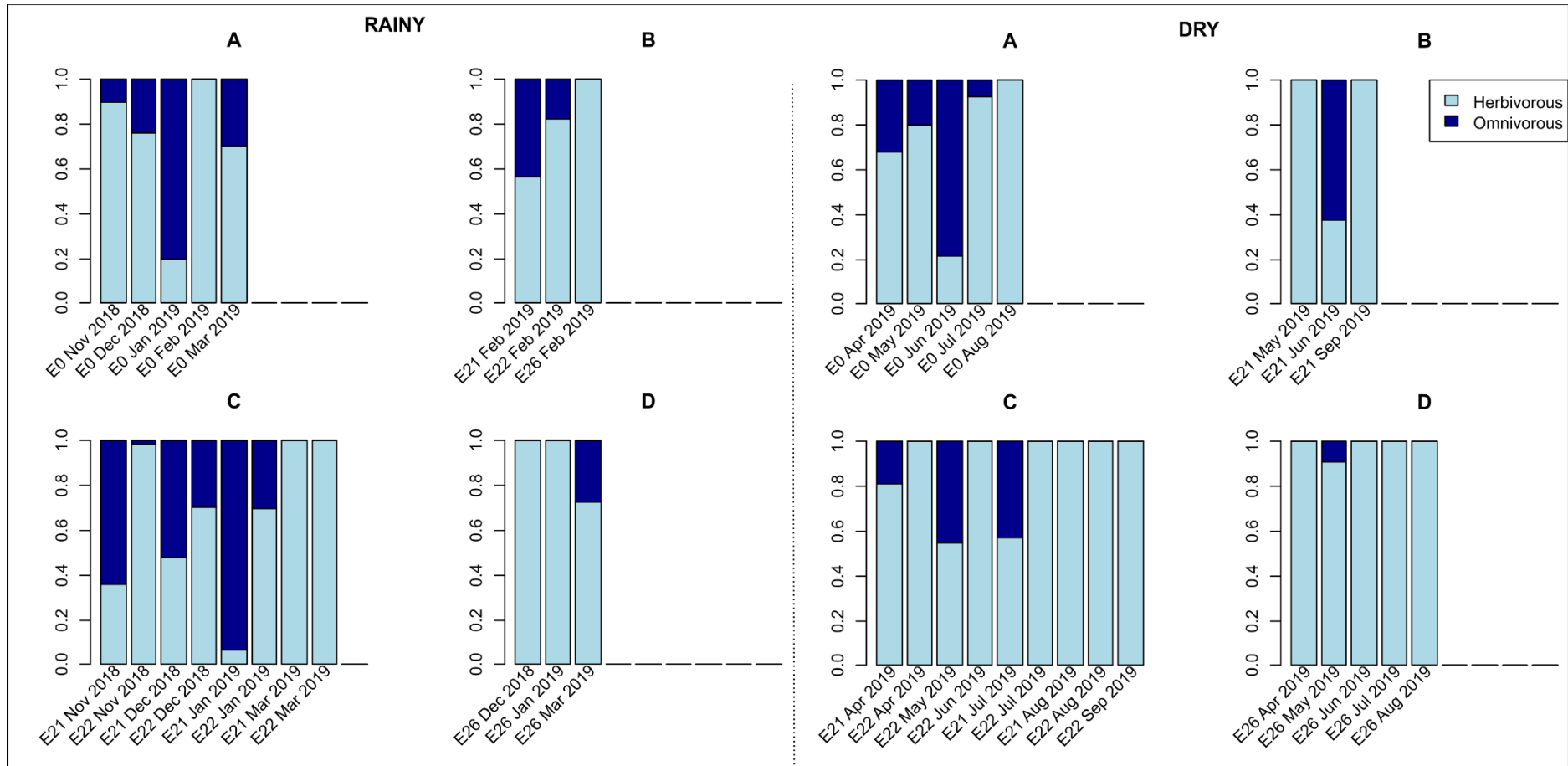


Figura 6: Abundância relativa das espécies herbívoras e onívoras por grupo de amostra no período seco e chuvoso do ano de 2018/2019. (A= Grupo de amostras A; B= Grupo de amostras B; C= Grupo de amostras C, D= Grupo de amostras D, Eo= estação 0, E21= estação 2, E22= estação 22, E26= estação 26, Jan= janeiro, Feb=fevereiro, Mar=março, Apr=abril, May= maio, Jun=junho, Jul=julho, Aug= agosto, Sep= setembro, Nov=novembro, Dec=dezembro).

