

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
Escola de Engenharia
Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos

Gabriela Rodrigues Barroso

**AVALIAÇÃO DA INTEGRIDADE AMBIENTAL DE TRÊS MANANCIAIS SUPERFICIAIS
DE ABASTECIMENTO PÚBLICO LOCALIZADOS NA REGIÃO METROPOLITANA DE
BELO HORIZONTE (RMBH)**

Belo Horizonte
2025

Gabriela Rodrigues Barroso

**AVALIAÇÃO DA INTEGRIDADE AMBIENTAL DE TRÊS MANANCIAIS SUPERFICIAIS
DE ABASTECIMENTO PÚBLICO LOCALIZADOS NA REGIÃO METROPOLITANA DE
BELO HORIZONTE (RMBH)**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Doutora em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Meio Ambiente

Linha de pesquisa: Caracterização, prevenção e controle da poluição

Orientadora: Profa. Dra. Silvia Maria Alves Corrêa Oliveira

Coorientadora: Profa. Dra. Lenora Nunes Ludolf Gomes

Belo Horizonte
2025

B277a

Barroso, Gabriela Rodrigues.

Avaliação da integridade ambiental de três mananciais superficiais de abastecimento público localizados na Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH) [recurso eletrônico] / Gabriela Rodrigues Barroso. – 2025.

1 recurso online (286 f. : il., color.) : pdf.

Orientadora: Sílvia Maria Alves Corrêa Oliveira.

Coorientadora: Lenora Nunes Ludolf Gomes.

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Inclui bibliografia.

1. Engenharia sanitária – Teses. 2. Meio ambiente – Teses. 3. Mananciais – Teses. 4. Água – Controle de qualidade – Teses. 5. Biomonitorização – Teses. 6. Belo Horizonte, Região Metropolitana de (MG) – Teses. I. Oliveira, Sílvia Maria Alves Corrêa. II. Gomes, Lenora Nunes Ludolf. III. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. IV. Título.

CDU: 628(043)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

Escola de Engenharia

Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos

"Avaliação da Integridade Ambiental de Três Mananciais Superficiais de Abastecimento Público
Localizados Na Região Metropolitana de Belo Horizonte (rmbh)"

GABRIELA RODRIGUES BARROSO

Tese defendida e aprovada pela banca examinadora constituída pelos Senhores:

Profa. SILVIA MARIA ALVES CORRÊA OLIVEIRA

Profa. LENORA NUNES LUDOLF GOMES - Coorientadora

Profa. MIRIAM CRISTINA SANTOS AMARAL MORAVIA

Prof. DAVI GASPARINI FERNANDES CUNHA

Prof. RICARDO TEZINI MINOTI

Prof. MARCOS CALLISTO DE FARIA PEREIRA

Aprovada pelo Colegiado do PG SMARH

Versão Final aprovada por

Prof. Eduardo Coutinho de Paula

Prof^a. Sílvia Maria Alves Corrêa

Oliveira
Coordenador

Orientadora

Belo Horizonte, 13 de maio de 2025.



Documento assinado eletronicamente por **Silvia Maria Alves Correa Oliveira, Professora do Magistério Superior**, em 16/07/2025, às 10:28, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Davi Gasparini Fernandes Cunha, Usuário Externo**, em 16/07/2025, às 15:00, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Ricardo Tezini Minoti, Usuário Externo**, em 16/07/2025, às 15:09, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Lenora Nunes Ludolf Gomes, Usuário Externo**, em 18/07/2025, às 09:18, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Marcos Callisto de Faria Pereira, Professor do Magistério Superior**, em 30/07/2025, às 10:02, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Miriam Cristina Santos Amaral Moravia, Professora do Magistério Superior**, em 31/07/2025, às 11:41, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Eduardo Coutinho de Paula, Coordenador(a) de curso de pós-graduação**, em 08/08/2025, às 11:09, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **4387792** e o código CRC **E0035539**.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Minas Gerais e ao programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, agradeço pelo ensino público de qualidade. Por mais de 6 anos, posso dizer que essa instituição foi minha segunda casa, onde aprendi, cresci e me espelhei em grandes mestres e doutores.

À professora Sílvia, minha orientadora, agradeço imensamente pela confiança em mim depositada desde 2018, quando iniciei o meu mestrado no mesmo programa. Sou muito grata por toda orientação e apoio ao longo desses anos que trabalhamos juntas. Sempre disponível para reunir, para tirar dúvidas, discutir sobre o trabalho e também para conversar sobre a vida pessoal. Professora Sílvia, o seu incentivo e a orientação cuidadosa foram fundamentais para que eu conseguisse chegar ao final do doutorado. Muito obrigada mesmo!

À minha coorientadora Lenora, exemplo de sabedoria e gentileza: obrigada por cada ensinamento e discussão, especialmente as “biológicas”. Obrigada por cada reunião, contribuição e revisão dos artigos desenvolvidos e desta tese. Você foi fundamental para a concretização deste trabalho.

Aos meus colegas do Grupo de Estudos para Tratamento Estatístico de Dados Ambientais (GETEDA), pelas discussões sempre enriquecedoras, pelo compartilhamento de problemas e soluções e, é claro, pela convivência amigável e pelos momentos de descontração. Agradeço especialmente à Marina Salim e à Karla, colegas de mestrado e doutorado, por toda a parceria e amizade, que levarei para o resto da vida. Não posso deixar de agradecer também às “ex-GETEDAs” e grandes amigas Josi e Lívia, pela força, incentivo constante e por todo aprendizado compartilhado. Agradeço muito também ao Dawber, hoje mestre pelo mesmo programa, o qual eu tive o prazer de coorientar o TCC durante meu doutorado. Por fim, agradeço imensamente pelas novas amizades que fiz neste período, em especial ao Yuri Lebron e à Ludmila Lage, pelo apoio e por tornarem a jornada mais leve.

Aos membros da banca examinadora, por terem aceitado avaliar esta tese e pelas contribuições valiosas para o aperfeiçoamento do trabalho.

Aos meus pais e à minha irmã, pela compreensão nos momentos de ausência, pela paciência nos momentos de estresse e por acreditarem no meu potencial. Muito obrigada por sempre incentivarem meu crescimento pessoal e profissional por meio dos estudos. Vocês são sinônimo de perseverança e amor!

RESUMO

Manter a integridade dos mananciais superficiais de abastecimento e garantir o fornecimento de água com qualidade e quantidade adequada para atendimento dos usos múltiplos têm se tornado um grande desafio, especialmente em regiões metropolitanas, como a Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH). Nesse contexto, o objetivo desta pesquisa foi analisar a integridade ambiental de três dos maiores mananciais superficiais de abastecimento público da RMBH (reservatórios Rio Manso, Serra Azul e Vargem das Flores), por meio da avaliação de parâmetros de qualidade da água, dados de biomonitoramento, de cobertura e uso da terra e do desenvolvimento de um índice multimétrico baseado em três métricas físico-químicas (Oxigênio dissolvido, índice de Estado Trófico e Turbidez) e seis métricas relativas ao biomonitoramento (Densidade total de Bacillariophyta, de Cyanophyta e de zooplâncton, Índice de Shannon-Winer para fitoplâncton e para zooplâncton e Abundância relativa de crustácea). Mais de 80.000 dados secundários referentes a mais de 130 parâmetros monitorados em 32 estações (entre os anos de 1989 a 2020) foram analisados por meio de ferramentas estatísticas. Os resultados apontaram pior qualidade da água nas estações localizadas nos tributários (ambiente lótico) em relação as estações inseridas nos reservatórios (ambiente lêntico), especialmente nos tributários do reservatório Vargem das Flores. A análise conjunta da cobertura e uso da terra apontou que as principais fontes de pressão que contribuem para esse resultado se referem à expansão da área urbana e da atividade de mineração na sub-bacia desse reservatório. Ainda assim, a qualidade da água dos três reservatórios prevaleceu com concentrações reduzidas de sólidos, matéria orgânica e nutrientes, e, em geral, em conformidade com os limites da legislação estadual vigente (DN COPAM CERH-MG 08/2022). Do mesmo modo, no interior dos reservatórios, a maioria dos resultados de metais e dos parâmetros orgânicos/pesticidas foram pouco variáveis, abaixo do limite de quantificação do método analítico e dos limites legais. A avaliação dos dados de biomonitoramento apontou o predomínio das classes fitoplanctônicas *Euchlorophyceae* e *Cyanophyceae* e das classes zooplânctônicas *Crustacea* e *Monogononta* nos reservatórios. Apenas no reservatório Rio Manso foi possível observar uma mudança na composição das comunidades planctônicas ao longo do tempo, com maior abundância de cianobactérias e aumento na densidade da classe *Crustacea* nos anos finais de monitoramento, indicando um ambiente mais degradado. Ainda que nos três reservatórios a densidade de células de cianobactérias não tenha indicado ocorrência de florações, no reservatório Vargem das Flores essa densidade foi mais elevada, destacando-se a ocorrência do gênero *Microcystis*, potencialmente tóxico, o que mais uma vez corrobora a condição de pior qualidade da água deste reservatório. Por fim, a aplicação do índice multimétrico desenvolvido indicou o predomínio de condições de qualidade ecológica boa e moderada nos três reservatórios, corroborando as demais análises efetuadas neste estudo. Entretanto, a condição mais degradada da qualidade da água dos principais tributários, apresenta-se como um risco à futura integridade ambiental dos reservatórios. Nos três reservatórios, as métricas associadas ao biomonitoramento contribuíram mais para o resultado final do índice, evidenciando a importância da incorporação da bioavaliação no monitoramento dos corpos d'água, para garantir uma classificação ecológica mais robusta e manter a integridade do ecossistema.

Palavras-chave: qualidade da água; biomonitoramento; cobertura e uso da terra; integridade ecológica; índice multimétrico.

ABSTRACT

Maintaining the integrity of surface water sources and ensuring the supply of water with adequate quality and quantity to meet multiple uses has become a major challenge, especially in metropolitan regions, such as the Belo Horizonte Metropolitan Region (RMBH). Thus, the objective of this research was to analyze the environmental integrity of three of the largest surface water sources for public supply in the RMBH (Rio Manso, Serra Azul, and the Vargem das Flores reservoirs), by evaluating water quality parameters, biomonitoring data, land cover and use data, and developing a multimetric index based on three physical-chemical metrics (dissolved oxygen, trophic state index and turbidity) and six metrics related to biomonitoring (total density of Bacillariophyta, Cyanophyta and zooplankton, Shannon-Winer index for phytoplankton and zooplankton, and relative abundance of crustaceans). More than 80,000 secondary data relating to more than 130 parameters monitored at 32 stations (between 1989 and 2020) were analyzed using statistical tools. The results indicated worse water quality in the stations located in the tributaries (lotic environment) compared to the stations located in the reservoirs (lentic environment), especially in the tributaries of the Vargem das Flores reservoir. The joint analysis of land cover and use indicated that the main sources of pressure that contribute to this result refer to the expansion of the urban area and mining activity in the reservoir sub-basin. Even so, the water quality of the three reservoirs prevailed with low concentrations of solids, organic matter, and nutrients and, in general, in compliance with the limits of current state legislation (DN COPAM CERH-MG 08/2022). Likewise, inside the reservoirs, most of the results for metals and organic/pesticide parameters varied little and were below the quantification limit of the analytical method and the legal limits. The biomonitoring data evaluation indicated the predominance of the phytoplankton classes Eucyrtophyceae and Cyanophyceae and the zooplankton classes Crustacea and Monogononta in the reservoirs. Only in the Rio Manso reservoir was it possible to observe a change in the composition of the plankton communities over time, with a greater abundance of cyanobacteria and an increase in the density of the Crustacea class in the final monitoring years, indicating a more degraded environment. Although the density of cyanobacterial cells in the three reservoirs did not indicate the occurrence of blooms, in the Vargem das Flores reservoir this density was higher, highlighting the occurrence of the potentially toxic genus *Microcystis*, which once again corroborates the poor water quality condition of this reservoir. Finally, the application of the developed multimetric index indicated the predominance of good and moderate ecological quality conditions in the three reservoirs, corroborating the other analyses carried out in this study. However, the more degraded water quality of the main tributaries poses a risk to the future environmental integrity of the reservoirs. In the three reservoirs, the metrics associated with biomonitoring contributed more to the final result of the index, highlighting the importance of incorporating bioassessment into the monitoring of water bodies to ensure a more robust ecological classification and maintain the integrity of the ecosystem.

Keywords: water quality; biomonitoring; land cover and use; ecological integrity; multimetric index.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Fluxograma das etapas metodológicas do trabalho	60
Figura 2 - Localização da área de estudo	61
Figura 3 – Código de referência de cada estação de monitoramento	66
Figura 4 – Localização dos mananciais e das estações de monitoramento.....	66
Figura 5 – Etapa metodológica da organização e sistematização do banco de dados	72
Figura 6 – Etapas metodológicas da avaliação espacial e temporal dos parâmetros de qualidade da água.....	72
Figura 7 – Etapas metodológicas da avaliação estatística preliminar e descritiva	73
Figura 8 – Etapas metodológicas da análise de violação dos parâmetros aos padrões legais.....	75
Figura 9 – Etapas metodológicas da análise estatística por meio de testes não paramétricos.....	76
Figura 10 – Etapas metodológicas da avaliação dos dados de biomonitoramento ...	79
Figura 11 – Etapas metodológicas da análise da relação da qualidade das águas com a cobertura e uso da terra	80
Figura 12 – Etapas metodológicas do desenvolvimento do índice multimétrico	83
Figura 13 – Gráfico box-whisker do parâmetro Acidez total.....	108
Figura 14 – Gráfico box-whisker do parâmetro pH.....	109
Figura 15 – Gráfico box-whisker do parâmetro Turbidez	110
Figura 16 – Gráfico box-whisker do parâmetro Cor.....	112
Figura 17 – Gráfico box-whisker do parâmetro Sólidos suspensos totais	114
Figura 18 – Gráfico box-whisker do parâmetro Sólidos dissolvidos totais.....	114
Figura 19 – Gráfico box-whisker do parâmetro Sólidos totais	115
Figura 20 – Gráfico box-whisker do parâmetro Ferro total	116
Figura 21 – Gráfico box-whisker do parâmetro Ferro dissolvido	117
Figura 22 – Gráfico box-whisker do parâmetro Manganês total	118
Figura 23 – Gráfico box-whisker do parâmetro Manganês dissolvido	119
Figura 24 – Gráfico box-whisker do parâmetro Potássio.....	120
Figura 25 – Gráfico box-whisker do parâmetro Sódio	121
Figura 26 – Gráfico box-whisker do parâmetro Condutividade elétrica	122
Figura 27 – Gráfico box-whisker do parâmetro DBO.....	123

Figura 28 – Gráfico box-whisker do parâmetro DQO	123
Figura 29 – Gráfico <i>box-whisker</i> do parâmetro Oxigênio dissolvido.....	124
Figura 30 – Gráfico <i>box-whisker</i> do parâmetro <i>E.coli/C.termo.</i>	125
Figura 31 – Gráfico <i>box-whisker</i> do parâmetro Fósforo total.....	127
Figura 32 – Gráfico <i>box-whisker</i> do parâmetro Nitrogênio Amoniacal	128
Figura 33 – Gráfico <i>box-whisker</i> do parâmetro Nitrogênio Orgânico.....	129
Figura 34 – Gráfico <i>box-whisker</i> do parâmetro Nitrato.....	130
Figura 35 – Gráfico <i>box-whisker</i> do parâmetro Nitrito	130
Figura 36 – Distribuição das classes de fitoplâncton quantificadas nas estações de monitoramento inseridas no reservatório Rio Manso	138
Figura 37 – Quantificação de gêneros e espécies de cada classe fitoplanctônica registrada ao longo do período de monitoramento no reservatório do Rio Manso ..	141
Figura 38 – Proporção de classes de fitoplâncton (abundância relativa %) encontradas nas estações de monitoramento do reservatório do Rio Manso.....	142
Figura 39 - Variação temporal do índice de Shannon-Wiener para o fitoplâncton considerando o período sazonal por ano hidrológico ao longo do período de monitoramento no reservatório Rio Manso	143
Figura 40 - Distribuição dos gêneros de Cyanophyceae quantificados no reservatório Rio Manso ao longo do período de monitoramento.....	144
Figura 41 – Distribuição das classes de zooplâncton quantificadas nas estações de monitoramento inseridas no reservatório Rio Manso	147
Figura 42 – Quantificação de gêneros e espécies de cada classe zooplanctônica registrada ao longo do período de monitoramento no reservatório do Rio Manso ..	148
Figura 43 – Proporção de classes de zooplâncton (abundância relativa %) encontradas nas estações de monitoramento do reservatório do Rio Manso	150
Figura 44 – Distribuição dos gêneros Monogononta e Crustacea quantificados no reservatório do Rio Manso ao longo do período de monitoramento.....	151
Figura 45 - Variação temporal do índice de Shannon-Wiener para o zooplâncton considerando o período sazonal por ano hidrológico ao longo do período de monitoramento no reservatório Rio Manso	153
Figura 46 – Distribuição das classes de fitoplâncton quantificadas nas estações de monitoramento inseridas no reservatório Serra Azul.....	158
Figura 47 – Quantificação de gêneros e espécies de cada classe fitoplanctônica registrada ao longo do período de monitoramento no reservatório do Serra Azul ..	159

Figura 48 – Proporção de classes de fitoplâncton (abundância relativa %) encontradas nas estações de monitoramento do reservatório do Serra Azul	160
Figura 49 - Variação temporal do índice de Shannon-Wiener para o fitoplâncton considerando o período sazonal por ano hidrológico ao longo do período de monitoramento no reservatório Serra Azul	161
Figura 50 – Distribuição das classes de zooplâncton quantificadas nas estações de monitoramento inseridas no reservatório Serra Azul.....	162
Figura 51 – Quantificação de gêneros e espécies de cada classe zooplanctônica registrada ao longo do período de monitoramento no reservatório do Serra Azul ..	163
Figura 52 – Proporção de classes de zooplâncton (abundância relativa %) encontradas nas estações de monitoramento do reservatório do Serra Azul	164
Figura 53 - Variação temporal do índice de Shannon-Wiener para o zooplâncton considerando o período sazonal por ano hidrológico ao longo do período de monitoramento no reservatório Serra Azul	165
Figura 54 – Distribuição das classes de fitoplâncton quantificadas nas estações de monitoramento inseridas no reservatório Vargem das Flores	166
Figura 55 – Quantificação de gêneros e espécies de cada classe fitoplanctônica registrada ao longo do período de monitoramento no reservatório do Vargem das Flores	167
Figura 56 – Proporção de classes de fitoplâncton (abundância relativa %) encontradas nas estações de monitoramento do reservatório do Vargem das Flores	169
Figura 57 - Variação temporal do índice de Shannon-Wiener para o fitoplâncton considerando o período sazonal por ano hidrológico ao longo do período de monitoramento no reservatório Vargem das Flores	170
Figura 58 – Distribuição das classes de zooplâncton quantificadas nas estações de monitoramento inseridas no reservatório Vargem das Flores	171
Figura 59 – Quantificação de gêneros e espécies de cada classe zooplanctônica registrada ao longo do período de monitoramento no reservatório do Vargem das Flores	172
Figura 60 – Proporção de classes de zooplâncton (abundância relativa %) encontradas nas estações de monitoramento do reservatório do Vargem das Flores	173

Figura 61 - Variação temporal do índice de Shannon-Wiener para o zooplâncton considerando o período sazonal por ano hidrológico ao longo do período de monitoramento no reservatório Vargem das Flores	174
Figura 62 - Cobertura e uso da terra na sub-bacia de drenagem do reservatório Rio Manso no ano de 2010 (esquerda) e 2020 (direita)	186
Figura 63 - Cobertura e uso da terra na sub-bacia de drenagem do reservatório Serra Azul no ano de 2010 (esquerda) e 2020 (direita)	186
Figura 64 - Cobertura e uso da terra na sub-bacia de drenagem do reservatório Vargem das Flores no ano de 2010 (esquerda) e 2020 (direita)	187
Figura 65 - <i>Biplot</i> (CP1 x CP2) das métricas pré-selecionadas após etapa de correlação de Spearman, para o período de chuva	204
Figura 66 - <i>Biplot</i> (CP1 x CP2) das métricas pré-selecionadas após etapa de correlação de Spearman, para o período de estiagem	204
Figura 67 – Resultado do índice calculado ao longo do período de monitoramento para o reservatório Rio Manso	208
Figura 68 – Resultado do índice calculado ao longo do período de monitoramento para o reservatório Serra Azul.....	210
Figura 69 – Resultado do índice calculado ao longo do período de monitoramento para o reservatório Vargem das Flores	212

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Estudos que avaliaram dados de biomonitoramento de comunidades planctônicas	41
Quadro 2 - Códigos da legenda da Coleção 8 do MapBiomias	82

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Principais características dos reservatórios do SIN Paraopeba	64
Tabela 2 – Informações sobre as estações de monitoramento	67
Tabela 3 - Parâmetros de qualidade da água monitorados e disponíveis no banco de dados utilizado na pesquisa	69
Tabela 4 – Percentual de outliers por parâmetro	88
Tabela 5 – Número de dados após análise de consistência	91
Tabela 6 – Número de dados consistentes	92
Tabela 7 – Percentual de dados censurados	94
Tabela 8 – Percentual de violação dos parâmetros que possuem limite estabelecido na Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 08 de 2022	100
Tabela 9 – Ocorrência de parâmetros críticos (percentual de violação $\geq 50\%$) nas estações de monitoramento	102
Tabela 10 - Número de parâmetros críticos (percentual de violação $\geq 50\%$) por estação de monitoramento e profundidade de coleta.....	103
Tabela 11 - Resultados do teste de Mann-Whitney para comparação dos parâmetros entre ambiente lântico e lótico.....	106
Tabela 12 - Resumo dos resultados da análise de tendência temporal para os mesmos parâmetros considerados na análise espacial	132
Tabela 13 – Classes de cobertura e uso da terra quantificadas na área de influência do manancial Reservatório Rio Manso.....	175
Tabela 14 – Classes de cobertura e uso da terra quantificadas na área de influência do manancial Reservatório Serra Azul	176
Tabela 15 – Classes de cobertura e uso da terra quantificadas na área de influência do manancial Reservatório Vargem das Flores.....	177
Tabela 16 - Parâmetros monitorados e resumo da avaliação estatística	188
Tabela 17– Parâmetros indicados como possíveis métricas.....	192
Tabela 18 – Métricas candidatas do fitoplâncton e zooplâncton comumente empregadas na literatura	192
Tabela 19 – Resultados da correlação de Spearman entre as métricas de parâmetros físico-químicos (chuva)	194
Tabela 20 – Resultados da correlação de Spearman entre as métricas de parâmetros físico-químicos (estiagem).....	195

Tabela 21 – Resultados da correlação de Spearman entre as métricas do biomonitoramento (chuva).....	197
Tabela 22 – Resultados da correlação de Spearman entre as métricas do biomonitoramento (estiagem).....	199
Tabela 23 - Cargas fatoriais das correlações entre as métricas pré-selecionadas e as componentes avaliadas.....	203
Tabela 24- Métricas finais selecionadas para compor o índice multimétrico.....	206
Tabela 25 – Métricas e respectivas condições de referência	206
Tabela 26 – Categorias de classificação da condição ecológica do reservatório....	207
Tabela 27 – Resultado final do índice calculado para os dados do reservatório Rio Manso	208
Tabela 28 – Resultado final do índice calculado para os dados do reservatório Serra Azul	210
Tabela 29 – Resultado final do índice calculado para os dados do reservatório Vargem das Flores.....	212

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AC - Análise de Cluster

ACP - Análise de Componentes Principais

AD - Análise Discriminante

ADL - Análise discriminante linear

AI – Área de influência

AIQ – Amplitude interquartil

ANA - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico

ANOVA - Análise de Variância

ANOSIM - Análise de similaridade

BRT - *Boosted Regression Tree*

BMWP - *Biological Monitoring Working Party*

CCA - *Canonic Correspondence Analysis*

CCME/ ICE – Índice do Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente / Índice de conformidade ao enquadramento

CERH-MG – Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente

COPAM – Conselho Estadual de Política Ambiental

CP – Componente Principal

DCA - *Detrended correspondence analysis*

FAC – Função de Autocorrelação

IDT - Índice de Diatomáceas Tróficas

IGAM – Instituto Mineiro de Gestão das Águas

IPI - *Integrated Phytoplankton Index*

IQA – Índice de qualidade da água

KW - Kruskal-Wallis

LQ – Limite de quantificação

MDE – Modelo Digital de Elevação

MK – Teste de *Mann-Kendall*

NMDS - *Non-Metric Multidimensional Scaling*

PIB – Produto Interno bruto

PSI – *Phyto-See-Index*

P-IBI-G - *German Phytoplankton Index of Biotic Integrity*

P-IBI-I - *Phytoplankton Index of Biotic Integrity for Iraq*

RDA - *Redundancy Analysis*

RMBH - Região Metropolitana de Belo Horizonte

SIN – Sistema Integrado

SMK – Teste Sazonal de *Mann-Kendall*

USEPA - *U.S. Environmental Protection Agency* (Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos)

VPA - *Variance partitioning analysis*

WFD - *Water Framework Directive*

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	21
2	OBJETIVOS	26
2.1	Objetivo Geral	26
2.2	Objetivos Específicos	26
3	REVISÃO DA LITERATURA	27
3.1	Qualidade das águas superficiais	27
3.1.1	Monitoramento da qualidade das águas superficiais	29
3.1.1.1	Biomonitoramento	31
3.2	Relação da cobertura e uso da terra com a qualidade das águas superficiais 47	
3.3	Avaliação multimétrica da integridade ambiental de corpos d'água superficiais 50	
4	METODOLOGIA	59
4.1	Área de estudo	60
4.2	Organização e sistematização do banco de dados	64
4.3	Análise espacial e temporal dos parâmetros de qualidade da água	72
4.3.1	Estatística preliminar e descritiva	72
4.3.2	Análise de violação dos parâmetros de qualidade da água aos limites preconizados na legislação	74
4.3.3	Testes estatísticos não paramétricos	75
4.4	Avaliação dos dados de biomonitoramento	78
4.5	Relação da qualidade das águas dos mananciais com a cobertura e uso da terra 80	
4.6	Desenvolvimento de um índice multimétrico para avaliação da integridade ambiental de reservatórios localizados em região tropical	82
4.6.1	Avaliação dos dados de qualidade da água e de biomonitoramento	83
4.6.2	Seleção e definição das métricas	84
4.6.3	Definição das condições de referência e padronização das métricas	86
4.6.4	Agregação das métricas e definição das categorias de classificação	87
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	88
5.1	Análise espacial e temporal dos parâmetros de qualidade da água	88
5.1.1	Estatística preliminar e descritiva	88
5.1.2	Análise de violação aos padrões	99
5.1.3	Análises estatísticas não paramétricas	106
5.1.3.1	Análise estatística espacial	106
5.1.3.2	Análise estatística temporal	131

5.2	Avaliação dos dados de biomonitoramento.....	135
5.2.1	Composição do fitoplâncton no reservatório Rio Manso	137
5.2.2	Composição do zooplâncton no reservatório Rio Manso	146
5.2.3	Composição do fitoplâncton no reservatório Serra Azul	156
5.2.4	Composição do zooplâncton no reservatório Serra Azul	161
5.2.5	Composição do fitoplâncton no reservatório Vargem das Flores.....	165
5.2.6	Composição do zooplâncton no reservatório Vargem das Flores.....	170
5.3	Relação da qualidade das águas com a cobertura e uso da terra	174
5.4	Índice multimétrico para avaliação da condição ambiental dos mananciais superficiais.....	188
5.4.1	Avaliação dos dados	188
5.4.2	Seleção e definição das métricas	191
5.4.2.1	Indicação de possíveis métricas	191
5.4.2.2	Definição das métricas	194
5.4.3	Definição das condições de referência e padronização das métricas.....	206
5.4.4	Agregação das métricas e definição das categorias de classificação.....	207
5.4.5	Aplicação do índice desenvolvido para avaliar a integridade ambiental dos reservatórios estudados	207
6	CONCLUSÕES	215
7	RECOMENDAÇÕES.....	219
	REFERÊNCIAS.....	220
	APÊNDICE A – Tabelas da descrição do banco de dados	254
	APÊNDICE B – Notação de referência e limites legais para os parâmetros de qualidade da água.....	260
	APÊNDICE C – Detalhamento da estatística preliminar e descritiva	264
	APÊNDICE D – Detalhamento da análise de violação.....	265
	APÊNDICE E – Detalhamento da análise estatística espacial e temporal	266
	APÊNDICE F – Detalhamento das análises referentes ao biomonitoramento	267
	APÊNDICE G – Cálculo do índice multimétrico para os três reservatórios	284
	ANEXO A - Artigos publicados como produto da tese	285

1 INTRODUÇÃO

A manutenção da qualidade dos cursos d'água diante do desenvolvimento econômico é um desafio global do século XXI (LIMBURG *et al.*, 2011). Ao mesmo tempo que os ambientes aquáticos ofertam diversos serviços ecossistêmicos aos seres humanos, incluindo o fornecimento de água para consumo humano como primordial, esses ecossistemas têm sido constantemente ameaçados pelas diversas intervenções antrópicas nas bacias hidrográficas dos mananciais de abastecimento (ROCHA *et al.*, 2020; RUARO *et al.*, 2020).