Anexo 8

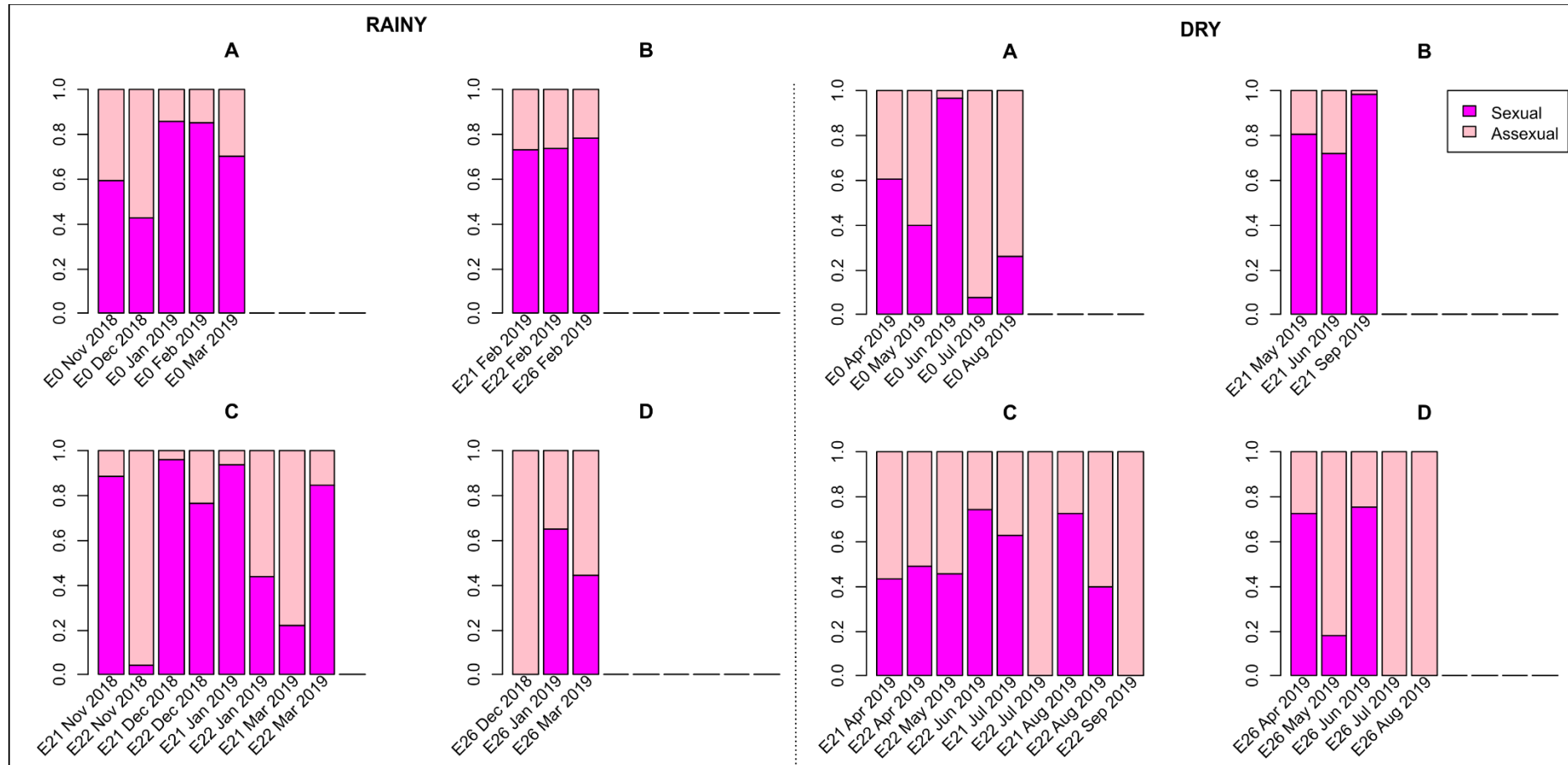


Figura 7: Abundância relativa das espécies com reprodução sexuada e assexuada por grupo de amostra no período seco e chuvoso do ano de 2018/2019. (A= Grupo de amostras A; B= Grupo de amostras B; C= Grupo de amostras C, D= Grupo de amostras D, Eo= estação 0, E21= estação 2, E22= estação 22, E26= estação 26, Jan= janeiro, Feb=fevereiro, Mar=março, Apr=abril, May= maio, Jun=junho, Jul= julho, Aug= agosto, Sep= setembro, Nov=novembro, Dec=dezembro).

Anexo 9

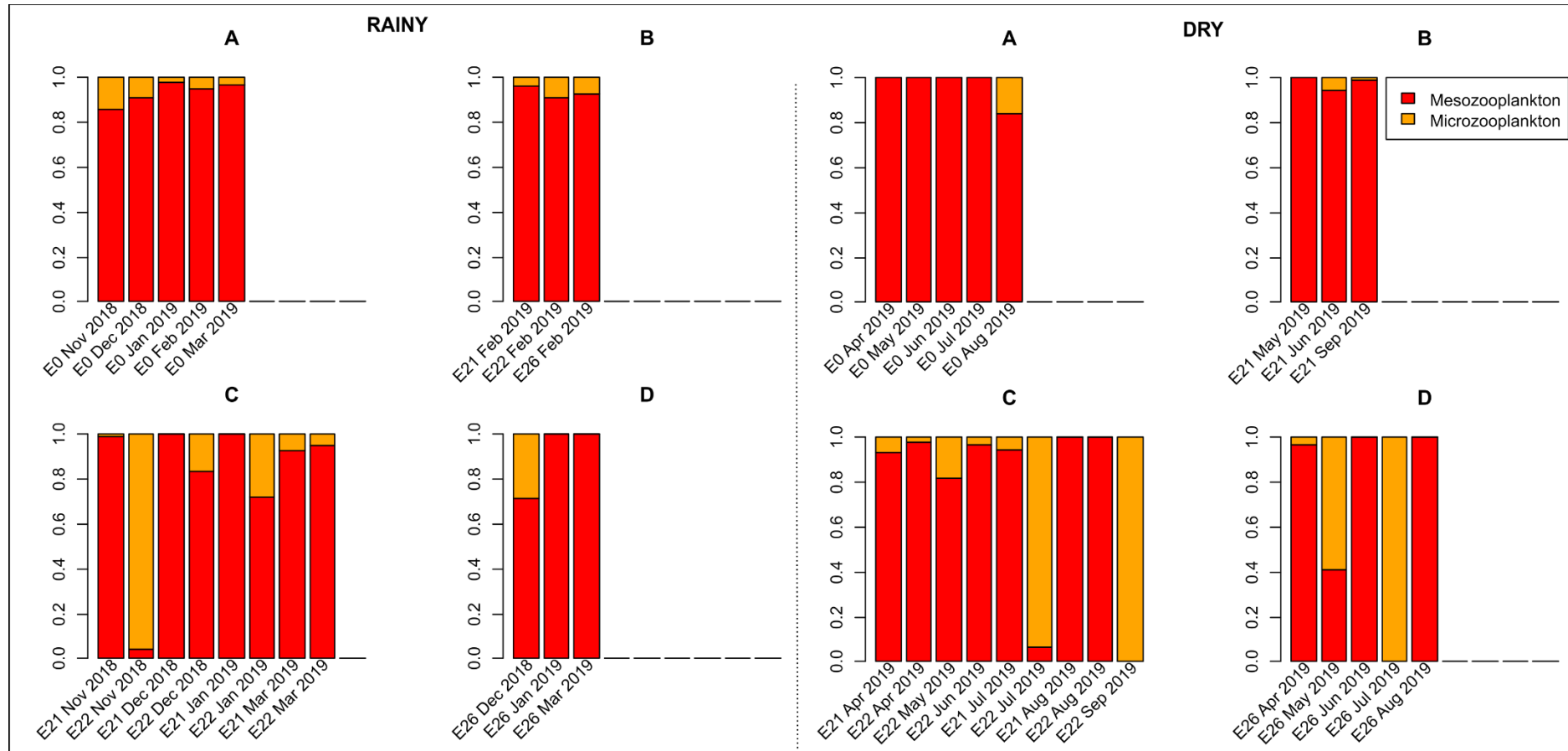


Figura 8: Abundância relativa das espécies com tamanho mesozooplâncton e microzooplâncton por grupo de amostra no período seco e chuvoso do ano de 2018/2019. (A= Grupo de amostras A; B= Grupo de amostras B; C= Grupo de amostras C, D= Grupo de amostras D, Eo= estação 0, E21= estação 2, E22= estação 22, E26= estação 26, Jan= janeiro, Feb=fevereiro, Mar=março, Apr=abril, May= maio, Jun=junho, Jul= julho, Aug= agosto, Sep= setembro, Nov=novembro, Dec=dezembro).

Anexo 10

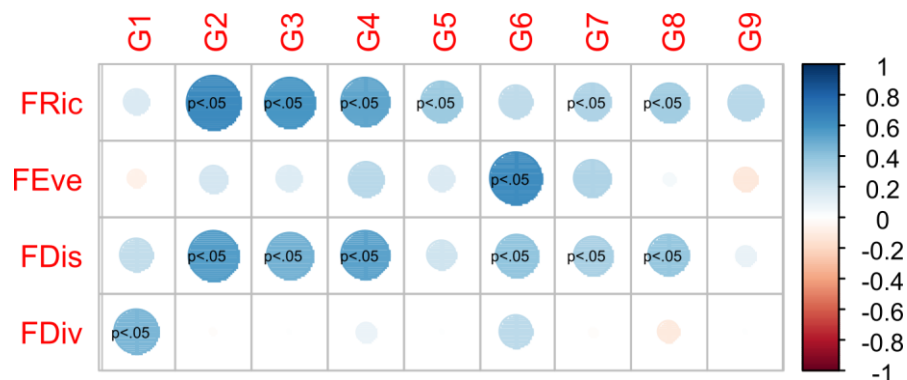


Figura 9: Correlação de Spearman relacionando as métricas de diversidade funcional e grupos funcionais. (FRic= Riqueza funcional, FEve=uniformidade funcional, FDiv=divergência funcional, FDis= dispersão funcional, G1- Copépodes calanóides limnéticos; G2- Copépodes ciclopóides litorâneos; G3- Copépodes ciclopóides limnéticos; G4- Cladóceros limnéticos com escape baixo; G5- Cladóceros limnéticos com escape alto; G6- Cladóceros raspadores e rotíferos litorâneos; G7- Rotíferos litorâneos do microzooplâncton; G8- - Rotíferos limnéticas do mesozoplâncton e G9- Rotíferos limnéticos filtradores e sugadores do microzooplâncton).