O crescimento acelerado da população e a intensificação das atividades econômicas desenvolvidas nas bacias hidrográficas têm provocado a deterioração da qualidade das águas superficiais (QIN *et al.*, 2020; ZHANG H *et al.*, 2021), principalmente em regiões mais urbanizadas, como as regiões metropolitanas. Os mananciais localizados nessas regiões são estratégicos, visto que abastecem grande parcela da população, mas, ao mesmo tempo, estão submetidos a pressões antrópicas variadas decorrentes da complexidade socioeconômica e organizacional dessas regiões. Destaca-se, assim, a relevância do desenvolvimento de estudos nessas regiões, tendo em vista o desafio de garantir a integridade ambiental dos mananciais superficiais, bem como fornecer água com qualidade adequada e quantidade suficiente para atendimento aos usos múltiplos e manutenção da saúde pública (ROCHA *et al.*, 2020; TEODOSIU *et al.*, 2018).

A avaliação holística da qualidade das águas por meio de programas de monitoramento é crucial para que os tomadores de decisão interpretem, entendam e usem essas informações em apoio à gestão dos recursos hídricos (BEHMEL *et al.*, 2016). Entretanto, os dados gerados nos programas de monitoramento muitas vezes não são analisados de forma sistemática e integrada, o que dificulta o conhecimento das reais condições existentes dos cursos d'água monitorados. Além disso, grande parte dos programas de monitoramento e dos estudos para avaliação da qualidade de água de mananciais superficiais, se restringem a avaliação de parâmetros físico-químicos (SANTOS *et al.*, 2016; SOARES *et al.*, 2021; USTAOĞLU *et al.*, 2021), sem avaliar de forma mais abrangente as condições das comunidades bióticas, por meio de dados do biomonitoramento, bem como a relação com a evolução da cobertura e uso da terra na sub-bacia de origem.

A análise dos dados de biomonitoramento pode refletir condições até então não indicadas pelos parâmetros físico-químicos (SUMUDUMALI e JAYAWARDANA, 2021), indicando, de forma robusta, mudanças no ambiente ao longo do tempo (LI, ZHENG e LIU, 2010; PSENNER, 2018), bem como informações sobre os efeitos cumulativos ou sinérgicos causados pelas alterações no ambiente (BOONSOONG *et al.*, 2010).

Assim, há uma tendência mundial de se considerar a qualidade da água sob uma visão ecossistêmica, que considera os mananciais associados às bacias hidrográficas, e a adoção cada vez crescente de dados de biomonitoramento objetivando a recuperação ou manutenção da integridade ambiental. Uma vez que as mudanças nas características físico-químicas de um corpo d'água são refletidas nas comunidades aquáticas ao longo do tempo, as avaliações de dados bióticos são mais abrangentes e, juntamente com a análise dos demais parâmetros, permitem fornecer um cenário mais completo da condição ambiental do manancial (HE *et al.*, 2011; VOSS *et al.*, 2012).

Nesse contexto, destaca-se a importância da avaliação da integridade dos mananciais superficiais, que pode ser medida conjuntamente pela sua condição química, física e biológica, refletindo à capacidade do ambiente de manter a função ecológica, a biodiversidade e a provisão de serviços ecossistêmicos (ROCHA *et al.*, 2020), incluindo os serviços ambientais esperados pelo Homem, como a provisão de água com qualidade adequada para o consumo humano. Essa relevância é ainda maior ao se considerar os mananciais localizados em regiões tropicais e subtropicais, notadamente nos países em desenvolvimento, como no caso do Brasil. Nessas regiões, as condições climáticas, as rápidas taxas de conversão das terras florestais em áreas urbanas e agrícolas e os baixos níveis de tratamento de águas residuárias podem impactar de forma distinta os cursos d'água e influenciar, principalmente, o abastecimento de água para consumo humano, de maneira diferente das áreas de alta latitude, as quais concentram a maioria dos estudos (CUNHA, SABOGAL-PAZ e DODDS, 2016; VINCENT *et al.*, 2016).

Ferramentas estatísticas mostraram-se úteis para a interpretação de diversos dados de monitoramento de cursos d'água superficiais, permitindo compreender variações

temporais e espaciais da qualidade das águas em bacias hidrográficas. Vários pesquisadores têm publicado trabalhos que utilizam métodos estatísticos para determinar, por exemplo, os principais parâmetros que influenciam a qualidade da água, bem como associar as fontes de poluição (GU *et al.*, 2016; PASSOS *et al.*, 2021), os locais de monitoramento com características de qualidade das águas similares (BARAKAT *et al.*, 2016; CALAZANS *et al.*, 2018a; CALAZANS *et al.*, 2018b; OLIVEIRA *et al.*, 2021a; SOARES *et al.*, 2021), os períodos nos quais os dados possuem características semelhantes (CALAZANS *et al.*, 2018b; ZHANG *et al.*, 2011) e a existência de tendência temporal em parâmetros de qualidade da água (COSTA *et al.*, 2017; COSTA *et al.*, 2020; DANTAS *et al.*, 2020; LI *et al.*, 2021; PINTO *et al.*, 2017; TRINDADE *et al.*, 2017).

Na tentativa de redução da complexidade da avaliação dos dados de monitoramento, índices de qualidade da água têm sido largamente empregados (AKOTO *et al.*, 2021; CHOI *et al.*, 2021; COSTA *et al.*, 2020; HASSAN, AL-OBAIDY e SHAAWIAT, 2018, OLIVEIRA *et al.*, 2021b; SAPKOTA *et al.*, 2021; SETIA *et al.*, 2021; XIA *et al.*, 2018) na representação simultânea dos vários indicadores de qualidade dos ambientes aquáticos em um valor único (UDDIN, NASH e OLBERT, 2021). Diversos índices para avaliar a integridade de ambientes aquáticos, baseados principalmente em parâmetros bióticos, vêm sendo aplicados em diferentes lugares do mundo (KAIBLINGER *et al.*, 2009; KANE *et al.*, 2009; LUGOLI *et al.*, 2012; MISTRI, MUNARI e MARCHINI, 2008; POMARI *et al.*, 2019; SOUZA, 2013; WU, SCHMALZ e FOHRER, 2012), como ferramentas robustas na identificação de pressões ambientais. Em geral, esses índices apresentam relativa eficácia na mensuração de impactos antrópicos, retratando de forma objetiva a condição do ambiente aquático, facilitando a compreensão e a divulgação das informações por parte dos gestores dos recursos hídricos.

Nas regiões continentais que apresentam grande parte de suas áreas em regiões tropicais, como África, Sudeste Asiático e América do Sul, tanto a implementação do monitoramento com base em biocritérios para avaliar a integridade ambiental dos cursos d'água quanto o emprego de índices multimétricos, têm sido mais lentos. Essa condição é preocupante e tem implicações importantes para a gestão e conservação ambiental, visto que essas regiões abrigam grande parte da biodiversidade mundial

(TOUSSAINT *et al.*, 2016) e estão sendo rapidamente alteradas pelas atividades humanas (MARQUES *et al.*, 2019). Assim, o desenvolvimento de índices específicos para determinadas regiões é necessário devido à variedade dos padrões legais estabelecidos, devido aos diferentes desafios enfrentados em cada área, bem como devido aos diferentes elementos de prevenção da poluição e gestão de recursos hídricos existentes em cada local.

Tal condição ressalta a importância do desenvolvimento de um índice multimétrico que considere as comunidade aquáticas e as condições ambientais relevantes para mananciais superficiais localizados em regiões tropicais, inseridos em bacias hidrográficas mais urbanizadas, como se propõe no presente estudo. A construção desse índice pode contribuir para a definição de prioridades de manejo e recuperação de áreas degradadas, bem como para a proteção e a gestão dos corpos de água dessas regiões, facilitando ainda a comparação da situação de corpos d'água em locais distintos para bacias hidrográficas com características antrópicas aproximadas.

Nesse contexto, este estudo visou avaliar a integridade ambiental de três dos maiores mananciais superficiais de abastecimento público localizados na Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH), que fazem parte do Sistema Integrado de Abastecimento Paraopeba (SIN Paraopeba), por meio da análise conjunta de parâmetros físico-químicos de qualidade de água, dados de biomonitoramento e cobertura e uso da terra. Para isso, foi proposto o emprego de diferentes ferramentas estatísticas, bem como a construção de um índice multimétrico que permita estabelecer a condição ambiental dos corpos de água superficiais avaliados.

Apesar do notável desenvolvimento econômico e dos investimentos em saneamento, a RMBH ainda é fortemente impactada pelo lançamento de efluentes domésticos e industriais, sem tratamento ou com tratamento insuficiente (CALAZANS *et al.*, 2018a; COSTA *et al.*, 2017; PINTO, CALAZANS e OLIVEIRA, 2019). Esse cenário cria grande pressão antrópica nos sistemas aquáticos locais, acarretando o aumento das concentrações de contaminantes nas águas superficiais e consequente degradação da qualidade das águas dos mananciais de abastecimento.

Acredita-se que, os resultados da análise integrada dos dados e o desenvolvimento de um índice multimétrico possibilitarão avaliar a integridade ambiental dos

mananciais de abastecimento da RMBH. Assim, será possível fornecer informações importantes para o planejamento e gestão integrada dos recursos hídricos locais, e consequentemente, contribuir para a melhoria da qualidade ambiental dos mananciais e para a segurança do abastecimento público de água da região.

A tese apresenta-se dividida em sete capítulos, a saber: Capítulo 1 no qual foi descrita esta Introdução; Capítulo 2 onde são apresentados os objetivos geral e específicos; Capítulo 3 em que consta a revisão da literatura relativa a temática estudada; Capítulo 4 no qual a metodologia do trabalho é descrita; Capítulo 5 em que consta os resultados obtidos e respectivas discussões; Capítulo 6 que traz as conclusões; e, por fim, o Capítulo 7 com as recomendações.

Vale ressaltar que, durante a execução da Pesquisa, foram publicados dois artigos referentes ao manancial reservatório Rio Manso, o qual possui o banco de dados mais robusto. O primeiro artigo (BARROSO *et al.*, 2024 – APÊNDICE H) teve como objetivo avaliar a integridade ambiental do reservatório Rio Manso, por meio da avaliação integrada de parâmetros físico-químicos de qualidade da água, metais e indicadores microbiológicos de contaminação fecal usando ferramentas estatísticas e índices de qualidade da água, juntamente com a avaliação de dados de biomonitoramento de fitoplâncton e zooplâncton e de dados de cobertura e uso da terra, entre os anos 2010 e 2020. No segundo artigo (BARROSO, GOMES e OLIVEIRA, 2025 – APÊNDICE H), o banco de dados avaliado abarcou uma série histórica de monitoramento mais extensa (de 1989 até o ano 2020) e teve como objetivo principal avaliar a qualidade da água do reservatório Rio Manso com foco na dinâmica das comunidades planctônicas, por meio de uma análise mais robusta de parâmetros até então não avaliados no primeiro artigo e incluindo o emprego de ferramentas estatísticas multivariadas.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a integridade ambiental de três mananciais superficiais de abastecimento público localizados na Região Metropolitana de Belo Horizonte, por meio da análise estatística de parâmetros de qualidade da água, dados de biomonitoramento e de cobertura e uso da terra e do desenvolvimento de um índice multimétrico.

2.2 Objetivos Específicos

- Analisar a variabilidade espacial e temporal de parâmetros de qualidade da água físico-químicos, metais, orgânicos/pesticidas e bacteriológicos de três reservatórios de abastecimento e seus respectivos tributários;
- Avaliar a qualidade da água dos reservatórios de abastecimento por meio da avaliação de dados de biomonitoramento de fitoplâncton e zooplâncton e da relação com os demais parâmetros de qualidade da água;
- Relacionar os resultados de qualidade da água a cobertura e uso da terra nas áreas de influência delimitadas para cada manancial;
- Desenvolver um índice multimétrico para avaliação da integridade ambiental de reservatórios localizados em região tropical e aplicar o índice desenvolvido para os três reservatórios do Sistema Integrado de Abastecimento Paraopeba, localizados na Região Metropolitana de Belo Horizonte.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Qualidade das águas superficiais

A qualidade da água está atrelada as características físicas, químicas e biológicas de um corpo hídrico (TUNDISI, 1986). Essas características são resultantes das condições naturais da bacia hidrográfica como fatores hidrológicos, climáticos, topográficos e litológicos e das pressões exercidas pelas atividades antrópicas, responsáveis pelo incremento dos níveis de poluentes (AKOTO *et al.*, 2021; UDDIN, NASH e OLBERT, 2021; ZHANG *et al.*, 2011).

Nas últimas décadas, os ecossistemas aquáticos e suas comunidades bióticas têm sido ameaçados globalmente pelas atividades antropogênicas desenvolvidas nas bacias hidrográficas (ROCHA *et al.*, 2020; RUARO *et al.*, 2020). Dentre tais atividades, a urbanização ocasionou um rápido desenvolvimento econômico e crescimento populacional, acompanhados do aumento da área impermeável e do lançamento das águas residuais, impactando negativamente a qualidade da água e a saúde do ecossistema aquático (CALDERON *et al.*, 2014; GAL *et al.*, 2019; TAGLIAFERRO *et al.*, 2020). Destacam-se também as atividades industriais e a expansão da agricultura e pecuária, em detrimento da manutenção da vegetação natural (NONG *et al.*, 2020; QIN *et al.*, 2020; WAN *et al.*, 2014; ZHANG H *et al.*, 2021), como fontes de pressão negativa sobre a qualidade das águas superficiais.

Importante ressaltar que a qualidade da água de um manancial também está atrelada aos seus usos múltiplos, visto que para cada uso previsto tem-se uma qualidade da água desejável. Dentre os diversos usos, o abastecimento para consumo humano é tido como o uso mais nobre, ou seja, requer a satisfação de critérios mais restritivos de qualidade, sendo este, juntamente com a dessedentação de animais, estabelecido pela Política Nacional de Recursos Hídricos como uso prioritário em situação de escassez (BRASIL, 1997). MacAlister *et al.* (2023), apontam que, de acordo com uma avaliação global de segurança hídrica, a maioria da população mundial vive atualmente em países com falta de água, o que é motivo de grande preocupação, pois a segurança hídrica é fundamental para o desenvolvimento. No Brasil o cenário não é diferente, em 2021, a segurança hídrica para o abastecimento da população urbana

foi reportada como um dos principais desafios para a gestão das águas no país (ANA, 2021).

No Brasil, a Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005 (BRASIL, 2005) define classe de qualidade, como o conjunto de condições e padrões de qualidade de água necessários ao atendimento dos usos preponderantes, atuais ou futuros. Os padrões de qualidade das águas determinados nesta Resolução estabelecem limites individuais para cada substância em cada classe, abrangendo parâmetros físicos, químicos (inorgânicos e orgânicos), bacteriológicos e hidrobiológicos. No estado de Minas Gerais, os padrões para classificação dos corpos de água e as diretrizes ambientais para o seu enquadramento são estabelecidos pela Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH/MG nº 8, de 21 de novembro de 2022 (MINAS GERAIS, 2022).

Neste contexto, a manutenção da qualidade dos recursos hídricos, especialmente dos corpos d'água superficiais, mais susceptíveis a contaminação e a escassez, tem se tornado uma preocupação cada vez maior para a sociedade, tanto pela importância da conservação dos ecossistemas aquáticos, quanto em virtude dos usos previstos para a água e consequente desenvolvimento socioeconômico e manutenção da saúde pública (DODDS, PERKIN e GERKEN, 2013; HU *et al.*, 2022). Logo, um dos principais desafios do século XXI é garantir água segura e saudável para a população e manter a integridade dos ecossistemas, diante das interferências antropogênicas (PAWLOWSKI *et al.*, 2018; ROCHA *et al.*, 2020).

Assim, é fundamental que os mananciais superficiais sejam monitorados a fim de identificar as mudanças nas variáveis abióticas e bióticas, as quais afetam a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas, de forma a possibilitar o manejo, a conservação e a utilização dos recursos existentes. Além disso, maior atenção deve ser despendida aos mananciais localizados próximos às áreas urbanas, com altas densidades populacionais e demanda de água, onde, em geral, os cursos d'água recebem insumos industriais e esgotos domésticos e tem sua zona ciliar drasticamente modificada. Consequentemente, há diminuição da qualidade da água, perda da biodiversidade aquática e mudanças na dinâmica das comunidades bióticas (CALDERON *et al.*, 2014; SANTOS *et al.*, 2016; SOARES, 2021).

3.1.1 Monitoramento da qualidade das águas superficiais

Tendo em vista que a qualidade das águas superficiais varia conforme as influências naturais e antrópicas particulares de cada área, torna-se difícil generalizar os resultados das análises de qualidade de água. Nesse contexto, o monitoramento da qualidade das águas apresenta-se como importante ferramenta no fornecimento de informações sobre as condições do corpo hídrico, destacando-se como parte essencial do processo de gestão dos cursos d'água para a prevenção e o controle da poluição hídrica (BEHMEL *et al.*, 2016; DO *et al.*, 2012; PASSOS *et al.*, 2021; SIMEONOV *et al.*, 2002; SIMEONOV *et al.*, 2003).

A avaliação holística da qualidade das águas por meio de programas de monitoramento é crucial para que os tomadores de decisão interpretem, entendam e usem essas informações em apoio às atividades de gestão dos recursos hídricos (BEHMEL *et al.*, 2016; PASSOS *et al.*, 2021). Entretanto, os programas de monitoramento de qualidade das águas superficiais geram bancos de dados extensos e heterogêneos (ACHIENG *et al.*, 2017). Muitas vezes, esses dados não são analisados de forma sistemática e integrada, levando ao desconhecimento das reais condições existentes dos cursos d'água, assim como, um desperdício de recursos humanos, técnicos e financeiros. Portanto, estratégias são necessárias para orientar a otimização dos programas de monitoramento, bem como a avaliação dos dados gerados nesses programas (TAVAKOL *et al.*, 2017).

Conforme ressaltado por Campos *et al.* (2022) e Santos *et al.* (2016), no Brasil a maioria dos programas de monitoramento e estudos desenvolvidos foca na avaliação de parâmetros físico-químicos da água, com uma maior lacuna no conhecimento sobre a estrutura e funcionamento dos ecossistemas aquáticos do ponto de vista das comunidades bióticas. Essa condição, em grande parte, está atrelada a falta de embasamento legal, visto que a maioria das legislações brasileiras para gestão ambiental e de recursos hídricos, apesar de citarem, não estabelecem a utilização de critérios que abranjam a composição das comunidades bióticas e levem em consideração a regionalização de parâmetros e padrões, diferentemente da América do Norte e Europa (SOUZA, 2013).

Como exemplo de países que já incorporam o biomonitoramento em suas legislações com foco na manutenção da qualidade ecológica dos ecossistemas aquáticos, destacam-se àqueles membros da União Européia, a qual estabeleceu a Diretiva Quadro da Água (*Water Framework Directive* - WFD) para alcançar um bom estado ecológico dos cursos d'água da Europa (WFD-EC, 2000). A Diretiva visa conciliar e limitar as diferenças existentes nos mecanismos de monitoramento ecológico dos cursos d' água, favorecendo a implementação de protocolos comuns para o estabelecimento da qualidade dos cursos d'água. De acordo com a WFD a avaliação ecológica se concentra principalmente na conservação das comunidades aquáticas, enquanto as características físico-químicas da água e a hidromorfologia são consideradas elementos de apoio.

Por outro lado, em geral, nos países em desenvolvimento, como o caso dos países da América Latina, a falta de políticas comuns no domínio do monitoramento biótico é, sem dúvida, um problema para a manutenção da integridade ecológica dos cursos d'água (FERNÁNDEZ, 2015). Nos países da América do Sul não foi identificada a existência de programas nacionais oficiais que usam indicadores bióticos, conforme levantamento recente feito por Feio *et al.* (2021) sobre a avaliação biológica e reabilitação dos rios do mundo.

No Brasil, a legislação que regula a qualidade dos corpos de água doce (Resolução CONAMA nº 357/ 2005 - BRASIL, 2005) define as condições de qualidade com base no estabelecimento de padrões voltados ao atendimento dos usos preponderantes, atuais ou futuros, e não pautadas em critérios ecológicos. Do mesmo modo, no estado de Minas Gerais, a legislação (Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH/MG/2022 - MINAS GERAIS, 2022) define padrões para classificação dos corpos de água e as diretrizes ambientais para o seu enquadramento considerando os usos, e não o estabelecimento de critérios para a manutenção da qualidade ecológica do ecossistema aquático. No entanto, a legislação estadual é mais restritiva que a legislação nacional e já incorpora o conceito de integridade ecológica na definição de classe de qualidade, bem como indica as comunidades aquáticas a serem consideradas na avaliação da qualidade dos ambientes aquáticos. Conforme discutido por Feio *et al.* (2021), em 2008 o estado de Minas Gerais tomou a iniciativa de utilizar índices biológicos por meio de estudos técnicos estaduais, mas o objetivo

nunca foi consolidado como política pública. Dessa forma, o biomonitoramento no Brasil não é bem difundido e utilizado na classificação de corpos hídricos, dada a ausência de instrumentos regulatórios e de políticas públicas eficazes nesse contexto.

Em regiões tropicais, como a maior parte do Brasil, a morosidade na implementação do monitoramento dos cursos d'água com base em biocritérios para avaliar a condição ecológica (RUARO *et al.*, 2020) é preocupante e tem implicações importantes para a gestão e conservação ambiental, visto que essas regiões abrigam grande parte da biodiversidade mundial (TOUSSAINT *et al.*, 2016) e estão sendo rapidamente alteradas pelas atividades humanas (MARQUES *et al.*, 2019).

A inclusão do monitoramento das comunidades bióticas pode fornecer um cenário mais completo da condição do manancial avaliado, o que reforça a importância da criação e manutenção de programas sólidos de biomonitoramento da qualidade das águas superficiais. Assim, há uma tendência mundial de se considerar a qualidade da água sob uma visão ecossistêmica, que considera os mananciais associados às bacias hidrográficas, e a adoção cada vez crescente de dados de biomonitoramento objetivando a recuperação ou manutenção da integridade ambiental (HE *et al.*, 2011; VOSS *et al.*, 2012).

3.1.1.1 Biomonitoramento

O monitoramento de um curso d'água pautado somente na avaliação de parâmetros físico-químicos pode resultar na subavaliação da degradação ambiental, visto que esses parâmetros podem não representar com precisão o estado e os eventos de perturbação que ocorreram nos sistemas de água doce ao longo do tempo, considerando a diversidade de substâncias presentes no curso d'água e os múltiplos efeitos à biota aquática (SUMUDUMALI e JAYAWARDANA, 2021). Uma vez que as mudanças na condição física e química de um corpo d'água são refletidas na comunidade aquática ao longo do tempo, as avaliações de dados bióticos tendem a ser mais abrangentes (VOSS *et al.*, 2012), permitindo complementar as informações obtidas pelos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos.

Dados de biomonitoramento são considerados robustos para indicar mudanças no ambiente ao longo do tempo (PSENNER, 2018), bem como informações sobre os

efeitos cumulativos ou sinérgicos causados pelas alterações no ambiente (BOONSOONG *et al.*, 2010). Logo, o biomonitoramento permite avaliar as mudanças no ambiente por meio das respostas dos organismos, das comunidades que refletem a qualidade do ecossistema (SUMUDUMALI e JAYAWARDANA, 2021), sendo o conhecimento da estrutura das comunidades um aspecto fundamental para gestão e conservação dos recursos hídricos (MASESE, OMUKOTO e NYAKEYA, 2013). Além disso, o monitoramento de diferentes comunidades bióticas pode ser empregado em ensaios ecotoxicológicos, que visam a avaliação da toxicidade de poluentes por meio de respostas biológicas específicas que permitem compreender o efeito das substâncias no meio ambiente e o risco ambiental apresentado por elas (ADAMS e GREELEY, 2000).

Os padrões de distribuição dos organismos aquáticos são o resultado de interações bióticas e abióticas, considerando as condições do habitat e a disponibilidade de alimentos (DOCILE *et al.*, 2016). As formas como as comunidades respondem a diferentes pressões ambientais são bastante variadas, incluindo mudanças na composição, estrutura e características funcionais das espécies (DOCILE e FIGUEIRÓ, 2013). Desse modo, como bioindicadores, diferentes organismos toleram diferentes condições ambientais, indicando assim a qualidade do ambiente em que estão inseridos (CHANDEL *et al.*, 2024).

De acordo com suas características físico-químicas, os ecossistemas aquáticos lótico e lêntico hospedam uma série de organismos agrupados em comunidades, que desempenham papéis substanciais como produtores, consumidores primários, secundários, terciários e decompositores. Essas comunidades são dinâmicas e variam conforme adaptações a diversos fatores ambientais, constituindo pilares para a avaliação do estado do curso d'água (RUIZ *et al.*, 2021).

Existe uma grande variedade de táxons aquáticos que podem ser utilizados para monitorar a qualidade de um curso d'água, destacando-se, dentre eles, os organismos planctônicos (fitoplâncton e zooplâncton) no monitoramento de ecossistemas lênticos (ABIRHIRE *et al.*, 2023; DE-CARLI *et al.*, 2018; JI, WANG e WANG, 2013; LIAO *et al.*, 2023; LU *et al.*, 2023; MESHAM *et al.*, 2018; PATEL, SHUKLA e PATEL, 2013; PICAPEDRA *et al.*, 2020; STAMOU *et al.*, 2022; YANG *et al.*, 2022) e

macroinvertebrados bentônicos (DOCILE *et al.*, 2016; FIERRO *et al.*, 2018; FRANÇA *et al.*, 2019; HU *et al.*, 2022; SUMUDUMALI e JAYAWARDANA, 2021) e peixes (HALLETT, TRAYLER e VALESINI, 2019; SCHRANDT *et al.*, 2021), em geral, no monitoramento de ecossistemas lóticos.

No estudo realizado por Faquim *et al.* (2021), no Cerrado brasileiro, os autores avaliaram diferentes grupos biológicos (fitoplâncton, zooplâncton, perifíton e peixes) no monitoramento de ecossistemas fluviais e concluíram que cada grupo fornece informações complementares de diferentes aspectos da variação ambiental dos cursos d'água, reforçando a necessidade de uma abordagem multitaxa em biomonitoramento. Segundo a pesquisa desenvolvida pelos autores, os padrões de ordenação registrados para um grupo não correspondiam a outros grupos, mesmo aqueles com requisitos ambientais semelhantes (por exemplo, fitoplâncton e perifíton) ou relacionados na cadeia alimentar (por exemplo, perifíton e peixes herbívoros). Assim, nenhum grupo biológico ou trófico poderia ser utilizado como substituto de outro na região avaliada. Esse padrão encontrado por Faquim *et al.* (2021), corrobora com outros estudos, como o de Barbosa *et al.* (2019), e destaca a importância particular de cada grupo biológico no monitoramento ambiental e nas avaliações de biodiversidade dos ambientes aquáticos (PADIAL *et al.*, 2012) uma vez que diferentes grupos respondem a diferentes escalas de impactos espaciais e temporais.

Neste estudo, Faquim *et al.* (2021) também avaliaram a interferência da resolução taxonômica nas respostas do biomonitoramento. Demonstraram que níveis taxonômicos mais altos (gênero, família e ordem) também representam a diversidade de espécies locais e podem atuar como substitutos para avaliações ambientais, sem perda significativa de informações. Esses resultados corroboraram vários estudos propostos para diferentes grupos aquáticos, como o fitoplâncton (MACHADO *et al.*, 2015), perifíton (MUELLER, PANDER e GEIST, 2013) macroinvertebrados (MARSHALL, STEWARD e HARCH, 2006) e peixes (BARBOSA *et al.*, 2019; MUELLER, PANDER e GEIST, 2013). Assim, tais resultados mostraram relações significativas entre os níveis taxonômicos e que esses respondem de forma semelhante às variáveis ambientais ou padrões espaciais, o que permite substituir categorias taxonômicas dentro do mesmo grupo, por exemplo, substituindo o nível de espécie com uma categoria taxonômica mais alta, facilitando o biomonitoramento. No

entanto, a substituição entre grupos não é possível porque eles não foram correlacionados, provavelmente porque são influenciados por diferentes variáveis ambientais e padrões espaciais.

- **Fitoplâncton:**

O presente trabalho focou na avaliação e discussão da comunidade planctônica, composta por organismos do fitoplâncton e zooplâncton. O fitoplâncton é constituído por organismos fotossintéticos que vivem suspensos na coluna d'água, com representantes das algas e cianobactérias, os quais convertem materiais inorgânicos em orgânicos para consumo por outros organismos (REYNOLDS, 1984a). Constitui o primeiro elo da cadeia trófica dos corpos d'água, sendo de grande relevância para a avaliação do seu estado ecológico. Por ser o principal produtor primário e a base da cadeia alimentar em ecossistemas aquáticos, mudanças na estrutura do fitoplâncton afetam diretamente a sucessão das teias alimentares aquáticas, especialmente as comunidades zooplanctônicas e os principais peixes consumidores (LONG *et al.*, 2020), desempenhando um papel fundamental na ciclagem de massa e energia em ecossistemas aquáticos. Assim, estudos do fitoplâncton mostram o estado atual dos corpos d'água e predizem a direção de suas mudanças, sendo cruciais para a indicação de modificações em ecossistemas de água doce sob impacto antropogênico (BARSUKOVA, BAZHENOVA e KOLESNICHENKO, 2021).

Geralmente, o fitoplâncton é influenciado por muitos fatores ambientais (COSTA e CUTRIM, 2021), como temperatura da água, sólidos suspensos, disponibilidade e intensidade luminosa (CHAPMAN, HAYWARD e FAITHFUL, 2017) e disponibilidade de nutrientes (DING *et al.*, 2022; LOZA, PERONA e MATEO, 2014; NARS, 2023). Além disso, as interações bióticas como predação, parasitismo e alelopatia (REYNOLDS, 1980; REYNOLDS *et al.*, 1994) e os fatores climáticos, como precipitação, relacionada a vazão nos rios e ao nível da água nos reservatórios, podem ocasionar a variação da comunidade fitoplanctônica (DING *et al.*, 2022).

Conforme indicado por Margalef (1978), enquanto os fatores físicos permanecem relativamente constantes, a disponibilidade e distribuição de recursos, particularmente de nutrientes, será mais ou menos alterada pelo crescimento de algas (microalgas e cianobactérias), talvez para o ponto em que representantes de outras assembleias

são favorecidos. Assim, é provável que este seja o principal fator que contribui para a sucessão autogênica de mudanças na composição da comunidade fitoplanctônica. À medida que os recursos ambientais se esgotam e as proporções são alteradas criticamente, as taxas de crescimento relativas a limitação por nutrientes assumem importância seletiva. Em última análise, esses fatores influenciam as mudanças subsequentes na dominância (REYNOLDS, 1984b).

Assim, por exemplo, um declínio da razão Si/P deve selecionar diferencialmente entre espécies de diatomáceas e, eventualmente, favorecem a substituição de diatomáceas por algas verdes ou cianobactérias. Enquanto, um declínio na relação N/P acaba por favorecer a substituição de algas verdes por cianobactérias fixadoras de nitrogênio. De importância ecológica adicional é que, assim como existem vários recursos potenciais e simultaneamente limitantes, há um número de espécies simultaneamente coexistentes (REYNOLDS, 1984b) e mudanças sucessionais na dominância ao longo dos gradientes de razão.

O comportamento dos organismos fitoplânctônicos em ambientes lóticos e lênticos é distinto, em função da diferenciação do fluxo de escoamento existente entre esses dois ambientes. O desenvolvimento do fitoplâncton é favorecido em ambientes lênticos, devido a menor velocidade de fluxo e consequente maior tempo de detenção hidráulica (TDH), o que proporciona maior transparência bem como favorece o acúmulo de nutrientes (da COSTA, 2021).

Estudos anteriores indicaram que as condições hidrológicas de fluxo livre dos rios desempenham um papel vital na dinâmica dos grupos do fitoplâncton (ZHU, BI e HU, 2013), enquanto a flutuação do nível da água é mais importante em reservatórios artificiais (NASELLI-FLORES e BARONE, 2000). Em sistemas lóticos, os sedimentos e demais constituintes dos corpos hídricos são transportados pelo movimento da água ao longo do canal, com TDH reduzido e, consequentemente, elevada taxa de renovação da água. Entretanto, nos ambientes lênticos o transporte é decorrente do movimento vertical da água em função de diferenças de densidade provocadas pela variação da temperatura ao longo da coluna d'água (DODDS e WHILES, 2020). Portanto, as respostas do fitoplâncton às mudanças ambientais, especialmente em diferentes corpos d'água, são distintas.

As comunidades fitoplanctônicas de rios turvos e lagos rasos turvos são conduzidas e reguladas principalmente pela variabilidade das condições físicas do ambiente, como turbidez e luz, enquanto interações bióticas que, em geral, regulam as comunidades limnéticas são suprimidas e raramente bem expressas. Por outro lado, os fatores químicos e as interações bióticas competitivas ou tróficas influenciam mais lagos profundos ou lagos rasos menos turvos (REYNOLDS *et al.*, 1994). Tanto em reservatórios quanto em lagos, é difícil prever espécies dominantes e determinar claramente os eventos contributivos que levaram precisamente à condição observada para distribuição do fitoplâncton. No entanto, certos aspectos da dinâmica do fitoplâncton são previsíveis, como florações nos períodos sazonais mais quentes (HUSZAR *et al.*, 2000).

A maioria das espécies do fitoplâncton tem uma distribuição cosmopolita ou mesmo ubíqua, mas podem ser mais sensíveis a certas propriedades e condições ambientais que enfraquecem seus desempenhos em comparação com aquelas que são menos sensíveis ou mais tolerantes às mesmas propriedades ou condições. De certa forma, pode-se considerar que quanto maior for a permanência de determinadas condições físicas, químicas e biológicas no ambiente, mais difícil será a sobrevivência dos organismos mais sensíveis e, relativamente, melhor será a sobrevivência dos mais tolerantes. Desta forma, em ambientes menos exigentes, mais espécies operarão potencialmente com sucesso, mas à medida que as condições limitantes se tornam mais severas apenas as espécies mais tolerantes prevalecerão com sucesso (REYNOLDS *et al.*, 2002).

A comunidade fitoplanctônica tem como principais grupos de água doce Chlorophyta, Cyanophyta, Bacillariophyta, Chrysophyta, Cryptophyta, Euglenophyta e Dinophyta (ESTEVES, 2011; REYNOLDS, 2006). Conforme indicado por Rodrigues, Sant'anna e Tucci (2010) o grupo Chlorophyta se refere as algas verdes, sendo considerado, em geral, o grupo mais abundante e diversificado em número de espécies planctônicas em águas continentais brasileiras.

Nas últimas décadas, as pressões antrópicas levaram a um aumento na frequência e intensidade das florações de fitoplâncton em todo o mundo (ALMANZA *et al.*, 2019; BEAVER *et al.*, 2018; ESCALAS *et al.*, 2019; MOURA, ARAGAO-TAVARES e

AMORIM, 2018; PAERL e OTTEN, 2016). As florações correspondem a aumentos rápidos da biomassa do produtor primário, muitas vezes associados ao domínio de apenas alguns táxons, o que pode modificar a eficiência do uso de recursos do fitoplâncton e a transferência de biomassa para comunidades zooplanctônicas (TIAN *et al.*, 2017). Em última análise, isso pode gerar modificações em toda a dinâmica da cadeia alimentar do ecossistema, levando ao colapso trófico (ULLAH *et al.*, 2018), e dessa forma, impactar a longo prazo os inúmeros serviços que os corpos d'água fornecem às populações humanas.

No estudo de Escalas *et al.* (2019), os autores buscaram identificar os fatores que impulsionam a dominância de um número limitado de táxons em comunidades fitoplanctônicas de corpos d'água periurbanos e determinar as consequências da dominância na estrutura e funcionamento das comunidades fitoplanctônicas. Neste estudo, os filos Chlorophyta e Cyanophyta representaram a maioria dos casos de dominância. Outros filos, como Dinophyta e Bacillariophyta, dominaram em menor número de casos. Além disso, o filo Cyanophyta mostrou menor associação com os demais. Ainda, de acordo com o estudo, as variáveis ambientais preditoras da dominância foram a concentração de nitrogênio total, seguida pela temperatura da água e a relação NT:PT. De modo geral, esses resultados mostraram que altas concentrações de nitrogênio e águas mais quentes favorecem o domínio de cianobactérias em comunidades fitoplanctônicas.

Muitos estudos têm mostrado que o aporte de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo, pode levar diretamente à diminuição da diversidade fitoplanctônica, principalmente devido à capacidade de reprodução relativamente maior das cianobactérias (LONG *et al.*, 2018). A dominância de cianobactérias está relacionada a características que fornecem vantagem competitiva distinta sobre o fitoplâncton eucariótico (HUISMAN *et al.*, 2018), como o alto desenvolvimento de biomassa em função da capacidade de fixação de nitrogênio, de fixação específica de CO₂ e de flutuabilidade; mecanismos de competição/exclusão na composição da comunidade, com maior eficiência em ambientes com pouca luz e maiores temperaturas, baixa qualidade alimentar e dificuldade de pastoreio pelo zooplâncton em comparação com espécies eucarióticas de fitoplâncton, além de serem capazes de liberar uma grande

variedade de compostos tóxicos (AGUILERA *et al.*, 2017; DIAS *et al.*, 2017; HUISMAN *et al.*, 2018; WANG *et al.*, 2021).

Assim, o grupo das cianobactérias é representado por espécies indicadoras de diferentes graus de trofia (WANG *et al.*, 2021; ZHANG Z *et al.*, 2021), mas em geral, predominam em condições de trofia elevadas por possuírem certas características adaptativas que favorecem o grupo, como mencionado, a capacidade de flutuabilidade/migração na coluna d'água, a tolerância à baixa luminosidade, a capacidade de fixar nitrogênio atmosférico e a resistência à herbivoria (HUISMAN *et al.*, 2018; WANG *et al.*, 2021; WHO, 2003). Tais particularidades ecológicas deste grupo permitem sua dominância em corpos d'água sob pressão antropogênica (ESCALAS *et al.*, 2019).

Além de afetar a diversidade fitoplanctônica, a proliferação de cianobactérias pode reduzir significativamente a comunidade zooplanctônica, principalmente devido a liberação de toxinas que afetam a alimentação e a reprodução do zooplâncton. À medida que o zooplâncton é afetado, os peixes também serão afetados e a cadeia alimentar aquática pode ficar desequilibrada (LONG *et al.*, 2020). Destaca-se também, que as florações de cianobactérias aumentam a turbidez e ocasionam a depleção de oxigênio pela degradação microbiana de florações senescentes, levando à morte de peixes e invertebrados bentônicos (RABALAIS *et al.*, 2010).

Do ponto de vista sanitário, as cianobactérias merecem destaque por serem organismos potenciais produtores de toxinas, as cianotoxinas (CHORUS e BARTRAM, 1999; CODD, MORRISON e METCALF, 2005), que podem ocasionar danos hepáticos, digestivos e neurológicos a aves, mamíferos e humanos quando ingeridas (CARMICHAEL, 2012; MEREL *et al.*, 2013). As cianobactérias também podem produzir compostos que conferem odor e sabor desagradáveis na água, e sua elevada biomassa (matéria orgânica) presente na água bruta de mananciais de abastecimento, pode reagir com o cloro durante o tratamento da água, gerando subprodutos da desinfecção associados à efeitos adversos para a saúde (DUNLAP, SKLENAR e BLAKE, 2015).

Huisman *et al.* (2018) e Wang *et al.* (2021), revisaram uma ampla gama de evidências e indicaram que as florações de cianobactérias estão aumentando globalmente em

frequência, magnitude e duração. Destacaram as características das espécies e as condições ambientais que permitem que as cianobactérias prosperem e explicaram porque a eutrofização, decorrente das entradas de nutrientes nos ecossistemas aquáticos, e as mudanças climáticas, decorrentes das emissões de CO₂ e outros gases de efeito estufa, catalisam a expansão global das florações de cianobactérias. Diante da grande problemática, tanto do ponto de vista ecológico quanto ambiental, apontaram diversas estratégias de manejo, incluindo reduções de carga de nutrientes, mudanças na hidrodinâmica do curso d'água e controles químicos e biológicos, que devem ser aplicadas para prevenir ou mitigar a proliferação de florações de cianobactérias.

- **Zooplâncton:**

Em conjunto com o fitoplâncton, o zooplâncton também constitui a comunidade planctônica, sendo este representado por organismos invertebrados microscópicos (RUIZ *et al.*, 2021). A comunidade zooplânctônica desempenha um papel fundamental na transferência de energia do nível primário para o nível superior da cadeia alimentar e na reciclagem de nutrientes nos ecossistemas aquáticos (PATEL, SHUKLA e PATEL, 2013), sendo representada por vários grupos taxonômicos como protozoários, rotíferos e crustáceos (cladóceros e copépodes) (MESHRAM *et al.*, 2018).

Assim como o fitoplâncton, o zooplâncton é considerado um elemento-chave para o entendimento de modificações ocorridas em ecossistemas aquáticos, pois os organismos apresentam ciclo de vida curto e tolerância e/ou sensibilidade frente a mudanças ambientais, como o processo de eutrofização, além de estarem diretamente associados aos grupos do fitoplâncton por serem consumidores primários nos ambientes aquáticos (SANTOS *et al.*, 2009).

Dentre os grupos taxonômicos representantes do zooplâncton, os rotíferos tendem a apresentar dominância em relação a outros grupos, sendo, em geral, mais abundantes em águas eutrofizadas, como indicado por De-Carli *et al.* (2018) em estudo realizado em sete reservatórios do estado de São Paulo, Brasil. Os rotíferos podem se adaptar às mudanças ambientais e causar desequilíbrio na cadeia trófica devido a competição por recursos alimentares. Esse grupo tem seletividade reduzida para se alimentar e capacidade de ingerir pequenas partículas, bactérias e detritos orgânicos que são

abundantes em sistemas mais produtivos (LOUREIRO *et al.*, 2011). Em relação aos crustáceos, De-Carli *et al.* (2018) verificaram que determinadas espécies são tolerantes e outras mais sensíveis às mudanças causadas pelo aumento do grau de trofia dos ambientes aquáticos, sendo que os microcrustáceos como *Notodiaptomus*, *Mesocyclops*, *Metacyclops* e *Diaphanosoma* ocorreram em reservatórios eutróficos.

Tem sido frequentemente observado que a abundância de rotíferos é proporcional ao estado trófico de um corpo de água (AL-GHANIM, 2012; SHAO, XIE e ZHUGE, 2001). No entanto, é muito difícil estabelecer causalidade das relações entre a composição dos rotíferos e as condições tróficas. As respostas dos rotíferos a fatores ambientais foram não lineares no estudo desenvolvido por Ji, Wang e Wang (2013), que buscaram avaliar mudanças na densidade e composição de espécies de rotíferos planctônicos, bem como sua relação com diversas variáveis ambientais no Lago Dadian, um lago subtropical raso localizado na China. Os autores concluíram que nutrientes afetaram indiretamente os rotíferos por meio da cadeia alimentar, mas, além das condições tróficas, outros fatores abióticos bem como a composição dos alimentos (como espécies de algas) e a predação também desempenharam papéis importantes na determinação da abundância e composição de espécies da comunidade de rotíferos.

Além dos rotíferos, no ecossistema aquático, cladóceros compõe um grupo importante que fornece nutrição aos membros superiores, particularmente aos peixes da cadeia alimentar. Os cladóceros se alimentam de zooplâncton de pequeno porte, bacterioplâncton e algas. Estes são altamente sensíveis à poluição aquática mesmo em baixas concentrações de poluentes. Copepodes também formam um grupo dominante de zooplâncton em água doce, caracterizados pelo exoesqueleto mais resistente, apêndices mais longos e fortes (SAVITHA e YAMAKANAMARDI, 2012).

No Quadro 1 são apresentados alguns estudos que avaliaram a qualidade das águas superficiais empregando dados de biomonitoramento de comunidades planctônicas, demonstrando a variabilidade das análises efetuadas em diferentes locais, para atendimento de objetivos específicos.

Quadro 1 - Estudos que avaliaram dados de biomonitoramento de comunidades planctônicas

Referência	Local	Objetivo/contextualização	Dados analisados	Principais análises/ferramentas
Souza, 2013	Lagos Paranoá e Descoberto, no Distrito Federal, Brasil.	Avaliar a aplicabilidade de índices de integridade biótica do fitoplâncton para estimar a qualidade da água em reservatórios tropicais, empregando dados secundários oriundos do programa de monitoramento realizado pela Caesb nos lagos Paranoá e Descoberto, no Distrito Federal.	Parâmetros: quatro parâmetros físico-químicos, fitoplâncton e clorofila-a; Amostragem: cinco estações no lago Paranoá e uma no lago Descoberto; Período: de 1976 a 1998 e de 1999 a 2011 no lago Paranoá e período de dados de 2004 a 2011 no lago Descoberto.	Cinco índices: P-IBI-G - <i>German Phytoplankton Index of Biotic Integrity</i> ; P-IBI-I - <i>Phytoplankton Index of Biotic Integrity for Iraq</i> ; IPI- <i>Integrated Phytoplankton Index</i> ; PSI - <i>Phyto-See-Index</i> e Índice Q - <i>Assemblage Index</i> , estatística descritiva e análise de correlação linear.
Zhao <i>et al.</i> , 2013	Bacia do Rio Huai (HRB), China	Combina bioindicadores (Bils) e índices bióticos (BIs) para avaliar a qualidade da água da Bacia do Rio Huai (HRB), China.	Parâmetros: zoobentos, zooplâncton e fitoplâncton. Amostragem: 28 locais (em 2006, na estação seca) e 71 locais (em 2008, na estação chuvosa). Período: abril a maio de 2006 (período seco) e em julho de 2008 (período chuvoso).	Dois índices bióticos (Bis) – o índice de Shannon e o índice de restauração de zoobentos.
Rodrigues <i>et al.</i> , 2015	Três sub-bacias da bacia do Rio Paraná, Brasil	Investigar a variação interanual na diversidade alfa da comunidade fitoplanctônica em biótopos aquáticos com hidrodinâmica distinta, em uma planície de inundação neotropical.	Parâmetros: físico-químicos e amostras de fitoplâncton. Amostragem: dez localidades associadas a três grandes rios (Paraná, Baía e Ivinhema), compreendendo ambientes lênticos e lóticos. Período: coletas trimestrais durante onze anos (2000-2010).	Análises de componentes principais (ACP) e modelos mistos.
Costa <i>et al.</i> , 2016a	Rio Pará, no trecho entre os municípios de Abaetetuba e Barcarena, Brasil.	(1) identificar se existe associação entre a presença de bioindicadores específicos e a proximidade com a área industrial e portuária de Vila do Conde, Barcarena, Brasil, e (2) se existem espécies na área que podem ser bioindicadores de qualidade deste ambiente.	Parâmetros: precipitação; físico-químicos, zooplâncton e clorofila-a. Amostragem: cinco estações distribuídas a montante (P1 e P2), em frente (P3) e a jusante (P4 e P5) do complexo industrial e portuário do distrito de Vila do Conde; Período: fevereiro e novembro (período chuvoso), maio e agosto (período menos chuvoso) de 2012.	Análise de componentes principais (ACP), teste de Grubbs, análise bifatorial de similaridade (ANOSIM).
De-Carli <i>et al.</i> , 2017	Cinco reservatórios (Jaguari, Jacaré, Cachoeira, Atibainha e Paiva Castro) do sistema Cantareira, São Paulo – Brasil.	Determinar a variação espacial e sazonal do zooplâncton e sua relação com os parâmetros limnológicos em cinco reservatórios do sistema Cantareira.	Parâmetros: clorofila-a, parâmetros físico-químicos e amostras de zooplâncton; Amostragem: coletas realizadas em 19 pontos nas represas Jaguari, Jacaré, Cachoeira Atibainha e Paiva Castro; Período: coletas no inverno (maio/junho) e verão (novembro/dezembro) de 2013.	Índice de estado trófico – IET, análise de escalonamento não-métrico multidimensional (nMDS), análise de similaridade bifatorial (ANOSIM), índice de similaridade de Jaccard, índice de Bray-Curtis e correlação de Pearson.