Material suplementar 1

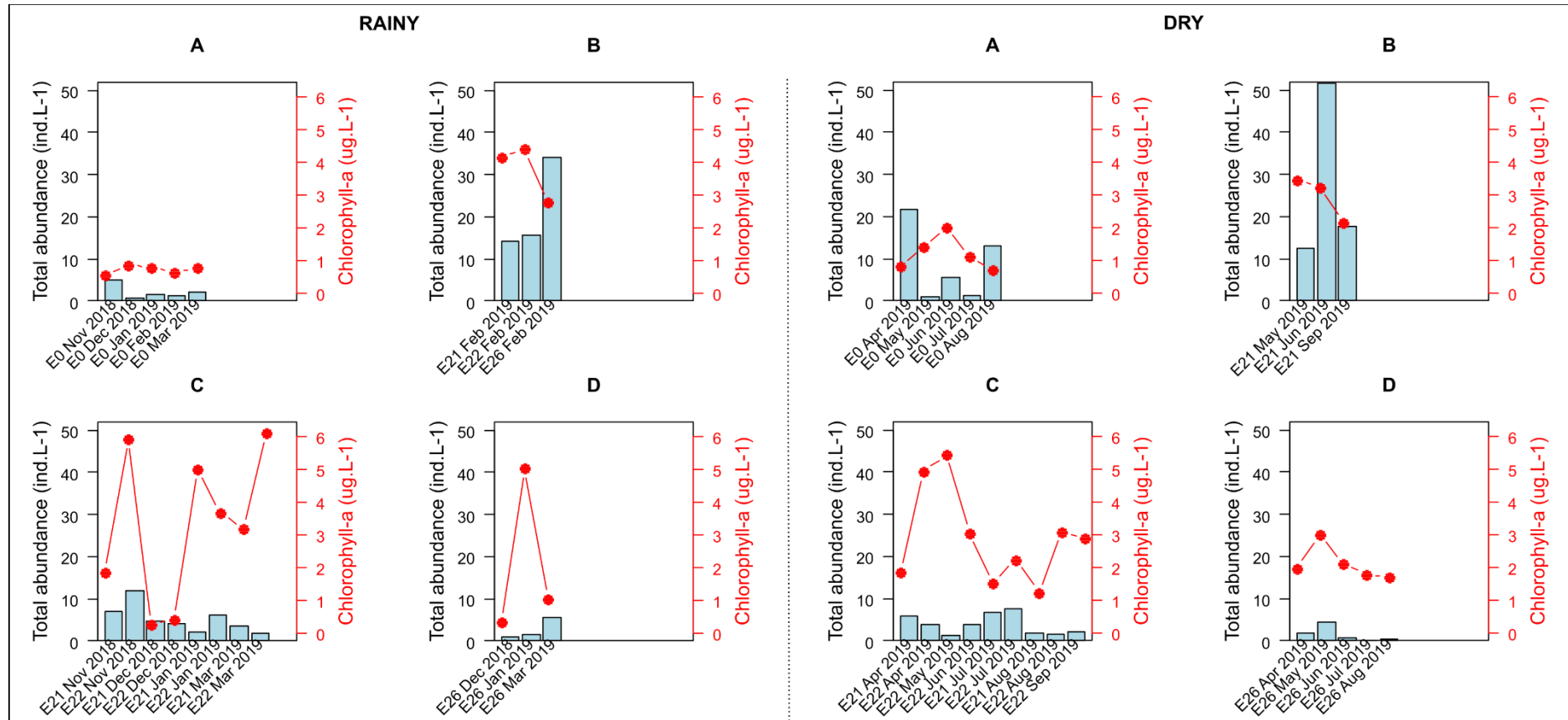


Figura1: Abundância total das espécies por grupo de amostra no período seco e chuvoso do ano de 2018/2019 e concentração de clorofila- a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) (A= Grupo de amostras A; B= Grupo de amostras B; C= Grupo de amostras C, D= Grupo de amostras D, Eo= estação 0, E21= estação 2, E22= estação 22, E26= estação 26, Jan= janeiro, Feb=fevereiro, Mar=março, Apr=abril, May= maio, Jun=junho, Jul= julho, Aug= agosto, Sep= setembro, Nov=novembro, Dec=dezembro).