Referência	Local	Objetivo/contextualização	Dados analisados	Principais análises/ferramentas
De-Carli <i>et al.</i> , 2018	Sete reservatórios localizados no estado de São Paulo, Brasil	Caracterizar a comunidade zooplancônica e relacionar os dados com a qualidade da água em sete reservatórios do Estado de São Paulo.	Parâmetros: variáveis limnológicas e zooplâncton; Amostragem: 7 reservatórios e 21 pontos de coleta no total. Em cada reservatório foram coletadas amostras em três zonas distintas: uma na porção do rio localizada na parte alta do reservatório, uma na zona intermediária e uma próxima da barragem. Período: 2015	Análise de variância (ANOVA), análise de correspondência canônica (ACC), teste de Monte Carlo.
Meshram <i>et al.</i> , 2018	Lago Dal-Nigeeen localizado em Srinagar, Índia	Avaliar a diversidade do zooplâncton no lago Dal-Nigeeen localizado em Srinagar, Índia.	Parâmetros: zooplâncton; Amostragem: 48 amostras coletadas em diferentes locais no lago; Período: outono de 2012 e verão de 2013.	Índice de diversidade de Shannon-Wiener.
Escalas <i>et al.</i> , 2019	50 corpos d'água localizados na França	Identificar os fatores que impulsionam a dominância de um número limitado de táxons em comunidades fitoplanctônicas de corpos d'água peri urbanos e; determinar as consequências da dominância na estrutura e funcionamento das comunidades fitoplanctônicas, e nas características das redes de co-ocorrência.	Parâmetros: físico-químicos e geomorfológicos, comunidades fitoplanctônicas; Amostragem: 50 corpos d'água; Período: quatro campanhas no verão.	Índice de dominância, Índice de uniformidade de Pielou, índice de diversidade de Shannon-Weiner. Abordagens de classificação: floresta aleatória e regressão logística multinomial. Teste de Kruskal Wallis e de comparações múltiplas de Dunn. Redes de coocorrência.
Long <i>et al.</i> , 2020	Rio Pearl, China	Avaliar a ocorrência temporal e espacial da sucessão competitiva de grupos funcionais fitoplanctônicos em relação aos estrógenos ambientais e nutrientes.	Parâmetros: físico-químicos, estrogênios ambientais e fitoplâncton; Amostragem: 12 pontos coletados; Período: setembro de 2016 a Julho de 2017.	Análises de correlação.
Picapedra <i>et al.</i> , 2020	Dois reservatórios em cascata localizados na Bacia do Rio Iguaçu – Paraná: Reservatórios Salto Santiago e Salto Osório	Avaliar como os distintos modos de operação de dois reservatórios em cascata afetaram a riqueza, abundância e composição do zooplâncton, tanto espacialmente (intra e inter-reservatórios) quanto temporalmente (anual e sazonal).	Parâmetros: nove parâmetros físico-químicos, clorofila- <i>a</i> , vazão e amostras de zooplâncton; Amostragem: quatro pontos de coleta em cada reservatório; Período: 16 anos consecutivos, com amostras bimestrais entre julho de 2003 e maio de 2018, em períodos de inverno e verão.	ANOVAs, escala multidimensional não métrica (NMDS), análise de similaridades (ANOSIM), análise de correspondência canônica (CCA)
Barsukova Bazhenova e Kolesnichenko, 2021	Rio Ob, Rússia	Avaliar o estado ecológico atual do rio Ob com base em parâmetros estruturais do fitoplâncton.	Parâmetros: fitoplâncton; Amostragem: 43 amostras quantitativas e 21 qualitativas; Período: julho e agosto/2019.	Índice de dominância de Simpson; Índice de uniformidade de Simpson; Índice de diversidade de Shannon; Índice de Margalef.
Faquim <i>et al.</i> , 2021	18 córregos da bacia do alto rio Paraná, Brasil	Avaliar se os diferentes níveis (taxonômicos, numéricos e táxons cruzados/grupos biológicos) em riachos têm respostas semelhantes ao gradiente ambiental e aos padrões espaciais.	Parâmetros: físico-químicos, variáveis de caracterização do habitat, fitoplâncton, perifíton, zooplâncton e peixes; Amostragem: 18 córregos; Período: estação seca (entre agosto e setembro de 2017).	Análises de Mantel e Procrustes e análise de redundância.

Referência	Local	Objetivo/contextualização	Dados analisados	Principais análises/ferramentas
Li <i>et al.</i> , 2021	Suécia	Avaliar a presença de risco de cianobactérias em 108 lagos suecos usando 23 anos de dados de monitoramento ambiental.	Dados do programa de Monitoramento Ambiental Nacional Sueco, incluindo os parâmetros hidrobiológicos e físico-químicos. Período: 1995 a 2018.	Teste de tendência temporal de Mann Kendall; Análise de componentes principais (ACP); Regressão quantílica não linear.
Ruiz <i>et al.</i> , 2021	Rio Lurín, distrito de Antioquia, província de Huarochirí, Lima – Peru.	Realizar um estudo hidrobiológico para avaliar a qualidade do ambiente aquático no rio Lurin, tomando como referência a abundância, riqueza e diversidade das comunidades biológicas presentes na água.	Parâmetros: hidrobiológicos (fitoplâncton, zooplâncton, perifíton, macroinvertebrados bentônicos e nécton), parâmetros físico-químicos e informações socioeconômicas; Amostragem: 02 pontos de monitoramento EP-01 e Ep-02 no rio Lurín; Período: durante a estação chuvosa e seca (fevereiro e novembro de 2019).	Índices biológicos: Diversidade de Shannon-Wiener, Dominância de Simpson, Similaridade de Bray-Curtis, além dos índices de qualidade da água para macroinvertebrados: BMWP, IBF, EPT e ABI. Estatística descritiva.
Wang <i>et al.</i> , 2021	Rio Pearl, China	Explorar novos bioindicadores de ambientes aquáticos por meio de grupos funcionais fitoplanctônicos (GFs).	Parâmetros: físico-químicos e fitoplâncton; Amostragem: coletas em 13 pontos; Períodos: estação seca e chuvosa no ano de 2012 e no ano de 2015.	Análise de redundância (RDA); análise discriminante linear (ADL) e análise de componentes principais (ACP).
Zhang Z <i>et al.</i> , 2021	Lago Taihu, China	Explicar (i) as mudanças temporais na composição da comunidade de cianobactérias em diferentes períodos de floração no Lago Taihu; (ii) os principais fatores ambientais que influenciaram a comunidade de cianobactérias; (iii) as interações de espécies entre cianobactérias e outros microrganismos (procariontes não cianobacterianos e fungos).	Parâmetros: físico-químicos, composição de cianobactérias e da comunidade microbiana procariótica e fúngica. Amostragem: três estações na Baía de Meiliang, localizada no norte do Lago Taihu. Período: meses de floração (julho, agosto e setembro de 2016) e sem floração (março e maio de 2017).	Análise de variância (ANOVA, dois fatores com replicação).
Campos <i>et al.</i> , 2022	Riachos do cerrado brasileiro no Brasil central	Avaliar como as métricas ecológicas respondem a gradientes ambientais naturais e estressores antrópicos em diferentes escalas espaciais; Identificar métricas mais adequadas para serem usadas como indicadores de integridade do córrego; Avaliar a resposta e os limites potenciais de métricas ecológicas ao longo dos gradientes ambientais para informar a gestão ecológica das águas doces do Cerrado.	Parâmetros: características naturais como área de drenagem, elevação, sombreamento ribeirinho, e percentual de matéria orgânica e sedimentos grossos no leito do rio; variáveis de qualidade da água como oxigênio dissolvido, condutividade, turbidez, nitrato e fosfato, variáveis de uso da terra, diatomáceas e macroinvertebrados; Amostragem: 52 trechos de riachos do cerrado brasileiro no Brasil central; Períodos: Duas campanhas foram realizadas em 2018, uma no final da estação chuvosa e uma no final da estação seca.	Modelos de Árvore de Regressão Aumentada (BRT); índices de riqueza, abundância, diversidade (Shannon-Wiener, Simpson) e uniformidade (Pielou); IDT (Índice de Diatomáceas Tróficas); Índice do Grupo de Trabalho de Monitoramento Biológico (BMWP).

Referência	Local	Objetivo/contextualização	Dados analisados	Principais análises/ferramentas
Ding <i>et al.</i> , 2022	Rio Yellow, China	Avaliar a eficácia dos grupos funcionais do fitoplâncton como indicador de mudanças ambientais aquáticas em um rio fortemente carregado de sedimentos.	Parâmetros: parâmetros de qualidade da água e fatores hidrológicos; variáveis geoclimáticas e amostras de fitoplâncton; Amostragem: 44 locais (22 em seções de fluxo livre no rio e 22 em seções de reservatórios artificiais); Período: abril-maio e setembro-outubro do ano de 2019.	Teste de Kruskal-Wallis; Análise de correlação de Spearman; Regressão múltipla stepwise; Análise de redundância (RDA).
Lima <i>et al.</i> , 2022	Reservatório Orós, Brasil	Estudar a dinâmica espaço-temporal de cianobactérias em um lago artificial do semiárido brasileiro para identificar os atributos físicos e químicos que mais influenciam na formação de grupos semelhantes de cianobactérias, bem como identificar as espécies dominantes.	Parâmetros: cianobactérias, parâmetros físico-químicos, precipitação e volume acumulado do reservatório; Amostragem: 6 pontos localizados nos afluentes do reservatório e 1 localizado próximo ao vertedouro; Período: bimestralmente, de abril de 2008 a fevereiro de 2010.	ACP (análise de componentes principais); AC (análise de cluster) e ACC (análise de correlação canônica).
Xu <i>et al.</i> , 2022	Lago Hongze, China	Esclarecer a influência e o mecanismo dos níveis de floração de cianobactérias no plâncton eucariótico em lagos ou reservatórios.	Parâmetros: físico-químicos, cianobactérias e comunidade planctônica eucariótica. Amostragem: três locais de amostragem no lago. Períodos: Junho, agosto e outubro de 2019.	Índices de Shannon (diversidade), Ace (riqueza) e Heip (uniformidade); ACP; Correlação de Spearman, Correlação de Pearson, Análise de rede baseada em correlação.
Yang <i>et al.</i> , 2022	Reservatório das Três Gargantas (TGR), China	Identificar os parâmetros hidrodinâmicos que impulsionam a proliferação de algas no Reservatório das Três Gargantas (TGR), China.	Parâmetros: três parâmetros hidrodinâmicos (velocidade do fluxo, tempo de retenção de água e estratificação térmica vertical), parâmetros físico-químicos, clorofila-a e fitoplâncton. Amostragem: 11 locais (em intervalos de aproximadamente 3 km). Período: 10 anos.	Análises de regressão linear e teste de significância.
Zhao <i>et al.</i> , 2022	Lago Taihu, China	Avaliar os efeitos de florações de cianobactérias no funcionamento do ecossistema planctônico por meio da análise de abundância, diversidade e eficiências de uso de recursos (RUE) de fitoplâncton e zooplâncton considerando a influência interativa de parâmetros físico-químicos sob diferentes intensidades de florações de cianobactérias.	Parâmetros: cianobactérias, fitoplâncton, zooplâncton (incluindo rotíferos, cladóceros e copépodes) e oito parâmetros físico-químicos; Amostragem: 24 locais de coleta ao longo do lago; Período: meses de fevereiro, maio, agosto e novembro de 2017 a 2018.	Análise de particionamento hierárquico; modelo misto aditivo generalizado e modelo de equação estrutural.
Abirhire <i>et al.</i> , 2023	Lago Diefenbaker, Canadá.	Examinar a distribuição dos principais grupos de fitoplâncton e comunidade de cianobactérias em relação a fatores ambientais durante a seca, anos de fluxo baixo e alto, permitindo uma melhor compreensão de como os fatores hidrometeorológicos podem aumentar o risco de floração de cianobactérias.	Parâmetros: físico-químicos, hidrometeorológicos e fitoplâncton. Amostragem: 12 locais de amostragem ao longo do comprimento do Lago Diefenbaker. Período: coletas mensais em nove anos, que compreendeu um ano de seca (1984), quatro anos consecutivos de alto fluxo (2011 a 2014) e quatro anos subsequentes de baixo fluxo (2015 a 2018).	Análise de redundância (RDA).

Referência	Local	Objetivo/contextualização	Dados analisados	Principais análises/ferramentas
Liao <i>et al.</i> , 2023	Reservatório Zipingpu (ZPPR), localizado no rio Min, sudoeste da China.	1) analisar a variação espaço-temporal do fitoplâncton no reservatório; 2) estabelecer um modelo de efeito de acoplamento cobrindo três condições de controle: luz-calor, qualidade da água e hidrodinâmica; 3) analisar os resultados do modelo para determinar quantitativamente as taxas de contribuição relativas das condições ambientais para a variação espaço-temporal no fitoplâncton; e 4) discutir os principais efeitos de acoplamento que levam à ocorrência de florações de algas e fazer recomendações preliminares para intervenção.	Parâmetros: 20 variáveis ambientais, incluindo meteorológicas, hidrodinâmicas e físico-químicas e fitoplâncton. Amostragem: oito locais distribuídos uniformemente por todo o reservatório. Período: de outubro de 2015 a março de 2018, com frequência de monitoramento mensal.	Teste de Tukey, análise de variância (ANOVA) unidirecional, escala multidimensional não métrica (NMDS) baseada na distância de Bray-Curtis, análise de componentes principais, amostragem bootstrap, análise de correspondência desviada (DCA), análise de redundância (RDA) e análise de partição de variância (VPA).
Lu <i>et al.</i> , 2023	Reservatório Liyutang (LYTR), um reservatório de água potável termicamente estratificado, localizado no sudoeste da China.	1) analisar a evolução espaço-temporal do fitoplâncton vertical e fatores ambientais de múltiplas fontes em um reservatório de água potável; 2) explorar os principais fatores que influenciam a distribuição do fitoplâncton no reservatório de água potável; e 3) propor medidas razoáveis de prevenção e controle para proliferação de algas em reservatórios.	Parâmetros: dados meteorológicos, hidrológicos, físico-químicos e de fitoplâncton vertical e qualidade da água. Amostragem: um ponto na saída de água do reservatório monitorado nas profundidades de 2 m, 5 m, 10 m, 20m e 40m. Período: fevereiro a setembro de 2022, com uma frequência de monitoramento mensal.	Teste t de uma amostra, coeficiente de correlação de Pearson, análise de correspondência destendenciada (DCA), análise de redundância (RDA), análise de correspondência canônica (CCA), a análise de partição de variância (VPA).

Nota-se que muitos estudos e ferramentas de avaliação são produzidos em regiões temperadas. Especialmente para o fitoplâncton, em geral mais estudado em ambientes lênticos, apesar das diferenças climáticas, existem semelhanças entre as regiões temperadas e tropicais, com composição taxonômica de complexidade similar e com presença de espécies cosmopolitas. Entretanto, regiões tropicais possuem maior riqueza de espécies (ESTEVES, 2011). Além disso, a principal diferença da composição do fitoplâncton entre lagos de regiões temperadas e tropicais diz respeito às variações dos fatores ambientais (temperatura, oferta de nutrientes e luminosidade). Isso porque nas regiões temperadas as variações sazonais são bem delimitadas, enquanto nas regiões tropicais isso não é verificado. Assim, em lagos tropicais pode ocorrer maior variação intrasazonal na extensão da camada de mistura, ao contrário das regiões temperadas, em que as variações são bem definidas em cada estação climática (SOUZA, 2013). Ademais, os mananciais localizados em regiões tropicais estão cada vez mais ameaçados pelas atividades humanas (BARLOW *et al.*, 2016; BARLOW *et al.*, 2018; BOZELLI *et al.*, 2009; MELLO *et al.*, 2020; MOULTON e WANTZEN, 2006), ressaltando a relevância de avaliar as comunidades bióticas e a integridades destes ambientes.

Observa-se também, que em diferentes graus, várias comunidades bióticas (com diferentes níveis taxonômicos) são usadas como indicadores de qualidade de água, com vantagens e desvantagens variando de acordo com as características de cada sistema aquático. O biomonitoramento é empregado em diferentes abordagens, seja para determinar o efeito de uma condição de degradação específica (por ex.: influência de lançamento de efluentes de atividades industriais, perturbadores endócrinos e nutrientes) nas comunidades bióticas ou para avaliar o estado ecológico de um determinado curso d'água, bem como para determinar os fatores que mais influenciam o desenvolvimento de determinados grupos e propor medidas de controle. Ademais, além da utilização de ferramentas estatísticas para avaliação dos dados de biomonitoramento, os índices bióticos também têm sido empregados, como ferramentas robustas na identificação de pressões ambientais (FERREIRA, PAIVA e CALLISTO, 2011; SOUZA, 2013; ZHAO *et al.*, 2013).

3.2 Relação da cobertura e uso da terra com a qualidade das águas superficiais

A análise dos dados gerados em programas de monitoramento de qualidade das águas fornece informações importantes para a avaliação das fontes poluidoras e caracterização das condições dos corpos d'água. Contudo, além da análise dos dados de monitoramento, é preciso que se faça conjuntamente a avaliação da cobertura e uso da terra na bacia hidrográfica, visto que as mudanças na cobertura e uso da terra interferem fortemente na qualidade das águas de uma bacia hidrográfica (NAMUGIZE, JEWITT e GRAHAM, 2018) e afetam os ecossistemas aquáticos e sua biodiversidade (MELLO *et al.*, 2020; REID *et al.*, 2018).

Destaca-se, ainda, que essa relação é complexa, uma vez que a influência dos padrões de cobertura e uso da terra na qualidade das águas depende da escala espaço-temporal analisada (SHI *et al.*, 2017; ZHANG *et al.*, 2019), evidenciando as peculiaridades de cada área e condições de estudo. Características locais e as escalas de observação são fatores limitantes na transferência de resultados de um local para outro.

Mudanças no uso e cobertura da terra, destacando-se a exploração de terras agrícolas, a conversão da vegetação natural em pastagens e a rápida urbanização, afetam as propriedades do solo, processos hidrológicos e a qualidade das águas (MISERENDINO *et al.*, 2011; WAN *et al.*, 2014), ocasionando a degradação de bacias hidrográficas (MCDONALD *et al.*, 2016). Diversos estudos ressaltam a influência da cobertura e uso da terra na qualidade das águas (CUNHA, SABOGAL-PAZ e DODDS, 2016; DU PLESSIS, HARMSE e AHMED, 2014; KIBENA, NHAPI e GUMINDOGA, 2014; SHI *et al.*, 2017), destacando os usos agrícolas e urbanos como os usos com maiores impactos negativos sobre a mesma e as coberturas florestais com efeitos positivos (KÄNDLER *et al.*, 2017; LIU *et al.*, 2015; YU *et al.*, 2015).

A cobertura florestal, em geral, está associada positivamente com a qualidade das águas, em função da redução dos processos de erosão e carreamento de sedimentos e da maior capacidade de filtragem (ABILDTRUP, GARCIA e STENGER, 2013; FIQUEPRON, GARCIA e STENGER, 2013), funcionando como sumidouro para potenciais poluentes (DAI *et al.*, 2017). A vegetação está diretamente relacionada com a diversificação da paisagem, a regulação da temperatura da água, ao controle da

entrada de matéria orgânica e nutrientes, e, em termos de mata ciliar, ainda tem a capacidade de projetar microambientes utilizados por diferentes organismos (SUÁREZ, 2002).

Por outro lado, a cobertura de terras agrícolas está relacionada de forma negativa com a qualidade das águas, principalmente, em função do aumento das concentrações de nutrientes, oriundos do emprego de fertilizantes (DIAMANTINI *et al.*, 2018; LIU *et al.*, 2014; YU *et al.*, 2015), e sólidos, decorrentes de processos erosivos ocasionados pelo manejo inadequado do solo. No estudo realizado por Diamantini *et al.* (2018) em três grandes bacias hidrográficas europeias com diferentes condições climáticas, também foi demonstrado que as atividades agrícolas tendem a elevar a concentração de cloretos e a condutividade elétrica *in loco*.

A urbanização, por sua vez, ocasiona o aumento do escoamento superficial devido à impermeabilização das superfícies, criando vias adicionais para o transporte de poluentes (LIU *et al.*, 2018; WILSON e WENG, 2010). Somado a isso, tem-se as fontes de poluição oriundas do lançamento de efluentes domésticos e industriais (DELKASH, AL-FARAJ e SCHOLZ, 2018; LIU *et al.*, 2018), responsáveis por incrementar os níveis de matéria orgânica, nutrientes, patógenos e contaminantes emergentes nos cursos d'água, sobretudo nos países em desenvolvimento em que a infraestrutura sanitária não se encontra totalmente consolidada.

Conforme indicado por Cordova (2020) e verificado por outros autores, as áreas de pastagem têm uma relação complexa com a qualidade da água, podendo aumentar (SHEN *et al.*, 2014) ou reduzir (CHEN *et al.*, 2016b; DING *et al.*, 2016; MELLO *et al.*, 2018; TROMBONI e DODDS, 2017) as concentrações dos poluentes, dependendo da particularidade de cada região. Quando bem manejadas podem auxiliar na melhoria da qualidade da água, se comparado a solos sem cobertura vegetal, visto que proporciona o recobrimento da superfície do solo durante todo ano, reduzindo a erosão (PINTO *et al.*, 2005). Além disso, as gramíneas de áreas de pastagens também podem exercer um papel de purificação na qualidade da água, por meio da retenção de nutrientes e alguns elementos tóxicos nas raízes (FIQUEPRON, GARCIA e STENGER, 2013).

Entretanto, na maioria das vezes, a expansão de áreas de pastagem, assim como de agricultura, promove a retirada das matas ciliares que desempenham papel preponderante na garantia da qualidade da água, na regulação do regime hídrico, na redução do assoreamento e na estabilidade das margens dos rios, acarretando diversos prejuízos para os cursos d'água. Além disso, a depender da forma do manejo, a cobertura da terra por pastagem pode acarretar no incremento de poluentes no curso d'água, como nitrato e outros nutrientes associados ao uso de fertilizantes. Desse modo, as relações entre qualidade da água e classes de pastagem devem ser interpretadas cuidadosamente, uma vez que se não for bem manejada, a pastagem pode atuar como mais uma fonte de pressão na degradação do recurso hídrico (CORDOVA, 2020).

As regiões tropicais, apesar de possuírem a maior biodiversidade do planeta, sofrem com a maioria das mudanças antrópicas, principalmente com desmatamento para extração de madeira e uso da terra para agricultura e pastagem (BARLOW *et al.*, 2016; BARLOW *et al.*, 2018; MELLO *et al.*, 2020), tornando-se fundamental o desenvolvimento de estudos sobre a integridade dos ecossistemas aquáticos dessas regiões, conforme ressaltado por Sumudumali e Jayawardana (2021).

Destaca-se que, as mudanças no uso da terra têm consequências ecológicas para a saúde dos ecossistemas terrestres e aquáticos (BRUNO *et al.*, 2014). Diferentes usos da terra afetam as características de uma bacia hidrográfica, refletidas nas características hidrológicas, disponibilidade de substrato e na qualidade da água do corpo hídrico, afetando assim a biota aquática (HEPP e SANTOS, 2009). No estudo desenvolvido por Hepp e Santos (2009), a comunidade bentônica respondeu de forma diferenciada aos impactos causados pela pastagem, agricultura e atividades urbanas em comparação com regiões com ausência de distúrbios antrópicos, refletindo as alterações causadas por diferentes atividades humanas.

Ainda nesse contexto, o estudo de Fierro *et al.* (2017), teve como objetivo investigar os efeitos das mudanças no uso da terra em bacias de drenagem localizadas no centro-sul do Chile, na saúde dos cursos d'água, usando indicadores físico-químicos de qualidade da água, vegetação ribeirinha e assembleias de macroinvertebrados aquáticos. Os resultados deste estudo suportam fortemente que os parâmetros físico-

químicos, a vegetação ripária e a biodiversidade fluvial são significativamente modificados como resultado de mudanças antropogênicas no uso da terra. Os usos da terra avaliados, como uso agrícola, resultaram na deterioração da mata ciliar, o que pode modificar a ecologia trófica dos rios e, posteriormente, alterar significativamente as características físicas, químicas e biológicas dos ecossistemas aquáticos.

No contexto de cursos d'água utilizados como mananciais de abastecimento de água para consumo humano, alguns estudos demonstram a influência da cobertura e uso da terra e das atividades desenvolvidas na bacia hidrográfica na qualidade das águas de mananciais e os respectivos impactos no setor de abastecimento de água. Como exemplo, pode-se citar os trabalhos de Abildtrup, Garcia e Stenger (2013), Figuepron, Garcia e Stenger (2013), Singh e Mishra (2014), Dunlap, Sklenar e Blake (2015), Cunha Sabogal-Paz e Dodds (2016), McDonald *et al.* (2016), Vincent *et al.* (2016), Warziniack *et al.* (2017), Lopes *et al.* (2019), Price e Heberling (2018) e Westling, Stromberg e Swain (2020).

Entretanto, conforme abordado por Vincent *et al.* (2016) e Cunha, Sabogal-Paz e Dodds (2016), há uma carência de estudos sobre essa temática para regiões tropicais e subtropicais, como no caso do Brasil. Reforça-se, dessa forma, a importância de maiores estudos nessas regiões, onde, em geral, as condições climáticas, as rápidas taxas de conversão das terras florestais em áreas urbanas e agrícolas e os baixos níveis de tratamento de águas residuárias podem impactar de forma distinta os cursos d'água e influenciar, principalmente, o abastecimento de água para consumo humano, de maneira diferente das áreas de alta latitude, as quais concentram a maioria dos estudos.

3.3 Avaliação multimétrica da integridade ambiental de corpos d'água superficiais

Avaliar a integridade dos ecossistemas aquáticos é uma grande preocupação para a humanidade, dada a crescente pressão antrópica que esses sistemas vêm enfrentando. A integridade ambiental de um curso d'água e consequentemente da saúde do ecossistema aquático está atrelada à capacidade do ecossistema de manter a função ecológica, a biodiversidade e a provisão de serviços ecossistêmicos. Conforme apontado por Pawlowski *et al.* (2018) os métodos tradicionais de avaliação

ambiental são bem estabelecidos, aceitos e amplamente utilizados no mundo, mas o foco atual deve ser o desenvolvimento de avaliações que considerem a integridade do ecossistema, representado pela condição biótica e a sustentabilidade de seu uso, e não apenas pelas características físicas e químicas, como habitualmente tem sido feito. Ou seja, a avaliação da saúde do ecossistema requer a integração de múltiplos atributos, incluindo parâmetros físico-químicos e biológicos (ROCHA *et al.*, 2020).

Segundo Andreasen *et al.* (2001), um sistema que possui integridade pode resistir e se recuperar da maioria das perturbações impostas por processos ambientais naturais, bem como muitas perturbações induzidas pelo homem. Ou seja, um ecossistema íntegro deve ter robustez e resiliência diante das perturbações que venha a sofrer, sendo capaz de absorver os impactos e manter a sua estrutura e funcionalidade. Ecossistemas saudáveis são centrais para o futuro da humanidade. Assim, pode-se dizer que o conceito de integridade ecológica foi traduzido em critérios mensuráveis e praticáveis para proteger ecossistemas vivos e os serviços que eles fornecem (KARR, LARSON e CHU, 2021).

Isso destaca a necessidade de realizar protocolos de monitoramento mais completos e de desenvolver índices multimétricos, ou seja, que considerem uma série de métricas simultaneamente, que permitam identificar as pressões antropogênicas no ambiente (RUARO *et al.*, 2020). Nos Estados Unidos, órgãos ambientais têm procurado por métodos adequados para avaliar os impactos antrópicos sobre o meio ambiente. Avaliações biológicas, que comparam a composição de grupos aquáticos a biocritérios relevantes, surgiram como um método eficaz para avaliar a integridade ecológica dos corpos d'água dos EUA (VOSS *et al.*, 2012).

Nesse contexto, índices multimétricos tornaram-se úteis para avaliar a saúde de ecossistemas aquáticos (RUARO *et al.*, 2020). Múltiplas métricas, cada uma calibrada ao longo de um gradiente de influência antrópica, mostraram-se mais eficazes em capturar a saúde ecológica geral de um sistema do que o emprego de critérios únicos, como por exemplo, a avaliação da biodiversidade (KARR, LARSON e CHU, 2021). Portanto, ao combinar diferentes categorias de métricas que refletem diferentes condições ambientais e aspectos da comunidade, a avaliação multimétrica é considerada uma ferramenta mais confiável do que métodos de avaliação baseados

em métricas únicas. Assim, os índices multimétricos podem ser adaptados às condições específicas de um tipo de rio ou lago de forma otimizada, considerando os estressores mais relevantes e características específicas da biocenose (HERING *et al.*, 2006). Os índices multimétricos medem o nível de comprometimento em relação a condições de referência minimamente perturbadas, calibrando e dimensionando atributos ecológicos ao longo dos gradientes de perturbação e, em seguida, agregando essas pontuações em um valor único.

Na década de 1960, índices foram introduzidos para avaliar a qualidade de cursos d'água. O primeiro índice foi criado por Horton em 1965 (HORTON, 1965), para indicar o sucesso dos esforços de redução da poluição, levando em consideração medições de 10 parâmetros físico-químicos e microbiológicos. Na década seguinte, Brown *et al.* (1970) estabeleceram um novo índice de qualidade da água (IQA) com nove parâmetros físico-químicos e microbiológico considerando, a princípio, agregação por meio de média aritmética. Este índice foi consolidado em conjunto com a *National Sanitation Foundation* (NSF), ficando conhecido como *National Sanitation Foundation Water Quality Index* (NSFWQI), sendo um dos índices mais amplamente utilizados no mundo (CHIDIAC *et al.*, 2023; FORTES, BARROCAS e KLIGERMAN, 2023; KUMAR *et al.*, 2024; UDDIN, NASH e OLBERT, 2021).

Em meados dos anos 90, um novo índice de qualidade da água foi introduzido no Canadá pela província da Colúmbia Britânica, o *British Columbia Water Quality Index* (BCWQI), e passou a ser usado de forma crescente para avaliar a qualidade da água da região (CHIDIAC *et al.*, 2023; UDDIN, NASH e OLBERT, 2021). Um tempo depois, em 2001, o Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente (CCME) modificou o Índice de Qualidade da Água da Colúmbia Britânica original (BCWQI) e o endossou como o CCME WQI (CCME, 1999). O referido índice, também conhecido como Índice de Conformidade ao Enquadramento (ICE) no Brasil (SOARES, 2021), fornece flexibilidade na escolha dos parâmetros de qualidade da água a serem incluídos no modelo, e tem como objetivo classificar o curso d'água com base na distância entre a qualidade da água atual e a meta estabelecida, considerando três fatores: abrangência, frequência e amplitude das variações frente as metas. Diversos trabalhos de revisão sobre a elaboração e a aplicação de índices de qualidade da água, como os desenvolvidos por Chidiac *et al.* (2023), Fortes, Barrocas e Kligerman

(2023), Kumar *et al.* (2024) e Uddin, Nash e Olbert (2021) apontaram que os índices NSFQI e CCME são os mais amplamente empregados em diversas partes do mundo, incluindo o Brasil.

Importante destacar, que a maioria dos índices empregados para avaliação da condição dos cursos d'água, como os mencionados anteriormente, ainda são pautados exclusivamente em parâmetros físico-químicos, sem considerar a inclusão de parâmetros de comunidades bióticas, o que gera uma classificação muito relacionada aos usos da água, mas sem levar em conta a integridade ecológica do ambiente. Chidiac *et al.* (2023) explorou uma gama de índices de qualidade da água em seu estudo, destacando-se índices pautados em parâmetros físico-químicos e bacteriológicos, mas sem inclusão de dados ecológicos relativos a composição de comunidades bióticas. Os autores mostraram que alguns índices foram tendenciosos, outros não foram específicos e não indicaram uma condição precisa da condição da qualidade da água, reforçando que os índices devem ser conectados a avanços científicos, considerando critérios ecológicos.

Neste contexto, se torna relevante o desenvolvimento e o emprego de índices multimétricos de integridade biótica, que considerem as comunidades bióticas como métricas. Karr (1981) e Kerans e Karr (1994) foram pioneiros no uso de peixes e macroinvertebrados bentônicos, respectivamente, como base para a construção de índices multimétricos de integridade biótica (IBI). Após Karr (1981), a publicação de estudos que desenvolveram ou aplicaram um índice multimétrico aumentou, especialmente nos últimos quinze anos (83% dos estudos) conforme revisão sistemática desenvolvida por Ruaro *et al.* (2020) sobre tendências e desafios globais em índices multimétricos de condição biológica.

Diversos índices multimétricos que incorporam parâmetros bióticos para a avaliação de ecossistemas aquáticos, foram aplicados em diferentes lugares do mundo, considerando a avaliação do fitoplâncton (COZZOLI *et al.*, 2017; FENG *et al.*, 2021; KANE *et al.*, 2009; LIU e STEVENSON, 2017; LIU *et al.*, 2020; LUGOLI *et al.*, 2012; MAULOOD *et al.*, 2011; POMARI *et al.*, 2019; SPATHARIS e TSIRTSIS, 2010; WU, SCHMALZ e FOHRER, 2012, YONGO *et al.*, 2023; ZHU *et al.*, 2021), zooplâncton (CAI *et al.*, 2020; CARPENTER, JOHNSON e BUCHANAN, 2006; DE-CARLI *et al.*,

2019; POMARI *et al.*, 2019; STAMOU *et al.*, 2022), macroinvertebrados bentônicos (FIERRO *et al.*, 2018; FRANÇA *et al.*, 2019; HU *et al.*, 2022; HUANG *et al.*, 2015; KOSNICKI *et al.*, 2016; MARTINS *et al.*, 2020; SILVA *et al.*, 2017), peixes (COOPER *et al.*, 2018; HALLETT, TRAYLER e VALESINI, 2019; RUARO *et al.*, 2018; SCHRANDT *et al.*, 2021), como ferramentas robustas na identificação de pressões ambientais.

Em geral, esses índices apresentam relativa eficácia na mensuração de impactos antrópicos, retratando de forma objetiva a condição do ambiente aquático, facilitando a compreensão e a divulgação das informações a diferentes partes interessadas, como cientistas, gestores de recursos hídricos, formuladores de políticas públicas e os cidadãos no geral. Assim, pode-se dizer que os índices constituem uma ferramenta simples que fornece um valor único para a condição do curso d'água, levando em consideração um número específico de variáveis, ou métricas, para representar essa condição de uma forma fácil e compreensível. Cada índice é usado de acordo com o propósito da avaliação. No entanto, em geral, não há um índice que possa ser universalmente aplicado por agências de água, usuários e administradores de diferentes países, apesar dos esforços de pesquisadores ao redor do mundo, conforme apontado no estudo de revisão bibliográfica sobre índices de qualidade da água realizado por Chidiac *et al.* (2023).

Ruaro *et al.* (2020) revisaram a literatura científica para avaliar processos globais na criação e validação de índices multimétricos. Os autores encontraram uma falta de critérios comuns para seleção de métricas e determinação de condições de referência, o que dificulta fazer avaliações comparáveis entre diferentes programas e regiões, bem como para desenvolver ou refinar futuros índices. Além disso, determinaram que conseguir diferenciar a variabilidade natural dos impactos antropogênicos é o maior desafio na criação e aplicação dos índices.

Os referidos autores também observaram diferenças geográficas claras na aplicação de tais índices. Nos EUA, os índices multimétricos são amplamente empregados para avaliação de condições bióticas e é uma das abordagens mais amplamente utilizadas para biomonitoramento aquático. Em geral, regiões temperadas, principalmente América do Norte, possuem maior número de aplicações dos índices multimétricos

que as regiões tropicais. Além disso, um número maior de locais foi amostrado em regiões temperadas e por mais anos. Isso foi impulsionado em parte pela *Clean Water Act* de 1972 (UNITED STATES, 1972), cujo objetivo é restaurar e manter a integridade química, física e biológica dos sistemas aquáticos. Desde então, critérios biológicos ou padrões baseados em conjuntos biológicos foram formulados por várias agências estaduais e federais para avaliar e proteger águas doces (USEPA, 2019).

Além da normativa estadunidense, a Diretiva-Quadro da Água Europeia de 2000 exige a avaliação do estado biológico de vários conjuntos bióticos (HERING *et al.*, 2006). A avaliação do estado ecológico de um corpo de água é uma política relativamente nova para a gestão da qualidade da água. Em geral, diretivas anteriores a Diretiva Quadro da Água Europeia de 2000 apenas impunham padrões para a qualidade química da água com foco em usos específicos. A integração de critérios biológicos com padrões de qualidade da água levanta questões sobre como quantificar e avaliar a biodiversidade em ecossistemas aquáticos e como lidar com mudanças nesses sistemas ao longo do tempo (BOLEAU e PONT, 2015).

Os resultados da revisão de Ruaro *et al.* (2020) indicam que as regiões tropicais têm sido lentas na implementação do monitoramento com base em biocritérios para avaliar a condição biológica, e que estudos na África, Sudeste Asiático e América do Sul envolveram relativamente poucos locais e durações curtas. Este resultado é preocupante e tem implicações importantes para a gestão e conservação ambiental, visto que essas regiões abrigam grande parte da biodiversidade mundial (TOUSSAINT *et al.*, 2016) e estão sendo rapidamente alteradas pelas atividades humanas (MARQUES *et al.*, 2019).

O desenvolvimento de índices específicos para determinadas regiões é necessário devido à variedade de padrões estabelecidos por organizações nacionais e internacionais, bem como devido aos diferentes elementos de prevenção da poluição e gestão de recursos hídricos existentes em cada local. Portanto, há um interesse contínuo em desenvolver índices adequados para uma região ou área geográfica específica, relacionados a desafios ecológicos de cada área, conforme indicado no estudo de revisão global sobre índices de qualidade da água desenvolvido por Kumar *et al.* (2024). Tal condição ressalta a importância do desenvolvimento de um índice

multimétrico que considere as comunidades aquáticas e as condições ambientais relevantes para mananciais superficiais localizados em regiões tropicais, como se propõe no presente estudo. A construção desse índice pode contribuir para a definição de prioridades de manejo e recuperação de áreas degradadas, bem como para a proteção e a gestão dos corpos de água dessas regiões.

Em geral, o desenvolvimento de índices multimétricos é feito considerando as seguintes etapas: seleção e definição das métricas; definição das condições de referência; padronização das métricas definidas; agregação das métricas em um índice e por fim o estabelecimento de classificações com base em biocritérios, no qual serão definidos limites para categorizar/classificar a condição do ecossistema e definir prioridades de gestão (BOONSOONG *et al.*, 2010; CHIDIAC *et al.*, 2023; FORTES, BARROCAS e KLIGERMAN, 2023; HERING *et al.*, 2006; KACHROUD *et al.*, 2019; KUMAR *et al.*, 2024; UDDIN, NASH e OLBERT *et al.*, 2021).

No entanto, não há um padrão a seguir em cada etapa. Conforme reportado no estudo de revisão de Ruaro *et al.* (2020), diversas mudanças foram feitas nessas etapas, especialmente para melhorar a sensibilidade à degradação ambiental em uma região específica ou em relação a outros tipos de ecossistemas. A etapa de definição das métricas destaca-se como uma das mais relevantes para a criação de um índice útil. O objetivo básico é desenvolver um conjunto de métricas que abordem as características críticas necessárias para caracterizar a integridade ecológica de um determinado local (ANDREASEN *et al.*, 2001). Assim, a seleção das métricas deverá ser realizada com base nos objetivos de gestão e nas características ambientais da área de pesquisa (FENG *et al.*, 2015), mas também deve se pautar em critérios comuns que permitam otimizar o uso de recursos em programas de monitoramento, ou seja, métricas que sejam facilmente mensuráveis e demonstraram ser úteis em muitos estudos para caracterizar a condição de um curso d'água.

Para a definição das métricas, deve-se listar todas as métricas potenciais e a partir daí cada uma delas deverá ser testada em relação às características desejáveis de um índice útil. O objetivo básico é desenvolver um conjunto de métricas que abordem as características críticas necessárias para caracterizar a integridade ecológica de um determinado local. A utilidade de cada métrica considerada deve ser avaliada com

base em critérios, como: (1) relevância para o(s) ecossistema(s) em estudo e para os objetivos especificados do programa de gestão; (2) sensibilidade às mudanças antrópicas; (3) capacidade de fornecer uma resposta que possa ser diferenciada da variabilidade natural; (4) disponibilidade de dados de monitoramento e capacidade de ser mensurada com um bom custo-benefício (5) ser de fácil interpretação pelo público e tomadores decisão; (6) disponibilidade de estudos para confirmar a relação entre a métrica e o(s) *endpoint(s)* de interesse; (7) existência de uma condição de referência que possa ser usada para especificar um valor ideal para a métrica ou um valor indesejável baseado, por exemplo, em restrições legais (ANDREASEN *et al.*, 2001).

Importante destacar que a escala de interesse do estudo varia amplamente e influencia diretamente a seleção e relevância das métricas. Estudos em nível local exigirão métricas muito diferentes daquelas em escalas de paisagem, regionais ou continentais. Um índice desenvolvido em escala de local pode não ser informativo sobre a condição da paisagem em escalas de bacias hidrográficas, regionais ou mais amplas. A “melhor” escala depende das questões científicas e gerenciais que estão sendo consideradas, ou seja, da finalidade que se propõe uma determinada avaliação (ANDREASEN *et al.*, 2001).

Após a definição de um conjunto de métricas, para cada uma delas deverá ser estabelecida uma condição de referência. A condição de referência define a escala de medição e o estado para o qual se deseja mover o sistema. É uma extremidade de um *continuum* desde um estado natural/não impactado até um estado totalmente degradado. Por definição, uma condição de referência “natural” representa o estado do ecossistema e da paisagem antes de qualquer modificação. Entretanto, as condições ambientais gerais já não correspondem às condições anteriores ao povoamento e as condições “naturais” não podem ser reconstruídas (ANDREASEN *et al.*, 2001). Assim, essa condição deverá ser definida de dentro da área de estudo, como a menos impactada ou a “melhor” condição que pode ser alcançada. Uma abordagem globalmente comum é definir uma condição de referência minimamente ou menos perturbada. No entanto, obter dados biológicos suficientes para representar a variabilidade natural em uma área de interesse para determinar as condições de referência é desafiador, especialmente em regiões altamente heterogêneas, altamente perturbadas ou grandes (MILLER *et al.*, 2016).

Escolher as condições de referência relevantes em uma região é uma questão de julgamento. Duas condições de referência são necessárias, uma condição de referência natural/sustentável que define a "meta" e uma condição de referência degradada que define o estado inaceitável. A identificação de cada extremidade de uma métrica permitirá a definição de uma escala. Logo, ao ter uma condição "natural" ou "sustentável" num extremo da escala para cada métrica e uma condição "degradada" no outro extremo, o intervalo total de cada métrica pode ser especificado. Ao ajustar cada medição ao intervalo total apropriado, métricas muito diferentes podem ser dimensionadas e combinadas em um índice geral de integridade.

Como as métricas podem ser descritas por unidades diferentes (contagens, porcentagens) e podem ter intervalos amplamente diferentes em valores, é necessário converter valores métricos brutos em números adimensionais antes de combiná-las em uma única pontuação (BLOCKSOM, 2003). Na sequência, o conjunto de métricas selecionados é convertido em um índice, com um valor único que representa a integridade geral do ecossistema.

Contudo, qualquer método que reduza uma série de medições ambientais a um único número pode gerar o problema de eclipsamento (SUTER, 1993), onde o valor de uma determinada métrica pode ser mascarado pelo valor final do índice, superestimando ou subestimando a condição ambiental do local. Logo, não há uma maneira única e segura de reduzir a complexidade dos sistemas ecológicos a uma única dimensão, sendo o índice multimétrico uma ferramenta auxiliar para abordar um objetivo de avaliação específico. Todas as avaliações individuais e anteriores à elaboração do índice devem ser mantidas para uma avaliação cuidadosa e específica.

4 METODOLOGIA

Inicialmente, foi realizada a caracterização da área de estudo, correspondente a três mananciais de abastecimento público da RMBH (reservatórios do Sistema Integrado de Abastecimento Paraopeba: Rio Manso, Serra Azul e Vargem das Flores). Na sequência, para cada um dos três mananciais, foi realizada a organização e a sistematização dos dados secundários do monitoramento da qualidade da água.

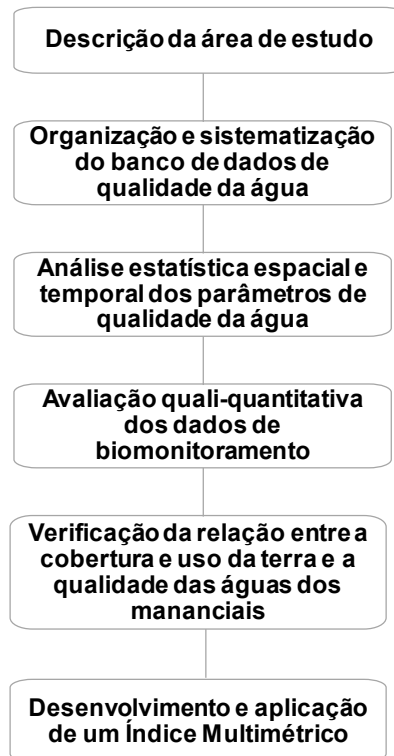
Após essa etapa, foi realizada a análise estatística espacial e temporal dos parâmetros de qualidade da água (físico-químicos, metais, orgânicos/pesticidas e bacteriológicos) dos três reservatórios de abastecimento e seus respectivos tributários, incluindo a análise preliminar e descritiva dos dados, a análise de violação dos parâmetros de qualidade da água aos limites preconizados na legislação, bem como a execução de testes estatísticos não paramétricos.

Posteriormente, a qualidade da água dos reservatórios de abastecimento foi avaliada por meio dos dados de biomonitoramento de fitoplâncton e zooplâncton, considerando a distribuição quali-quantitativa dos diferentes organismos, bem como a diversidade de espécies.

Para cada sub-bacia de drenagem dos reservatórios estudados, foi verificada a relação entre a cobertura e uso da terra e a qualidade das águas dos mananciais, considerando os dados anuais de cobertura e uso da terra disponibilizados na plataforma MapBiomas.

Por fim, foi desenvolvido um índice multimétrico para avaliar a integridade ambiental de reservatórios localizados em região tropical, tendo como base os dados físico-químicos e do biomonitoramento do reservatório Rio Manso. O índice desenvolvido foi então aplicado aos três reservatórios do Sistema Integrado de Abastecimento Paraopeba, localizados na RMBH. A fim de auxiliar a compreensão, na Figura 1 é apresentado um fluxograma das etapas metodológicas que foram empregadas no trabalho.

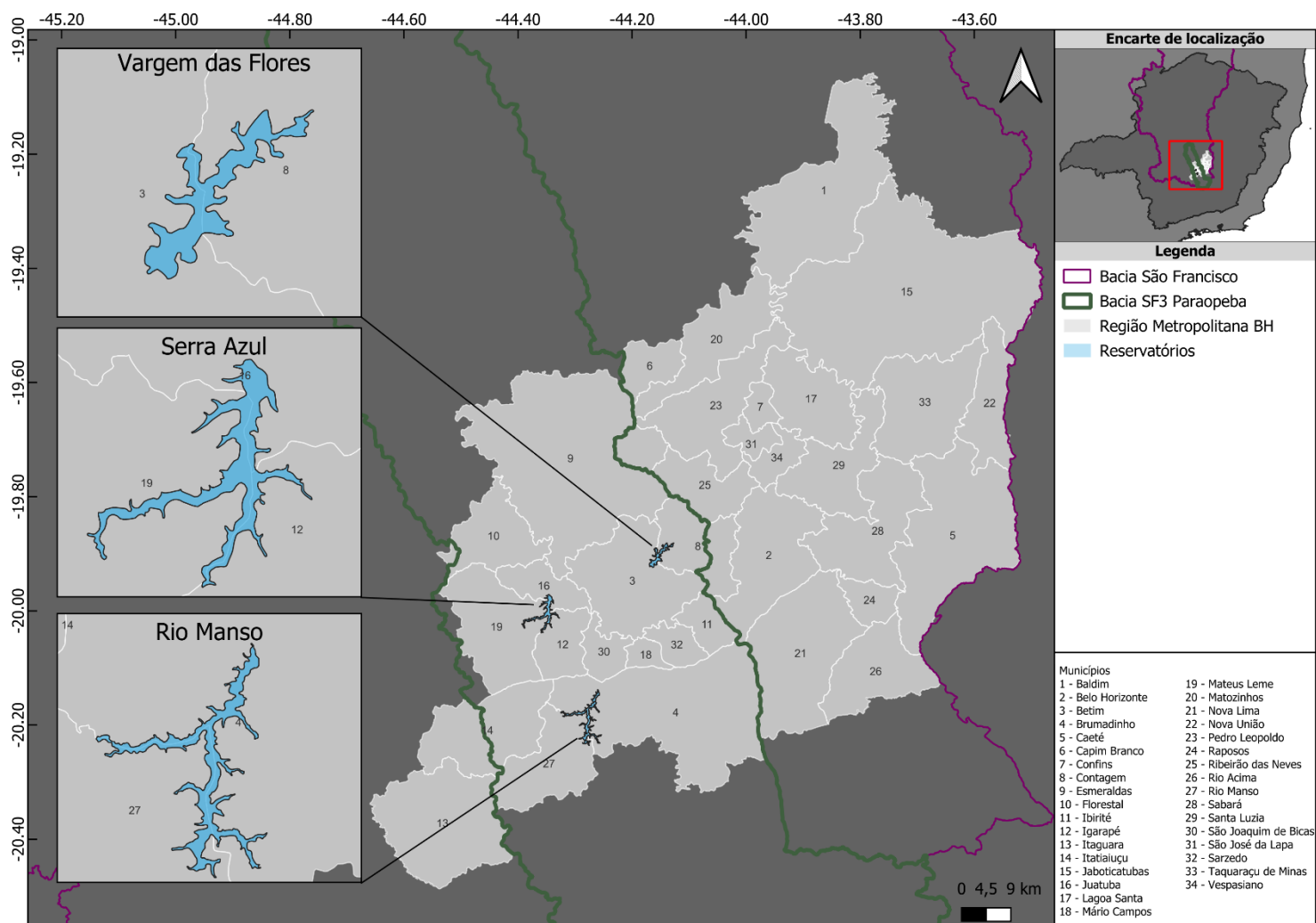
Figura 1 - Fluxograma das etapas metodológicas do trabalho



4.1 Área de estudo

A área de estudo corresponde a três mananciais superficiais de abastecimento público da Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH), sendo eles Reservatório Rio Manso, Reservatório Serra Azul e Reservatório Vargem das Flores. Os três reservatórios estão inseridos na bacia hidrográfica do rio Paraopeba (circunscrição hidrográfica SF3), por sua vez inserida na Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco (Figura 2).

Figura 2 - Localização da área de estudo



A RMBH é a terceira maior aglomeração urbana do País, composta por 34 municípios que concentram uma população urbana de 5,4 milhões de habitantes (28% do total do estado) e aproximadamente 32% do PIB estadual (ANA, 2021). Apesar do notável desenvolvimento econômico e dos investimentos em saneamento, a RMBH ainda é fortemente impactada pelo lançamento de efluentes domésticos e industriais, sem tratamento ou com tratamento insuficiente (CALAZANS *et al.*, 2018a; COSTA *et al.*, 2017; PINTO, CALAZANS e OLIVEIRA, 2019). Esse cenário cria uma grande pressão antrópica nos sistemas aquáticos locais, acarretando o aumento das concentrações de contaminantes nas águas superficiais e consequente degradação da qualidade das águas dos mananciais de abastecimento.

Em 2020, a demanda de água para abastecimento da RMBH era de 16,6 m³/s, 31% do total do estado, sendo 7,8 m³/s, ou seja 47% desse montante, destinada à capital

Belo Horizonte. Os três reservatórios mencionados fazem parte do Sistema Integrado de Abastecimento Paraopeba (SIN Paraopeba), e juntos atendem cerca de 3,5 milhões habitantes da RMBH (mais de 60% da RMBH) (ANA, 2025), bem como 27% das demandas de Belo Horizonte (ANA, 2021).

O reservatório Rio Manso está inserido na sub-bacia do Rio Manso, a qual possui uma área de aproximadamente 675 Km², abrangendo cinco municípios: Brumadinho, Rio Manso, Crucilândia, Itatiaiuçu e Bonfim. Os principais tributários do reservatório são os rios Manso e Veloso, além dos córregos Souza, Provisório, Grande, Lamas, do Cruzeiro, das Pedras, Taboca, da Pinguela, Areias e Quéias. Este reservatório encontra-se inserido em uma Área de Proteção Especial (APE) de cerca de 670 Km², sendo que, deste total, a área sob responsabilidade direta da COPASA corresponde a 90 Km² (ICATU, 2013a). A APE do Rio Manso foi criada pelo Decreto 27.928 de 15/03/1988 (MINAS GERAIS, 1988), para fins de preservação de mananciais.

O reservatório Rio Manso possui área inundada de 19,4 km², com volume de 121 milhões de m³, uma profundidade média de 11 m e uma profundidade máxima de 37,0 m (ARSAE, 2013). Em comparação com outros reservatórios da Região Metropolitana de Belo Horizonte, o reservatório Rio Manso apresenta os maiores valores de área inundada e volume. O reservatório possui Índice de Desenvolvimento de Perímetro (DP) - que indica o grau de regularidade/irregularidade das margens – de 8,92, sendo classificado como dendrítico. Essa característica denota alto grau de irregularidade de sua borda, que pode favorecer o processo de assoreamento e eutrofização (ICATU, 2013a). A água bruta captada neste manancial é tratada por meio de tratamento convencional (coagulação, floculação, decantação, filtração, desinfecção e fluoretação) antes de ser destinada ao consumo humano (ANA, 2020).

O reservatório Serra Azul está inserido na sub-bacia Serra Azul, que tem área de drenagem de cerca de 267 Km², abrangendo quatro municípios: Mateus Leme, Juatuba, Igarapé e Itaúna. O reservatório é formado pelo barramento do curso d'água do Ribeirão Serra Azul que nasce com o nome de ribeirão dos Freitas, na Serra Azul, município de Itaúna-Minas Gerais, e passa a se denominar Serra Azul após receber, pela margem esquerda, o córrego da Matinha ou Mato Frio. Após a confluência com o ribeirão Mateus Leme, esse ribeirão passa a se denominar ribeirão Juatuba, que

deságua no rio Paraopeba pela margem esquerda (ICATU, 2013b). Este reservatório encontra-se inserido em uma APE, que abrange cerca de 256 km², sendo 32km² de responsabilidade da COPASA (SOARES, 2021). A APE Serra Azul foi criada pelo Decreto nº 20.792, de 08/09/1980 (MINAS GERAIS, 1980a), para fins de preservação de mananciais.