Material suplementar 2

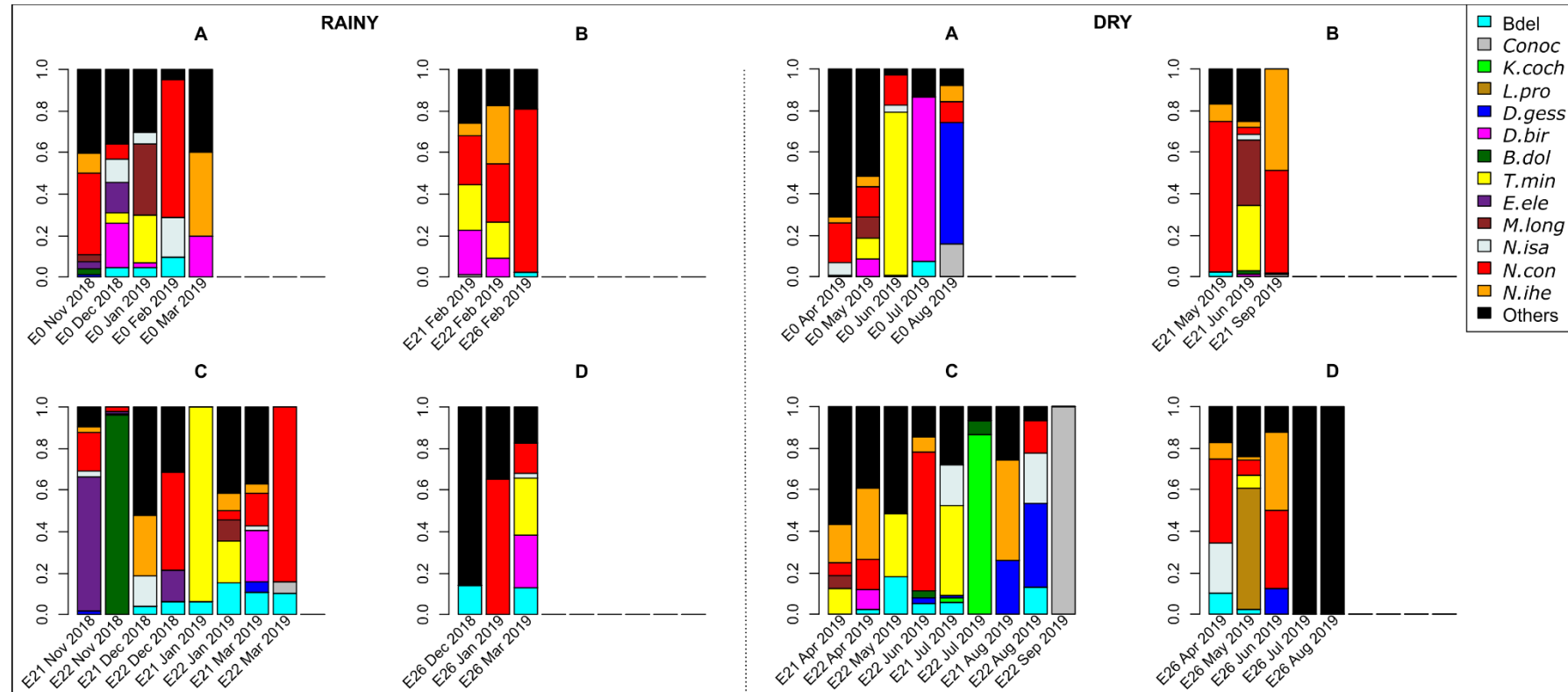


Figura2: Abundância relativa das espécies selecionadas pela análise de SIMPER por grupo de amostra no período seco e chuvoso do ano de 2018/2019. (A= Grupo de amostras A; B= Grupo de amostras B; C= Grupo de amostras C, D= Grupo de amostras D, Bdel= Bdeloidea, Conoc= *Conochilus*, k.coch= *Keratella cochlearis*, L.pro= *Lecane proicta*, D.gess= *Daphnia gessneri*, D.birg= *Diaphanosoma birgei*, B.dol= *Brachionus dolabratus*, T.min= *Thermocyclops minutus*, E.ele= *Eucyclops elegans*, M.long= *Mesocyclops longisetus*, N.isa= *Notodiaptomus isabelae*, N.con= *Notodiaptomus conifer*, N.ihe= *Notodiaptomus iheringi*, outros=demais espécies, Eo= estação 0, E21= estação 2, E22= estação 22, E26= estação 26, Jan= janeiro, Feb=fevereiro, Mar=março, Apr=abril, May= maio, Jun=junho, Jul= julho, Aug= agosto, Sep= setembro, Nov=novembro, Dec=dezembro).