O reservatório Serra Azul possui área inundada de 8,9 km², com volume de 93.000.000 m³, uma profundidade média de 10 m e uma profundidade máxima de 40,3 m (ARSAE, 2013; PBH, 2020). O reservatório possui Índice de Desenvolvimento de Perímetro (DP) - que indica o grau de regularidade/irregularidade das margens – de 7,73, sendo classificado como dendrítico. Essa característica denota alto grau de irregularidade de sua borda, que pode favorecer o processo de assoreamento e eutrofização (ICATU, 2013b). A água bruta captada neste manancial é tratada por meio de tratamento simplificado (filtração direta) antes de ser destinada ao consumo humano (ANA, 2020).

O reservatório Vargem das Flores está localizado entre os municípios de Betim e Contagem com 13 % e 87 % de sua área inserida em cada um deles, respectivamente. Os principais tributários contribuintes para o reservatório são: córrego Água Suja, ribeirão Betim, córrego Morro Redondo e córrego Bela Vista (GOMES, 2008). A área de drenagem da sub-bacia de Vargem das Flores é de cerca de 121 km², em região caracterizada historicamente por acelerado processo de urbanização. Este reservatório encontra-se inserido na APE Vargem das Flores, criada pelo Decreto 20.793, de 08/09/1980 (revogado) (MINAS GERAIS, 1980b), que coincide com a área da Área de Proteção Ambiental (APA) Vargem das Flores, unidade de conservação criada pela Lei nº 16.197 de 26 de junho de 2006 (MINAS GERAIS, 2006). A área abrangida pela APA/APE é de cerca de 123 km². Os objetivos são favorecer a manutenção da diversidade biológica, proteger e conservar os corpos d'água, especialmente o reservatório formado pela barragem de Vargem das Flores e os córregos e áreas de drenagem que para ele afluem, como forma de garantir a qualidade dos recursos hídricos existentes na APA para o abastecimento público de água da RMBH. Da mesma forma, a APA/APE visa contribuir para a ordenação do uso e da ocupação da terra, considerando a necessidade de preservação do ambiente e recuperação de áreas degradadas (MINAS GERAIS, 2006).

O reservatório Vargem das Flores possui área inundada de 5,2 km², com volume de 40.000.000 m³ (PBH, 2020), uma profundidade média de 6,11m e máxima de 20,7m, sendo considerado um reservatório pequeno e raso se comparado aos outros dois (Rio Manso e Serra Azul), o que pode favorecer a produtividade biológica, visto que em ambientes mais rasos, a radiação solar pode alcançar toda a coluna d'água e, desta forma, esses geralmente apresentam produtividade maior que ambientes mais profundos (ICATU, 2013c). O reservatório possui Índice de Desenvolvimento de Perímetro (DP) - que indica o grau de regularidade/irregularidade das margens – de 5,88, denotando alto grau de irregularidade de sua borda, o que pode favorecer o processo de assoreamento e eutrofização (ICATU, 2013c). A água bruta captada neste manancial é tratada por meio de tratamento convencional antes de ser destinada ao consumo humano (ANA, 2020).

Na Tabela 1 são apresentadas as principais características dos três reservatórios do SIN Paraopeba.

Tabela 1 – Principais características dos reservatórios do SIN Paraopeba

Características	Rio Manso	Serra Azul	Vargem das Flores
Sub-bacia de drenagem	Rio Manso	Serra Azul	Vargem das Flores
Área da sub-bacia (km²)	675	267	121
Principais tributários	rios Manso e Veloso	ribeirão Serra Azul	córrego Água Suja, ribeirão Betim, córrego Morro Redondo e córrego Bela Vista
Área inundada (km²)	19,4	8,9	5,2
Volume (m³)	121.000.000	93.000.000	40.000.000
Profundidade máxima (m)	37,0	40,3	20,7
Profundidade média (m)	11	10	6,11
Desenvolvimento de perímetro (DP)	8,92	7,73	5,88

Fonte: ICATU, 2013a, b, c; ARSAE, 2013; PBH, 2020

4.2 Organização e sistematização do banco de dados

Neste trabalho foram analisados dados secundários de qualidade da água oriundos do monitoramento de três (3) mananciais superficiais de abastecimento público da RMBH (Reservatório Rio Manso, Reservatório Serra Azul e Reservatório Vargem das Flores), contemplando no total 32 estações de monitoramento. Os dados foram fornecidos pelo prestador de serviço de saneamento.

Das 32 estações analisadas neste trabalho, 20 são localizadas em ambiente lótico (tributários e cursos d'água a jusante dos barramentos), com coleta apenas na superfície, e 12 em ambiente lêntico (interior dos reservatórios), com coleta em diferentes profundidades, sendo elas superfície, Secchi e fundo. Para o manancial reservatório Rio Manso, foram disponibilizados dados de 10 estações de monitoramento (sendo quatro inseridas no reservatório e com coleta nas diferentes profundidades, cinco inseridas nos tributários afluentes ao reservatório e uma inserida após o barramento, em curso d'água com fluxo a jusante do reservatório). Para o manancial reservatório Serra Azul, foram disponibilizados dados de 13 estações de monitoramento (sendo quatro inseridas no reservatório e com coleta nas diferentes profundidades, oito inseridas nos tributários afluentes ao reservatório e uma inserida após o barramento, em cursos d'água com fluxo a jusante do reservatório). Para o manancial reservatório Vargem das Flores, foram disponibilizados dados de nove estações de monitoramento (sendo quatro inseridas no reservatório e com coleta nas diferentes profundidades, quatro inseridas nos tributários afluentes ao reservatório e uma inserida após o barramento, em cursos d'água com fluxo a jusante do reservatório). Na Figura 4 é indicada a localização dos mananciais, bem como das respectivas estações de monitoramento, com a distinção do tipo de ambiente (lótico ou lêntico), e a discretização das estações correspondentes ao local da torre de tomada d'água para captação de água bruta e destinação ao tratamento para consumo humano. Na Tabela 2 são apresentadas as principais informações das estações de monitoramento de cada manancial.

Para padronizar e facilitar o entendimento ao longo do trabalho, as estações foram nomeadas com códigos de referência, considerando as iniciais do nome do manancial de abastecimento, um número sequencial para cada manancial e o tipo de ambiente, se lêntico ou lótico, conforme indicado na Figura 3 e na Tabela 2.

Figura 3 – Código de referência de cada estação de monitoramento

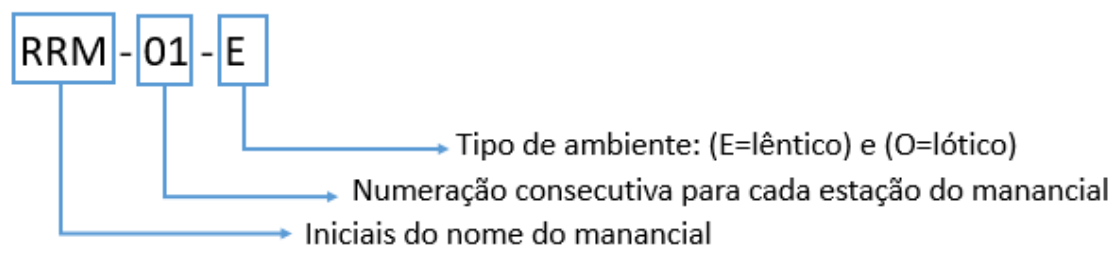


Figura 4 – Localização dos mananciais e das estações de monitoramento

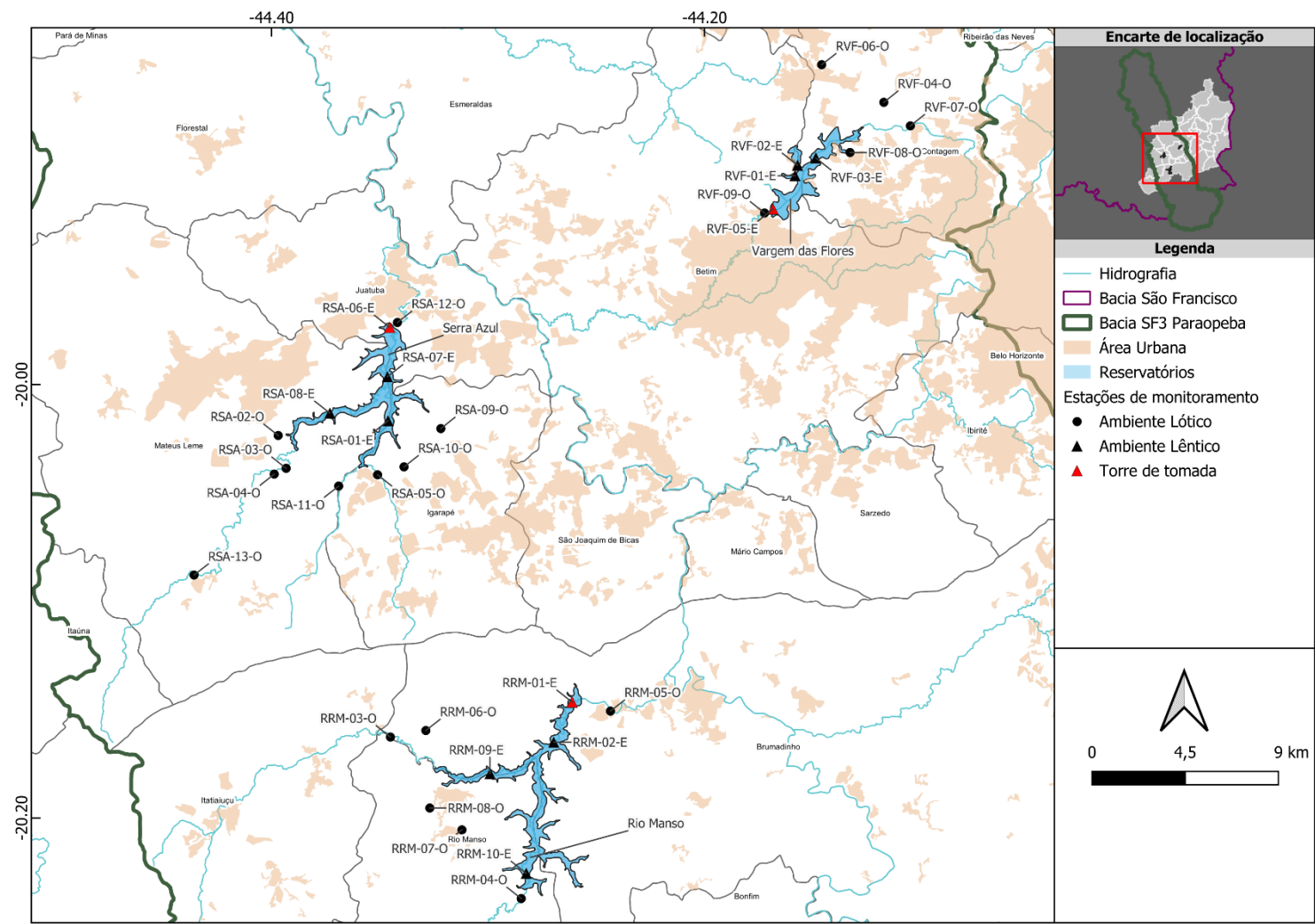


Tabela 2 – Informações sobre as estações de monitoramento

Manancial	Tipo de ambiente	Descrição da estação	Município	Código da estação	Classe de enquadramento	Profundidade de coleta
Reservatório Rio Manso	Manancial Léntico	E1-Represa Rio Manso_200m torre de tomada_Brumadinho	Brumadinho	*RRM-01-E	Classe 1	Superfície, Secchi, Fundo
	Manancial Léntico	E2-Represa Rio Manso_Enc.braço Veloso/Manso_Brumadinho	Brumadinho	RRM-02-E	Classe 1	Superfície, Secchi, Fundo
	Manancial Lótico	E6-Represa Rio Manso_Rio Veloso Jusante BR381_Brumadinho	Brumadinho	RRM-03-O	Classe 2	Superfície
	Manancial Lótico	E7-Represa Rio Manso_Rio Manso Montante lago_Brumadinho	Brumadinho	RRM-04-O	Classe 1	Superfície
	Manancial Lótico	E8-Rep Rio Manso_fluxo Jusante embaix ponte_Brumadinho	Brumadinho	RRM-05-O	Classe 2	Superfície
	Manancial Lótico	E9-Represa Rio Manso_Córrego Quéias Jus. Br 381_Brumadinho	Brumadinho	RRM-06-O	Classe 2	Superfície
	Manancial Lótico	E10-Represa Rio Manso_Córrego Lamas Montante Lago_Brumadinho	Brumadinho	RRM-07-O	Classe 1	Superfície
	Manancial Lótico	E11-Represa Rio Manso_Córrego Grande Mont. lago_Brumadinho	Brumadinho	RRM-08-O	Classe 1	Superfície
	Manancial Léntico	E3-Represa Rio Manso_Braço Rio Veloso_Brumadinho	Brumadinho	RRM-09-E	Classe 1	Superfície, Secchi, Fundo
	Manancial Léntico	E4-Represa Rio Manso_Braço Rio Manso_Brumadinho	Brumadinho	RRM-10-E	Classe 1	Superfície, Secchi, Fundo
Reservatório Serra Azul	Manancial Léntico	E3-Rep Serra Azul_iníc.braço Diogo/Potreir_Juatuba	Juatuba	RSA-01-E	Classe 1	Superfície, Secchi, Fundo
	Manancial Lótico	E7-Represa Serra azul_Córrego Jacu Montante lago_Mateus Leme	Mateus Leme	RSA-02-O	Classe 1	Superfície
	Manancial Lótico	E8-Rep Serra Azul_Córrego Pedreira_Mateus Leme	Mateus Leme	RSA-03-O	Classe 1	Superfície
	Manancial Lótico	E9-Rep. Serra Azul_Cór S Azul Mont. Cór Pedreira_Mateus Leme	Mateus Leme	RSA-04-O	Classe 1	Superfície
	Manancial Lótico	E11-Represa Serra Azul_Córrego Estiva Montante lago_Igarapé	Igarapé	RSA-05-O	Classe 1	Superfície
	Manancial Léntico	E1-Represa Serra Azul_200m da torre tomada_Juatuba	Juatuba	*RSA-06-E	Classe 1	Superfície, Secchi, Fundo
	Manancial Léntico	E2-Represa Serra Azul_lago sob linha CEMIG_Juatuba	Juatuba	RSA-07-E	Classe 1	Superfície, Secchi, Fundo
	Manancial Léntico	E4-Rep Serra Azul_metade do braço R.S.Azul_Juatuba	Juatuba	RSA-08-E	Classe 1	Superfície, Secchi, Fundo
	Manancial Lótico	E6-Represa Serra Azul_Córrego Curralinho Mont. Lago_Igarapé	Igarapé	RSA-09-O	Classe 1	Superfície
	Manancial Lótico	E10-Represa Serra Azul_Córrego Potreiro Mont. Lago_Igarapé	Igarapé	RSA-10-O	Classe 1	Superfície
	Manancial Lótico	E12-Represa Serra Azul_Córrego Diogo Montante Lago_Igarapé	Igarapé	RSA-11-O	Classe 1	Superfície
	Manancial Lótico	E13-Represa Serra Azul_fluxo de Jusante_Juatuba	Juatuba	RSA-12-O	Classe 2	Superfície
	Manancial Lótico	Ribeirão Serra Azul_Captação Serra Azul_Mateus Leme	Mateus Leme	RSA-13-O	Classe 1	Superfície
Reservatório Vargem das Flores	Manancial Léntico	E2-Represa Vargem das Flores_Enc.Braços Princ_Betim	Betim	RVF-01-E	Classe 1	Superfície, Secchi, Fundo
	Manancial Léntico	E3-Represa Vargem das Flores_Braço Córrego Água Suja_Betim	Betim	RVF-02-E	Classe 1	Superfície, Secchi, Fundo

Manancial	Tipo de ambiente	Descrição da estação	Município	Código da estação	Classe de enquadramento	Profundidade de coleta
	Manancial Léntico	E4-Represa Vargem das Flores_Braço Ribeirão Betim_Betim	Betim	RVF-03-E	Classe 1	Superfície, Secchi, Fundo
	Manancial Lótico	E15-Represa Vargem das Flores_Córrego Morro Redondo_Betim	Betim	RVF-04-O	Classe 1	Superfície
	Manancial Léntico	E1-Represa Vargem das Flores_200m torre tomada_Betim	Betim	*RVF-05-E	Classe 1	Superfície, Secchi, Fundo
	Manancial Lótico	E14-Represa Vargem das Flores_Córrego Água Suja_Betim	Betim	RVF-06-O	Classe 1	Superfície
	Manancial Lótico	E16-Represa Vargem das Flores_Ribeirão Betim_Betim	Betim	RVF-07-O	Classe 1	Superfície
	Manancial Lótico	E17-Represa Vargem das Flores_Córrego Bela Vista_Betim	Betim	RVF-08-O	Classe 1	Superfície
	Manancial Lótico	E22-Represa Vargem das Flores_fluxo de Jusante_Betim	Betim	RVF-09-O	Classe 1	Superfície

*** Estação de monitoramento localizada na torre de tomada, onde ocorre a captação de água bruta.**

O banco de dados é composto por 36 parâmetros físico-químicos, 64 orgânicos/pesticidas, 28 metais, quatro bacteriológicos e quatro parâmetros hidrobiológicos/biomonitoramento (clorofila-*a*, fitoplâncton, zooplâncton e organismos bentônicos), conforme indicado na Tabela 3, totalizando 136 parâmetros monitorados e 84.335 dados disponíveis.

Tabela 3 - Parâmetros de qualidade da água monitorados e disponíveis no banco de dados utilizado na pesquisa

Físico-Químicos	Orgânicos/Pesticidas		Metais	Bacteriológicos	Hidrobiológicos/ Biomonitoramento
Acidez Total	1,1 Dicloroeteno	Glifosato	Alumínio	Coliformes Totais	Fitoplâncton
Alcalinidade Bicarbonato	1,2 Dicloroetano	Gution	Alumínio Dissolvido	<i>E. Coli</i> /Colif. Termot.	Zooplâncton
Alcalinidade Carbonato	1-Naftol	Heptacloro	Antimônio	Enterococcus spp.	Zoobentos
Alcalinidade Total	2,4,6 Triclorofenol	Heptacloro Epóxido	Arsênio total	Estreptococos Fecais	Clorofila- <i>a</i>
ATA	2,4-D	Hexaclorobenzeno	Bário total		
Cianetos	3-Hidroxycarbofuram	Indeno-1,2,3-CD-pireno	Berílio total		
Cloretos	Acrilamida	Lindano	Boro total		
Condutividade Elétrica	Alaclor	Malation	Cádmio total		
Cor	Aldicarb	Metolacolor	Chumbo total		
Dem. Bioq de Oxigênio	Aldicarb Sulfona	Metiocarbe	Cobalto total		
Dem. Química de Oxigênio	Aldicarb Sulfoxido	Metomil	Cobre total		
Dureza Cálcio	Aldrin	Oxamil	Cobre Dissolvido		
Dureza Magnésio	Atrazina	Parationa	Cromo total		
Dureza Total	Benzeno	Parationa Metilica	Estanho		
Fenóis	Benzo-a-antraceno	Pentaclorofenol	Ferro Dissolvido		
Fluoreto	Benzo-a-pireno	Permetrina (Cis + Trans)	Ferro Ferroso		
Fósforo Total	Benzo-b-fluoranteno	Pesticidas Carbamatos	Ferro total		
Nitrato	Benzo-K-fluoranteno	Pesticidas Fosforados	Lítio total		
Nitrito	Carbaril	Propoxur	Magnésio		
Nitrogênio Amoniacal	Carbofenantion	Simazina	Manganês dissolvido		
Nitrogênio Orgânico	Carbofuran	Tetracloroeto de Carbono	Manganês total		
Nitrogênio Total	Clordano (Cis + Trans)	Tetracloroeteno	Mercúrio total		
Oleos e Graxas	Criseno	Tolueno	Níquel total		
Ortofosfatos	DDT + DDD + DDE	Toxafeno	Potássio		
Oxigênio Dissolvido	Demeton (o + s)	Triclorobenzenos	Prata total		
pH	Diazinon	Tricloroeteno	Sódio		
Profundidade Total	Dibenzo-a h-antraceno	Trifluralina	Vanádio total		
Sólidos Dissolvidos Totais	Diclorometano	Xilenos	Zinco total		
Sólidos Suspensão Totais	Dieldrin				
Sólidos Totais	Dodecacloro pentaciclodecano				
Sulfatos	Endossulfan (alfa + beta)				
Sulfetos	Endrin				
Temperatura Amostra	Estireno				

Físico-Químicos	Orgânicos/Pesticidas	Metais	Bacteriológicos	Hidrobiológicos/ Biomonitoramento
Temperatura do Ar	Etilbenzeno			
Transparência Secchi	Etion			
Turbidez	Fenclorfós			
44782	9648	11622	975	17308

Entretanto, o banco de dados disponibilizado pelo prestador de serviço de saneamento é heterogêneo, com parâmetros monitorados, período de abrangência e frequência de amostragem distintos para cada estação e profundidade de coleta, sendo que algumas apresentam um monitoramento mais completo, com diversos parâmetros e por um período maior, e outras mais simplificado, com menos parâmetros monitorados e com período mais reduzido, conforme indicado nas Tabelas 1, 2 e 3 do apêndice A.

O monitoramento dos parâmetros físico-químicos foi mais abrangente (Tabela 1, Apêndice A), realizado em todas as estações e profundidades. Para os metais, houve monitoramento em todas as estações localizadas em ambientes lóticos e com coleta na superfície, enquanto para as estações localizadas em ambientes lênticos a coleta de metais, em geral, ocorreu apenas na profundidade de fundo, com exceção das estações das torres de tomada d'água para abastecimento (RRM-01-E- Rio Manso; RSA-06-E – Serra Azul e RVF-05-E – Vargem das Flores) para as quais o monitoramento de metais ocorreu nas diferentes profundidades de coleta. Para os parâmetros orgânicos/pesticidas e bacteriológicos, o monitoramento foi mais escasso, com ocorrência apenas para as coletas em superfície nos ambientes lóticos e ocasionalmente na profundidade Secchi para as três estações localizadas nas torres de tomada de água. Por fim, para os parâmetros de biomonitoramento, nota-se ocorrência de coleta apenas na profundidade Secchi nas estações localizadas no reservatório, contemplando fitoplâncton e zooplâncton, e para algumas estações localizadas em ambientes lóticos com coleta em superfície, apenas monitoramento de um parâmetro - fitoplâncton. Especificamente para a estação RRM-01-E, foram disponibilizados dados de zoobentos para a profundidade fundo. Porém esses dados correspondem somente a 12 coletas, com baixa variabilidade, e por isso foram desconsiderados da análise. Ademais, ressalta-se que apenas para as estações

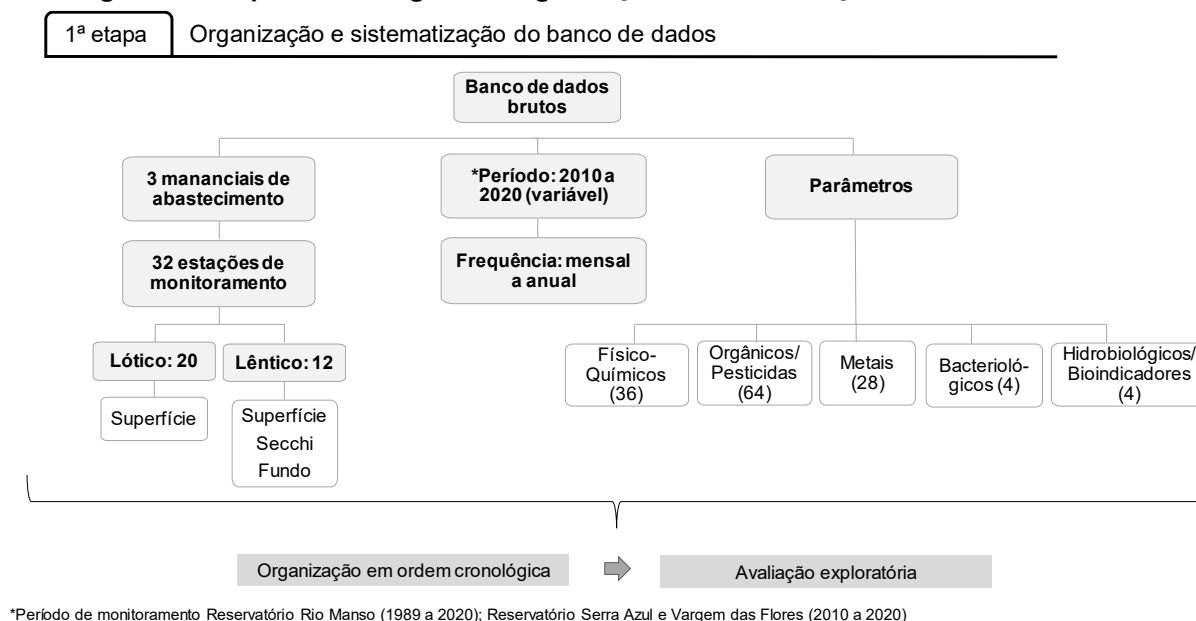
inseridas dentro do reservatório Rio Manso, foram disponibilizados dados de Clorofila-a.

Ainda considerando a Tabela 1 do Apêndice A, é importante destacar o maior quantitativo de parâmetros monitorados nas estações localizadas nas torres de tomada d'água dos reservatórios, com destaque para a profundidade de Secchi, o que é justificável por estarem localizadas no ponto de captação de água bruta que aduz a estação de tratamento de água.

Em termos de período de monitoramento, nota-se que o banco de dados disponibilizado para o manancial Reservatório Rio Manso é mais robusto, abrangendo um período de monitoramento de 1989 a 2020 (Tabela 2 do Apêndice A), enquanto para os outros dois mananciais avaliados, Reservatório Serra Azul e Reservatório Vargem das Flores, o período de monitoramento disponibilizado corresponde aos anos 2010 a 2020. Nesse contexto, todos os dados foram analisados considerando o período completo de monitoramento para cada manancial, entretanto, quando o objetivo foi comparar os mananciais entre si, o período comum de monitoramento (2010 a 2020) foi considerado nas análises. O recorte do banco de dados considerado nas análises efetuadas foi descrito em cada etapa do trabalho, visando um melhor entendimento.