Material suplementar 3

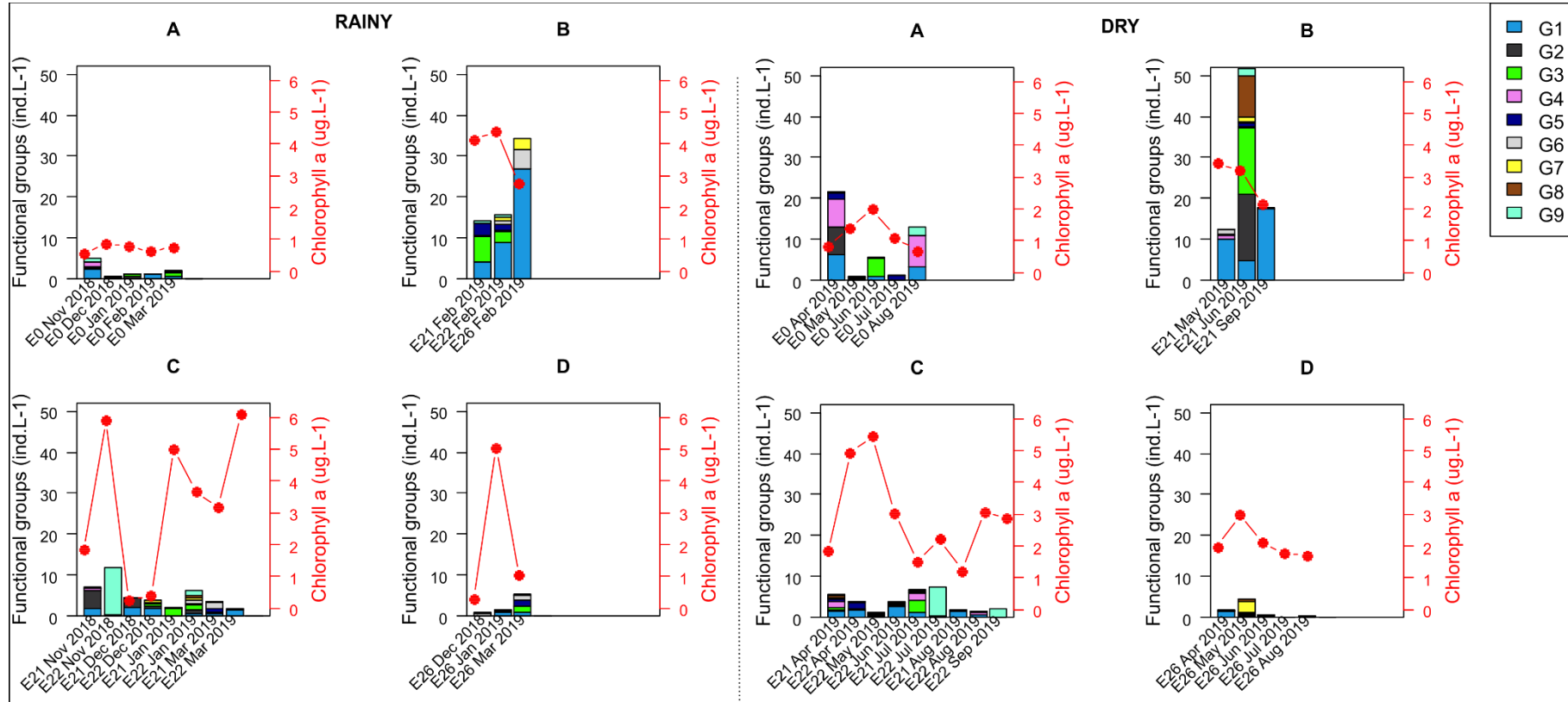


Figura3: Abundância total dos grupos funcionais, por grupo de amostra no período seco e chuvoso do ano de 2018/2019 e concentração de clorofila- a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) (A= Grupo de amostras A; B= Grupo de amostras B; C= Grupo de amostras C, D= Grupo de amostras D, G1- Copépodes calanóides limnéticos; G2- Copépodes ciclopoídes litorâneos; G3- Copépodes ciclopoídes limnéticos; G4- Cladóceros limnéticos com escapa baixo; G5- Cladóceros limnéticos com escape alto; G6- Cladóceros raspadores e rotíferos litorâneos; G7- Rotíferos litorâneos do microzooplâncton; G8- - Rotíferos limnéticas do mesozooplâncton e G9- Rotíferos limnéticos filtradores e sugadores do microzooplâncton., Eo=

estação 0, E21= estação 2, E22= estação 22, E26= estação 26, Jan= janeiro, Feb=fevereiro, Mar=março, Apr=abril, May= maio, Jun=junho, Jul= julho, Aug= agosto, Sep= setembro, Nov=novembro, Dec=dezembro).