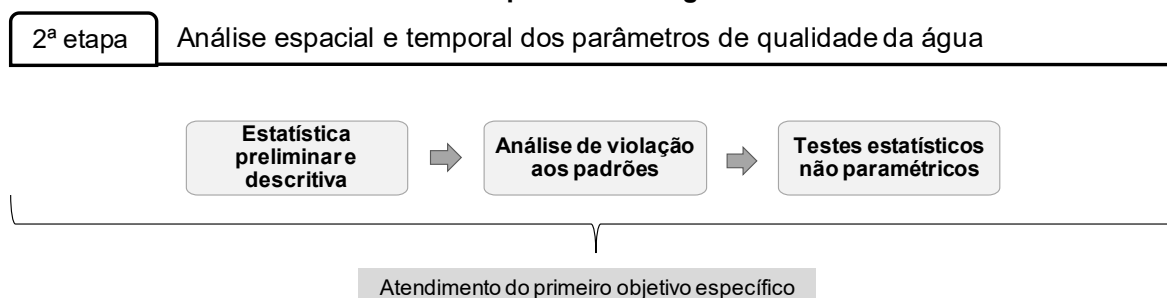
A frequência de amostragem (Tabela 3 do Apêndice A) praticada, mostrou grande variabilidade, desde frequência mensal até frequência anual. As frequências de amostragem variaram dentro de uma mesma estação de monitoramento e entre as estações, sendo as amostragens mais frequentes para o grupo de parâmetros físico-químicos e metais, e para as estações de monitoramento inseridas no reservatório Rio Manso.

Na Figura 5 é apresentado um esquema com a composição deste banco de dados brutos. Tais dados foram organizados em planilhas Excel em ordem cronológica de monitoramento. Apesar do monitoramento heterogêneo, optou-se por trabalhar, em um primeiro momento, com todo o banco de dados, visando uma avaliação mais abrangente e exploratória dos corpos d'água da área de estudo, bem como do monitoramento efetuado na região.

Figura 5 – Etapa metodológica da organização e sistematização do banco de dados

4.3 Análise espacial e temporal dos parâmetros de qualidade da água

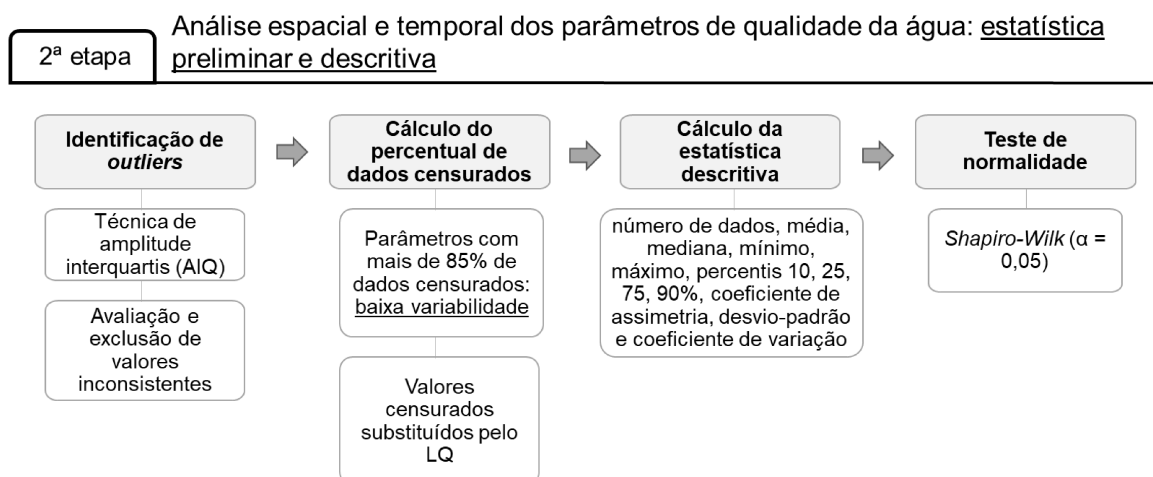
A análise espacial e temporal dos parâmetros de qualidade da água foi realizada a partir do banco de dados brutos organizado no item anterior (item 4.2), conforme as etapas metodológicas apresentadas na Figura 6. Esta etapa visa o atendimento do primeiro objetivo específico proposto neste trabalho.

Figura 6 – Etapas metodológicas da avaliação espacial e temporal dos parâmetros de qualidade da água

4.3.1 Estatística preliminar e descritiva

Nesta etapa foi efetuada a estatística preliminar dos dados (parâmetros físico-químicos, metais, orgânicos/pesticidas, bacteriológicos e hidrobiológicos), com a identificação de *outliers*, o cálculo do percentual de dados censurados (observações que apresentam valores acima ou abaixo do limite de quantificação (LQ) do método analítico), o cálculo da estatística descritiva e a execução de testes de normalidade, conforme indicado na Figura 7.

Figura 7 – Etapas metodológicas da avaliação estatística preliminar e descritiva



Segundo Grubbs (1969), um *outlier* é uma observação que se desvia nitidamente das demais observações da amostra, podendo representar características reais dos dados ou possíveis erros.

Os *outliers* foram identificados, para cada parâmetro, por estação de monitoramento e profundidade de coleta, por meio da técnica de amplitude interquartis (AIQ), dada pela diferença entre o terceiro (Q3) e o primeiro (Q1) quartis, sendo considerado *outlier* superior todo valor maior que $(Q3 + 1,5AIQ)$ e como *outlier* inferior todo valor menor que $(Q1 - 1,5AIQ)$ (NAGHETTINI e PINTO, 2007; TUKEY, 1977).

Cada ocorrência de *outlier* foi avaliada individualmente para a decisão de manutenção ou exclusão do banco de dados, uma vez que dados ambientais são conhecidos por apresentarem muitos valores como *outliers*, mas que no contexto são dados corretos e importantes para gerar informação (GRUBBS, 1969; von SPERLING, VERBYLA e OLIVEIRA, 2020). Somente foram excluídos valores não passíveis de ocorrência, tais como: valores nulos para uma mesma coleta, valores da fração dissolvida maior do que da fração total, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) maior que Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio Amoniacal maior que Nitrogênio total, Nitrogênio Orgânico maior que Nitrogênio total, valor de pH e temperatura muito baixos ou muito altos e não condizentes com a realidade local, Sólidos Suspensos Totais maior que Sólidos Totais e Sólidos Dissolvidos Totais maior que Sólidos Totais.

O cálculo do percentual de dados censurados foi efetuado para cada parâmetro, por estação de monitoramento e profundidade de coleta. Parâmetros com mais de 85%

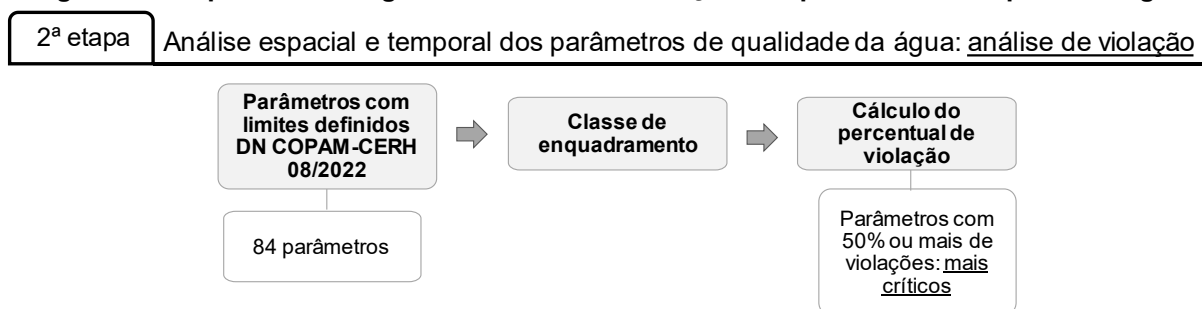
de dados inferiores ao LQ (SABINO, LAGE e ALMEIDA, 2014) foram considerados com baixa variabilidade e com prevalência de resultados de magnitude reduzida. Para as análises posteriores, o método de substituição simples pelo próprio LQ (EPA, 2000) foi adotado, considerando o pior cenário possível em termos de condição da qualidade ambiental. Esse método de substituição é comumente considerado na avaliação de dados de qualidade de águas superficiais, como adotado nos estudos de Costa *et al.* (2017), Cordova (2020), Dantas (2020) e Soares (2021).

O cálculo da estatística descritiva foi realizado para todos os parâmetros, considerando cada estação de monitoramento e cada profundidade de coleta, bem como a distinção entre os ambientes lênticos e lóticos. Na estatística descritiva foram calculados o número de dados disponíveis, média, mediana, mínimo, máximo, percentis 10, 25, 75, 90%, coeficiente de assimetria, desvio-padrão e coeficiente de variação. Os resultados da estatística descritiva foram apresentados na forma de tabelas e gráficos do tipo *box-whisker*.

Posteriormente, a fim de verificar a distribuição dos dados, que é pressuposto para aplicação dos testes de hipóteses empregados nas comparações estabelecidas no estudo, foi aplicado o teste de normalidade de *Shapiro-Wilk*, ao nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$), por meio do *software* Statistica® 10.0 (STATSOFT, 2011).

4.3.2 Análise de violação dos parâmetros de qualidade da água aos limites preconizados na legislação

Os percentuais de violação dos parâmetros de qualidade da água aos limites estabelecidos na Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 08 de 2022 (MINAS GERAIS, 2022) foram calculados, segundo a classe de enquadramento do corpo d'água, para todos os parâmetros os quais possuem limites definidos e para todas as estações de monitoramento, considerando as diferentes profundidades de coleta, conforme etapas metodológicas apresentadas na Figura 8.

Figura 8 – Etapas metodológicas da análise de violação dos parâmetros aos padrões legais

A notação de referência, a unidade e os limites permitidos para cada parâmetro monitorado, por classe de enquadramento, são apresentados na Tabela 1 do Apêndice B. Os valores máximos permitidos estabelecidos na DN COPAM/CERH 08/2022 para as Classes 3 e 4 não foram apresentados uma vez que nenhum curso d'água avaliado está enquadrado nessas classes.

Buscando identificar quais os parâmetros responsáveis pela maior degradação ambiental nos mananciais, e quantificar as faixas de violação, foram estabelecidos quatro intervalos de percentuais de violação do total de amostras, sendo eles: (i) percentual de violação de até 25%; (ii) entre 25% e 50%; (iii) entre 50% e 75%; e (iv) violação superior a 75%. Os parâmetros que apresentaram violação igual ou superior a 50% foram considerados parâmetros mais críticos em termos de degradação da qualidade das águas dos mananciais avaliados. Do mesmo modo, os locais de monitoramento com maior quantitativo de parâmetros críticos e, consequentemente maiores percentuais de violação, foram considerados mais impactados.

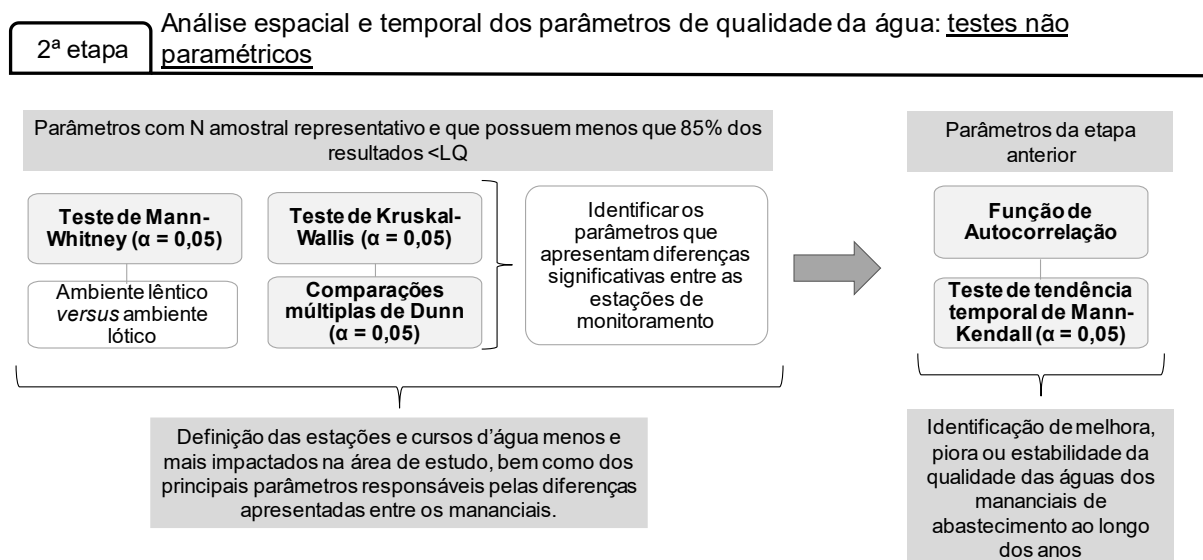
Após a avaliação estatística preliminar e descritiva e de violações, foram desconsiderados das análises posteriores aqueles parâmetros com número de dados muito reduzido e/ou que possuem 85% ou mais dos resultados abaixo do limite de quantificação do método analítico (LQ), visto que por apresentarem baixa variabilidade podem interferir nos resultados dos testes estatísticos (REIMANN *et al.*, 2008; SABINO, LAGE e ALMEIDA, 2014).

4.3.3 Testes estatísticos não paramétricos

Os dados monitorados não apresentaram aderência a distribuição normal (valor-p do teste de Shapiro Wilk < 0,05), indicando a aplicação de testes estatísticos não paramétricos nas comparações estabelecidas no estudo. Os testes não-paramétricos

foram aplicados conforme indicado nas etapas metodológicas da Figura 9 e melhor detalhado nos parágrafos seguintes.

Figura 9 – Etapas metodológicas da análise estatística por meio de testes não paramétricos



Visando comparar espacialmente a qualidade da água, ou seja, verificar a existência de diferenças significativas entre os parâmetros de qualidade da água das diferentes estações de monitoramento dos três mananciais estudados, foi aplicado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (KRUSKAL e WALLIS, 1952), ao nível de significância de 5%, seguido do teste de comparações múltiplas de Dunn (DUNN, 1964), ao nível de significância de 5%, quando identificada diferença significativa no teste de Kruskal-Wallis.

Assim, foi possível identificar as estações e cursos d'água menos e mais impactados na área de estudo, bem como estabelecer os principais parâmetros responsáveis pelas diferenças apresentadas entre os mananciais de abastecimento analisados.

Para efetuar essa comparação entre as estações, foi considerado o período de monitoramento comum entre as estações (2010 a 2020), e os parâmetros que apresentaram maior variabilidade (percentual de LQ <85%) bem como um número amostral mínimo de 640 resultados. Este número foi considerado levando em conta a existência de 32 estações de monitoramento e a definição de pelo menos 2 resultados representativos para os períodos sazonais de chuva e estiagem ao longo de 10 anos.

Esse critério de corte foi adotado pelo fato da grande heterogeneidade do banco de dados, visando um maior rigor na aplicação dos testes estatísticos.

De forma a facilitar a visualização das comparações estabelecidas, os resultados foram apresentados em gráficos do tipo *box-whisker*, considerando a distinção das estações de monitoramento em ambiente lêntico e lótico, bem como as diferentes profundidades de coleta para àquelas situadas no interior dos reservatórios (ambiente lêntico).

Conforme mencionado, a comparação entre as estações de monitoramento foi realizada considerando a distinção entre os dois tipos de ambiente (lêntico e lótico). Ou seja, as estações inseridas dentro do reservatório (lêntico) foram comparadas entre si, enquanto que os cursos d'água afluentes e a jusante do barramento (lótico) foram comparados entre si. Deste modo, antes de efetuar as comparações mencionadas, foi aplicado o teste não paramétrico de Mann-Whitney – que tem como objetivo comparar dois grupos independentes entre si (MANN e WHITNEY, 1947), ao nível de significância de 5%, para comparar quais parâmetros apresentaram resultados significativamente diferentes entre os dois ambientes avaliados. Para essa comparação, foram considerados os resultados do monitoramento apenas na profundidade superfície, comum aos dois tipos de ambiente.

Para os mesmos parâmetros da comparação estatística espacial, foi realizada a avaliação de tendência temporal por meio do teste de Mann-Kendall (MK) (MANN, 1945; KENDALL, 1955). O teste de MK possibilita determinar se os valores da variável (parâmetro) Y tendem a aumentar ou reduzir à medida que o tempo T aumenta, de forma monotônica (constituindo uma função crescente ou decrescente). Portanto, verifica-se no teste de MK se o valor central é alterado ao longo do tempo (HELSEL e HIRSCH, 1992). Ressalta-se que a verificação da autocorrelação é um pré-requisito para aplicar o teste de *Mann-Kendall*, a fim de se evitar a falsa detecção de tendência (HIPEL e MCLEOD, 1994).

Desta forma, primeiramente, a existência da autocorrelação na série dos dados foi verificada pela aplicação da Função de Autocorrelação (FAC) (BERTHOUEX e BROWN, 2002; HIPEL e MCLEOD, 1994). A FAC mede o grau de correlação de uma variável, em um dado instante, consigo mesma em um instante de tempo posterior.

Para os casos em que as séries temporais apresentarem autocorrelação significativa foi aplicado o teste de MK adaptado pelo método Hamed e Rao (HAMED e RAO, 1998), já para os casos em que não houve autocorrelação significativa foi aplicado o teste de MK sem adaptações, ao nível de significância de 5%.

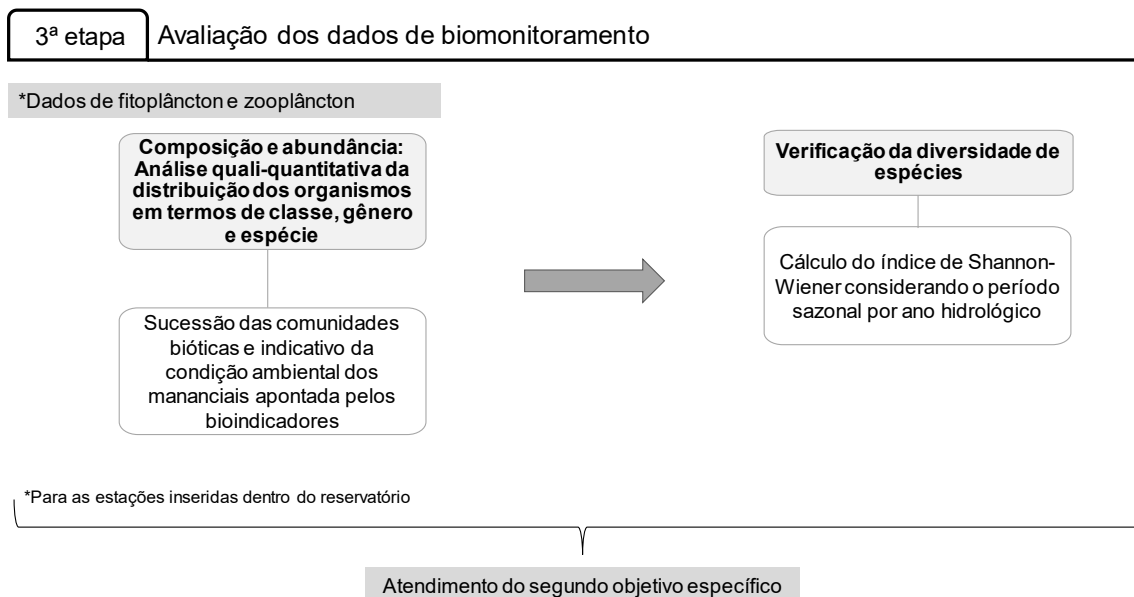
O valor-p do teste de MK indica tendência significativa se for menor que o nível de significância do teste ($\alpha = 0,05$) e o valor de Tau (τ) do teste indica se há tendência de elevação ($\tau > 0$) ou de redução ($\tau < 0$) para o parâmetro em determinada estação de monitoramento. Se o valor-p do teste de MK for maior que 0,05 não há evidências de tendência temporal para o parâmetro avaliado. A partir dos resultados da análise de tendência temporal, foi possível identificar se a qualidade das águas dos mananciais de abastecimento está piorando, melhorando ou encontra-se estável ao longo dos anos, para os parâmetros considerados.

Os testes estatísticos não paramétricos empregados nas comparações espaciais e temporais foram realizados por meio dos *softwares* *Statistica*® 10.0 e *XLSTAT*®.

4.4 Avaliação dos dados de biomonitoramento

Neste estudo, para obter uma resposta mais abrangente sobre a saúde do ambiente, considerando as comunidades aquáticas ali presentes e os dados de monitoramento disponíveis, foram analisadas a distribuição quali-quantitativa dos organismos fitoplânctonônicos e zooplânctônicos em termos de classe, gênero e espécie, identificados ao longo do monitoramento nas estações inseridas nos três reservatórios. As etapas metodológicas da avaliação dos dados de biomonitoramento estão apresentadas na Figura 10.

Figura 10 – Etapas metodológicas da avaliação dos dados de biomonitoramento



A análise da composição e abundância do fitoplâncton e zooplâncton foi realizada considerando a distribuição qualitativa e quantitativa dos organismos do fitoplâncton e zooplâncton em termos de classe, gênero e espécie. Para isso, foram analisadas as frequências de ocorrência dos organismos (número de vezes em que foram identificados durante o monitoramento) e a abundância (número total de organismos durante o monitoramento), de forma a verificar a possível sucessão das comunidades bióticas e a condição ambiental dos mananciais apontada pelos bioindicadores.

A diversidade de espécies foi calculada usando o índice de Shannon-Wiener - Equação (1) (SHANNON e WEAVER, 1949), considerando o período sazonal (chuva e estiagem) por ano hidrológico em cada estação de monitoramento. Este índice quantifica a incerteza ou entropia associada à distribuição de espécies em uma comunidade e é amplamente utilizado em ecologia para entender a diversidade biológica. O índice varia de 0 (baixa diversidade, onde uma única espécie domina) a valores mais altos, indicando maior diversidade. Quanto maior o valor do índice, maior a diversidade da comunidade e melhor a condição ecológica do manancial avaliado.

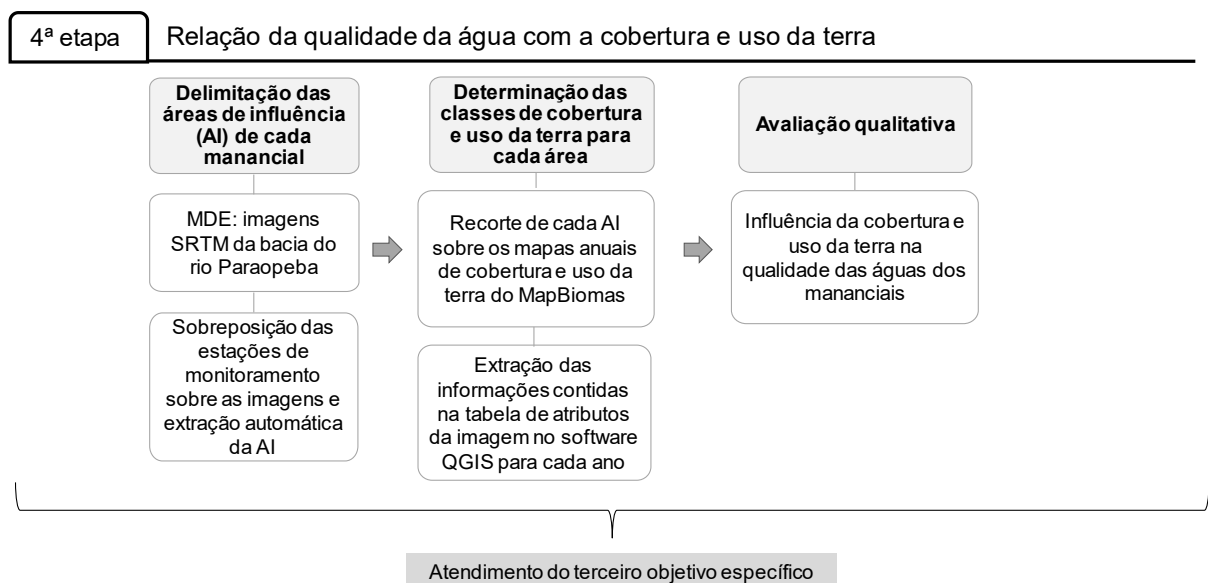
$$\text{Equação (1): } H' = - \sum \left(\frac{n_i}{N} \times \ln \left(\frac{n_i}{N} \right) \right)$$

Onde n_i é o número total de indivíduos de uma determinada espécie e N é o número total de indivíduos.

4.5 Relação da qualidade das águas dos mananciais com a cobertura e uso da terra

Para avaliar a relação entre a cobertura e uso da terra e a qualidade das águas dos mananciais, foram realizadas três etapas: delimitação das áreas de influência dos mananciais de abastecimento; determinação das classes de cobertura e uso da terra para cada área e; avaliação qualitativa da relação entre as classes de cobertura e uso da terra e os parâmetros de qualidade da água, conforme indicado na Figura 11.

Figura 11 – Etapas metodológicas da análise da relação da qualidade das águas com a cobertura e uso da terra



AI: área de influência; MDE: Modelo digital de elevação; SRTM: *Shuttle Radar Topographic Mission*.

Inicialmente, para cada manancial foi delimitada uma área de influência, correspondente a sub-bacia de contribuição, a partir de imagens *Shuttle Radar Topographic Mission* (SRTM), com o uso dos Modelos Digitais de Elevação (MDEs). Essas imagens foram obtidas por meio do acesso gratuito ao site da *United States Geological Survey*. As imagens que compõem a bacia hidrográfica do rio Paraopeba, bacia no qual os mananciais estudados estão inseridos, foram recortadas e mosaicadas. As estações de monitoramento de qualidade da água georreferenciadas, consideradas como exutório, foram sobrepostas às imagens SRTM previamente recortadas. A partir dessa sobreposição, o processo da delimitação foi efetuado de forma automática, utilizando o pacote de algoritmos de modelamento hidrológico do GRASS do *software* QGIS 3.4.12 (QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2019).

Posteriormente, para identificar as classes de uso da terra nos mananciais ao longo dos anos do período de monitoramento em comum, 2010 a 2020, foi realizado um recorte de cada área de influência sobre os mapas anuais de cobertura e uso da terra da coleção oito da plataforma MapBiomias. Todos os mapas do MapBiomias são produzidos a partir da classificação pixel a pixel (30 x 30 m) de imagens do satélite Landsat, com resolução de 30 metros, disponíveis gratuitamente na plataforma *Google Earth Engine* e com uma série temporal de mais de 30 anos, desde 1985 até 2022. A partir dos mosaicos Landsat são realizadas as classificações que resultam nos mapas de cobertura e uso da terra para cada ano. Dentro da lógica proposta pelo MapBiomias, os mapas serão atualizados cada vez que houver um aperfeiçoamento nos algoritmos de classificação. A metodologia de classificação é dinâmica e processual, com a finalidade de aperfeiçoar a classificação de cada tipologia (MAPBIOMAS, 2023a).

De posse das imagens classificadas, para quantificar as áreas relativas a cada classe de cobertura e uso da terra identificada, foi realizada a extração das informações contidas na tabela de atributos da imagem no software QGIS. Posteriormente, os resultados foram convertidos em percentuais.

As classes de cobertura e uso da terra da coleção 8 da plataforma Mapbiomas são divididas em seis classes gerais e respectivas subclasses, conforme apresentado no Quadro 2 (MAPBIOMAS, 2023b). No entanto, para facilitar a visualização e discussão dos resultados, algumas dessas classes foram agrupadas em classes mais abrangentes, tomando-se como referência os códigos de legendas disponibilizados pela plataforma (MAPBIOMAS, 2023b) e indicados no Quadro 2.

Os resultados do uso da terra ao longo dos anos foram apresentados em tabelas e gráficos de barra. Também foram elaborados mapas das classes de cobertura e uso da terra para o ano inicial (2010) e final (2020) da série temporal estudada de cada manancial de abastecimento. Deste modo, foi possível realizar uma avaliação qualitativa da influência da cobertura e uso da terra na qualidade das águas dos mananciais avaliados, considerando estudos publicados relativos a temática.

Quadro 2 - Códigos da legenda da Coleção 8 do MapBiomias

COLEÇÃO 8 - CLASSES			
1. Floresta	3. Agropecuária	4. Área não Vegetada	5. Corpo D'água
1.1 Formação Florestal	3.1. Pastagem	4.1. Praia, Duna e Areal	5.1 Rio, Lago e Oceano
1.2. Formação Savânica	3.2. Agricultura	4.2. Área Urbanizada	5.2 Aquicultura
1.3. Mangue	3.2.1. Lavoura Temporária	4.3. Mineração	6. Não observado
1.4. Floresta Alagável (beta)	3.2.1.1. Soja	4.4. Outras Áreas não Vegetadas	
1.5. Restinga Arbórea	3.2.1.2. Cana		
2. Formação Natural não Florestal	3.2.1.3. Arroz		
2.1. Campo Alagado e Área Pantanosa	3.2.1.4. Algodão (beta)		
2.2. Formação Campestre	3.2.1.5. Outras Lavouras Temporárias		
2.3. Apicum	3.2.2. Lavoura Perene		
2.4. Afloramento Rochoso	3.2.2.1. Café		
2.5. Restinga Herbácea	3.2.2.2. Citrus		
2.6. Outras Formações não Florestais	3.2.2.3. Dendê (beta)		
	3.2.2.4. Outras Lavouras Perenes		
	3.3. Silvicultura		
	3.4. Mosaico de Usos		

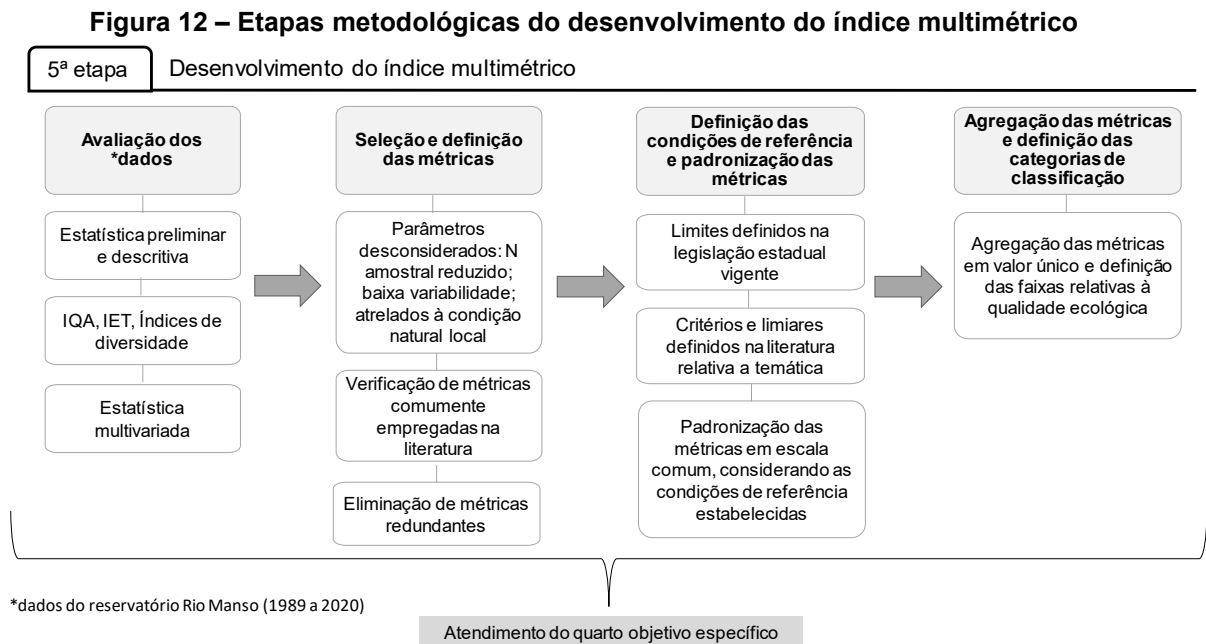
MAPBIOMAS, 2023b

4.6 Desenvolvimento de um índice multimétrico para avaliação da integridade ambiental de reservatórios localizados em região tropical

Após as avaliações realizadas nas etapas anteriores, itens 4.3 a 4.5, foi desenvolvido um índice multimétrico para avaliar a integridade ambiental dos reservatórios estudados. Ressalta-se que as etapas dos itens anteriores são essenciais para permitir uma avaliação detalhada da condição de cada manancial, visto que o emprego de índices apesar de simplificar o entendimento global e permitir uma avaliação integrada, pode resultar em perdas de informações relevantes. As etapas anteriores são fundamentais no processo de seleção das métricas e, além disso, são uma forma de confrontar os resultados do índice e apontar convergências e divergências nos diferentes métodos de avaliação empregados ao longo do estudo, atestando sua aplicabilidade.

Para o desenvolvimento do índice foram considerados os dados secundários de monitoramento da qualidade da água do reservatório Rio Manso, visto que o banco de dados deste manancial é mais robusto (maior série histórica – 1989 a 2020; maior quantitativo de parâmetros monitorados). Posteriormente, o índice desenvolvido foi aplicado também aos dados dos reservatórios Serra Azul e Vargem das Flores, permitindo verificar sua aplicabilidade.

As seguintes etapas (Figura 12) foram empregadas no desenvolvimento do índice: (1) avaliação dos dados dos parâmetros de qualidade da água e de biomonitoramento; (2) seleção e definição das métricas; (3) definição das condições de referência e padronização das métricas; (4) agregação das métricas em um valor único e definição das categorias que irão corresponder ao estado ecológico do ambiente.



4.6.1 Avaliação dos dados de qualidade da água e de biomonitoramento

Os dados de qualidade da água (parâmetros físico-químicos, metais, orgânicos/pesticidas e bacteriológicos) e de biomonitoramento (fitoplâncton e zooplâncton) foram avaliados por meio de estatística preliminar, descritiva e multivariadas, conforme apresentado anteriormente e discutido em Barroso *et al.* (2024) e Barroso, Gomes e Oliveira (2025). As estatísticas multivariadas empregadas foram a Análise de Cluster e a Análise de Componentes Principais (ACP), considerando dados físico-químicos, dados de biomonitoramento do fitoplâncton e zooplâncton e dados de cobertura e uso da terra extraídos da plataforma MAPBIOMAS, conforme apresentado em Barroso, Gomes e Oliveira. (2025), visando identificar se houve alteração da condição da qualidade da água ao longo do tempo que indicaria possíveis impactos decorrentes de pressões antrópicas no reservatório Rio Manso. Além destas avaliações, nos trabalhos mencionados, foram calculados o Índice de qualidade da Água (IQA), considerando a mesma metodologia e parâmetros empregados pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas – IGAM (IGAM, 2018) e o

Índice de Estado Trófico (IET), considerando as metodologias de Lamparelli (2004) e Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013). Os dados das comunidades planctônicas foram mais explorados por meio da avaliação da distribuição das classes, gêneros e espécies ao longo do tempo e por meio do cálculo do índice de diversidade de Shannon-Wiener, conforme explorado nos itens anteriores e nos artigos desenvolvidos como produto da tese.

4.6.2 Seleção e definição das métricas

Considerando o exposto na revisão da literatura, as métricas candidatas devem ser selecionadas com base no conhecimento da área geográfica de estudo e devem se adequar ao método de amostragem aplicado. Além disso, as métricas devem ser responsivas a estressores, fornecendo uma resposta sobre a degradação antrópica do ambiente. Desse modo, após a avaliação dos dados descrita no item 4.6.1, foi possível explorar a condição da qualidade da água do reservatório e definir quais parâmetros são mais representativos para caracterizar esta condição e que, portanto, podem ser indicados como possíveis métricas.

A estatística preliminar e descritiva permitiu identificar àqueles parâmetros com reduzido número de dados, baixa variabilidade (% de dados abaixo do LQ $\geq 85\%$) e com concentrações reduzidas na área de estudo ao longo de todo período de monitoramento considerado, bem como àqueles parâmetros que apresentaram desvios em relação aos padrões estabelecidos na legislação, mas que são justificáveis pela própria condição geoquímica local. Esse grupo de parâmetros foi desconsiderado na escolha de possíveis métricas, visto que por apresentarem número de dados reduzido e baixa variabilidade não possuem sensibilidade as alterações antrópicas que ocorrem no ambiente, ou os padrões de elevação representam uma condição natural da área de estudo. Parâmetros de qualidade da água (físico-químicos, metais, orgânicos/pesticidas e bacteriológicos) que não possuem limites definidos nas legislações nacional e estadual também foram desconsiderados. Os demais parâmetros foram apontados como possíveis métricas candidatas.

Em relação as métricas atreladas ao biomonitoramento, foram verificadas as métricas bióticas mais empregadas em índices descritos na literatura e que podem ser relacionadas aos parâmetros monitorados na área de estudo. Diferentes tipos de

métricas foram considerados (métricas de composição/abundância, métricas de riqueza/ diversidade; métricas de sensibilidade/tolerância), conforme indicado por Hering *et al.* (2006).

Importante também destacar que, as avaliações ecológicas devem levar em conta as variações sazonais, porque diferenças significativas podem existir entre as estações do ano. Deste modo, nas próximas etapas, visando uma seleção mais robusta das métricas, as análises foram efetuadas considerando os dados dos períodos de estiagem e chuva, por ano hidrológico. Além disso, ao final, o índice foi calculado levando em consideração os períodos sazonais.

Para eliminar métricas redundantes, após a análise preliminar e descritiva dos dados e do levantamento das métricas bióticas comumente empregadas na literatura, o teste de correlação de Spearman foi aplicado, ao nível de significância de 5%, tanto para o grupo de parâmetros físico-químicos, quanto para as métricas candidatas relativas ao biomonitoramento, considerando os períodos de chuva e de estiagem. A correlação de Spearman baseia-se no ranqueamento dos dados, sendo relativamente insensível aos *outliers* e não requerendo que os dados tenham sido coletados em intervalos regulares (EPA, 2006; GAUTHIER, 2001). Seu emprego é indicado quando os dados não aderem à distribuição normal (AKOGLU, 2018), como no presente estudo. Métricas que apresentaram correlação significativa (valor- $p < 0,05$) e coeficiente de correlação $> 0,60$ (correlação forte; CALLEGARI-JACQUES, 2003) foram consideradas redundantes, e apenas uma delas foi mantida para compor o índice.

Visando analisar a relação entre os parâmetros físico-químicos e àqueles relativos ao biomonitoramento, que foram mantidos após a análise de correlação de Spearman, foi aplicada a Análise de Componentes Principais (ACP), também considerando o período de chuva e o período de estiagem. A definição das componentes principais a serem retidas na análise se deu em função do critério dos autovalores de Kaiser (1960), que mantém apenas os autovalores maiores que 1,00. Para avaliar as correlações entre os parâmetros e as componentes (CP) responsáveis por explicar a maior parte da variabilidade da qualidade da água e as diferentes fontes de pressão atuantes no reservatório, foram consideradas as cargas fatoriais, sendo que, quanto maiores os valores das cargas, mais importante é o parâmetro para explicar a

componente (NGUYEN *et al.*, 2020). Foram considerados os seguintes valores absolutos das cargas para a interpretação da magnitude das relações: maior ou igual a 0,75 - fortemente correlacionadas; entre 0,75 e 0,50 - moderadamente correlacionadas; menor que 0,50 - correlação fraca com a CP (CORDOVA, 2020; LIU *et al.*, 2003). A partir dos resultados da ACP, as métricas finais para compor o índice foram selecionadas, considerando àquelas que apresentaram carga forte com as componentes retidas.

Ao final, foram mantidas as métricas que, em geral, são regularmente monitoradas em lagos/reservatórios e para os quais métodos padrão de amostragem estão disponíveis; que são influenciadas pela introdução de pressões antrópicas; que são independentemente variáveis, ou seja, que não são indicadores redundantes; e além disso, que do ponto de vista de gestão praticável no processo de monitoramento, trarão uma resposta única sobre a condição ecológica do curso d'água, não focada apenas no uso preponderante.

4.6.3 Definição das condições de referência e padronização das métricas

As condições de referência foram definidas com base nos limites estabelecidos na legislação estadual vigente (MINAS GERAIS, 2022) para águas classe I e II. Também foram considerados critérios e limiares definidos na literatura relativa a temática.

Como os valores brutos das métricas podem diferir quanto a amplitude e a unidade de medida, eles não podem ser diretamente utilizados para calcular o índice multimétrico. Desse modo, as métricas selecionadas foram então padronizadas em escala comum, em pontuação sem unidade, para serem combinadas em um índice final, com base no método de pontuação discreto, considerando uma pontuação de três graus. Este método é amplamente empregado na literatura, como exemplo dos índices desenvolvidos por Kane *et al.* (2009); Maulood *et al.* (2011) e Stamou *et al.* (2022). Ou seja, uma pontuação de 1, 3 ou 5 foi atribuída com base nos intervalos de valores das métricas para as condições de referência estabelecidas. A pontuação 5 foi dada para métricas que têm valores iguais ou próximos à melhor condição de referência, 3 foi dada para aquelas de condições médias e 1 para aquelas de piores condições. Assim, para as métricas que aumentam ao longo do processo de degradação do ambiente (ex.: Turbidez) foi atribuída a pontuação mais baixa aos

valores mais altos, enquanto para as métricas que diminuem ao longo do processo de degradação do ambiente (ex.: Diversidade do fitoplâncton) foi atribuída a pontuação mais alta aos valores mais altos.

4.6.4 Agregação das métricas e definição das categorias de classificação

As faixas para categorizar as classes de qualidade foram construídas considerando o quantitativo de métricas definidas e as pontuações estabelecidas para cada intervalo das métricas. Para isso, considerou-se o estabelecimento de cinco intervalos iguais, dados pela diferença entre a pontuação final quando todas as métricas são classificadas com o maior valor e quando todas as métricas são classificadas com o menor valor, resultando em cinco (5) categorias de classificação do índice. A escolha de cinco categorias de classificação do status da integridade ambiental dos mananciais, se baseou na Diretiva Quadro da Água da União Europeia (WFD - EC, 2000). Para definir a qualidade ecológica dos cursos d'água superficiais, a Diretiva determinou a categorização em cinco classes, que variam de excelente a mau estado ecológico. Esse critério de categorização e definição de classes também foi amplamente adotado em vários estudos, como: Padisák *et al.* (2006); Mischke *et al.* (2008); Spatharis e Tsirtsis (2010); Maulood *et al.* (2011); Wu, Schmalz e Fohrer (2012); Laplace-Tretyure e Feret (2016); Ochocka (2021); Zhu *et al.* (2021); Meyer, Prygiel e Laplace-Tretyure *et al.* (2024).

Desse modo, foram propostas classes de qualidade com intervalos iguais para fornecer cinco categorias de classificação ordinais para avaliação da integridade do ambiente, sendo elas: muito ruim, ruim, moderada, boa e excelente. O valor final do índice é dado pela soma das pontuações atribuídas a cada métrica. Considerando que o valor 1 está atrelado a condições mais degradadas e que o valor 5 está atrelado à melhores condições, quanto maior o valor do índice calculado melhor será o estado ecológico do ecossistema avaliado.

Por fim, o índice desenvolvido foi aplicado para a avaliação da integridade ambiental do reservatório Rio Manso e também dos reservatórios Serra Azul e Vargem das Flores, e os resultados obtidos foram avaliados de acordo com as análises da qualidade do ambiente realizadas nas etapas anteriores.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Análise espacial e temporal dos parâmetros de qualidade da água

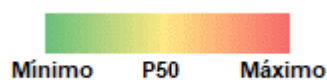
5.1.1 Estatística preliminar e descritiva

Os resultados da análise estatística preliminar dos dados de monitoramento dos parâmetros físico-químicos, metais, orgânicos/pesticidas e bacteriológicos, referentes as 32 estações de monitoramento (ambiente lântico e lótico), são apresentados e discutidos neste item. O percentual de *outliers* por parâmetro foi calculado e consta na Tabela 4. No Apêndice C é apresentado o cálculo do percentual de *outliers* por parâmetro para cada estação de monitoramento e considerando as diferentes profundidades de coleta.

Tabela 4 – Percentual de *outliers* por parâmetro

Físico-Químico	% outliers	Metais	% outliers	Orgânicos/Pesticidas	% outliers	Bacteriológicos	% outliers	Hidrobiológicos	% outliers
Aci. T	5,48	Al T	11,28	1,1 Dicl.	0	C.Totais	9,65	Cl-a	6,57
Alc.B	4,49	Al D	16,36	1,2 Dicl.	0	E.Coli/C. Termo	10,78		
Alc.C	1,15	Sb	3,82	1-Naf.	0	Enter. Spp	8,25		
Alc.T	5,6	As T	5,56	2,4,6-Tricl.	0	Estrep. Fec	9,04		
ATA	8,52	Ba T	12,69	2,4-D	0	%Total	9,85		
CN	2,44	Be T	0	3-Hidroxi.	0				
Cl	3,93	B T	2,70	Acril.	0				
CE	1,94	Cd T	9,13	Alac.	0				
Cor	7,93	Pb T	4,68	Aldi.	0				
DBO	4,49	Co T	2,59	Aldi-Sulfona	0				
DQO	5,23	Cu T	15,31	Aldi-Sulfoxido	0				
Dur.Ca	3,27	Cu D	7,02	Aldri.	0				
Dur.Mg	5,42	Cr T	2,30	Atraz.	0				
Dur.T	3,26	Sn	0	Benz.	0				
Fen.	2,97	Fe D	8,3	Benzo-a-a.	3,7				
F	11,39	Fe F	0	Benzo-a-p.	7,41				
PT	13,05	Fe T	6,33	Benzo-b-flu.	3,7				
N-NO3-	11,59	Li T	2,55	Benzo-K-flu.	0				
N-NO2-	8,71	Mg	7,55	Carba.	0				
N Amo.	6,22	Mn D	10,5	Carbofe.	0				
N Org.	2,48	Mn T	6,96	Carbofu.	0				
NT	5,65	Hg T	0,89	Clor.	0				
OG	4,83	Ni T	9,55	Crise.	3,57				
PO ₄ ³⁻	4,44	K	5,40	DDT .	0				
OD	3,35	Ag T	4,00	Dem.	16,67				
pH	2,38	Na	6,92	Diaz.	0				
Profundidade total	1	V T	10,14	Dib.	0				

Físico-Químico	% outliers	Metais	% outliers	Orgânicos/Pesticidas	% outliers	Bacteriológicos	% outliers	Hidrobiológicos	% outliers
SDT	5,3	Zn T	2,22	Dicl.	0				
SST	13,11	%Total	6,8	Dield.	0				
ST	6,57			Dode.penta.	0				
SO42-	9,9			End.	0				
S2-	4,48			Endri.	0				
T.água	1,32			Esti.	0				
T.ar	0,79			Etilb.	0				
Transp.	1,01			Etio Eti.	0				
Turb.	9,29			Fencl.	0				
%Total	6,05			Glifo.	0				
				Gutio.	0				
				Hepta.	0				
				Hepta-Epóx.	0				
				Hexac.	0				
				Inde.	3,57				
				Linda.	0				
				Malat.	0				
				Metol.	0				
				Metio.	0				
				Meto.	0				
				Oxam.	0				
				Para Par.	0				
				Para Met.	0				
				Pentacl.	0				
				Perm.(Cis+Trans)	0				
				Pest. Carb.	0				
				Pest. Fosf.	0				
				Propor.	0				
				Simaz.	0				
				Tetr.C.	0				
				Tetr.	0				
				Tolu.	0				
				Toxa.	0				
				Tric.Ben.	0				
				Tric.Et.	0				
				Trifl.	0				
				Xilen.	0				
				%Total	1,76				



Em relação ao percentual de *outliers* calculado, observa-se para a categoria de parâmetros físico-químicos o predomínio de percentuais inferiores a 7%, com baixa

ocorrência de valores destoantes. Os maiores percentuais, acima de 10%, ocorreram para os parâmetros Fluoreto (11,39%), Fósforo total (13,05%), N-NO₃⁻ (11,59%) e SST (13,11%), sendo todos os registros de *outliers* superiores. O aumento das concentrações destes parâmetros que resultou em valores extremos, pode estar atrelado a fontes pontuais de poluição assim como a influência da sazonalidade.

Padrão similar foi observado para a categoria de metais, com, em geral, percentuais inferiores a 7%. Percentuais mais elevados e acima de 10% ocorreram para os parâmetros Alumínio na fração total e dissolvida (11,28% e 16,36%, respectivamente), Bário total (12,69%), Cobre total (15,31%), Manganês dissolvido (10,50%) e Vanádio total (10,14%). Especificamente para os parâmetros BaT e CuT, os limites de quantificação do método analítico foram muito variáveis, o que pode ter contribuído para a maior identificação de *outliers* inferiores.

Já para os parâmetros orgânicos/pesticidas, com exceção dos parâmetros Dementon (o+ s) e Benzo-a-pireno, os percentuais de *outliers* foram inferiores a 5%, e, em grande maioria, nulos (0%). Tal fato é justificável pela amostragem mais reduzida dessa categoria de parâmetros bem como pela baixa variabilidade das amostras, com predomínio de resultados não detectáveis e abaixo do LQ, conforme indicado adiante (Tabela 7).

Por fim, para os parâmetros bacteriológicos, os percentuais de *outliers* totalizaram 9,85%. Dentre os quatro parâmetros desta categoria, o maior percentual ocorreu para o indicador de contaminação fecal *E.coli/C.termo.*, com percentual equivalente a 10,78% e em todos os casos referentes a valores extremos superiores. Essa condição de valores extremos para *E.coli/C.termo* vem sendo reportada na literatura, como indicado nos estudos de Calazans *et al.* (2018a) e Soares (2021) para a bacia hidrográfica do rio Paraopeba, local em que os mananciais estudados estão inseridos, decorrente, principalmente, do lançamento de efluentes domésticos.

Após a identificação dos *outliers*, cada ocorrência foi avaliada individualmente, com exclusão de 578 dados no total, englobando as categorias de parâmetros físico-químicos, orgânicos/pesticidas, metais e bacteriológicos. Este valor representa apenas 0,7% do número de dados totais disponíveis. Foram excluídos apenas valores que não são passíveis de ocorrência, como resultados iguais a zero para uma mesma

coleta, resultados da fração dissolvida maior que fração total (ex: FeD > FeT; MnD > MnT), resultados de DBO maiores que DQO, resultados de pH (ex.: pH=0,2; pH=688) e temperatura (ex: T.água=1,8°C; T.água=175,5°C) que indicam erros de digitação, concentração de Ntotal menor que as demais frações de nitrogênio; concentração de ST menor que as concentrações de SST e SDT; valor muito extremos de clorofila-a (ex: Cl-a = 3.175,135 µg/L ou nulos). Foi excluído também o parâmetro Ferro ferroso, pois só havia um resultado disponível.

Com isso, posteriormente a avaliação da consistência dos resultados, o banco de dados do monitoramento da qualidade da água dos mananciais em estudo, ficou com um total de 83.757 resultados, conforme indicado na Tabela 5. Nota-se a prevalência de resultados da categoria de parâmetros físico-químicos, em geral, comumente considerados em programas de monitoramento de qualidade da água superficial, conforme exposto no item de 3.1.1 da revisão de literatura, dada a relativa facilidade de monitoramento e de análises de parâmetros desta categoria. Na sequência tem-se a prevalência de resultados dos metais, para os quais em grande maioria já se tem metodologias analíticas bem definidas, bem como limites definidos na legislação, ora para fração total ora para a fração dissolvida.

Por outro lado, notam-se quantitativos mais reduzidos para os parâmetros bacteriológicos e orgânicos/pesticidas. Para os parâmetros bacteriológicos, maior atenção é dada aos organismos do grupo coliformes, sendo estes os mais empregados na indicação de contaminação fecal. Para os orgânicos/pesticidas, o monitoramento é mais esporádico, com um menor quantitativo de dados disponíveis.

Tabela 5 – Número de dados após análise de consistência

CATEGORIA	Nº de dados
Bacteriológicos	975
Físico-Químico	44.277
Metais	11.604
Orgânicos/Pesticidas	9.647
Hidrobiológicos/Biomonitoramento	17.254
Total Geral	83.757

Na Tabela 6 é apresentado o número total de dados consistentes por parâmetro e no Apêndice C consta o número de dados por parâmetro, para cada estação de monitoramento e considerando cada profundidade de coleta. Dentre os parâmetros físico-químicos monitorados, nota-se maior quantitativo de resultados para aqueles medidos *in locu*, como condutividade, cor, OD, pH e turbidez ($N > 2.000$), bem como série de sólidos (SST, SDT e ST; $N > 1.900$), matéria orgânica (DBO e DQO; $N > 1.300$) e nutrientes (PT, $N\text{-NO}_3^-$, $N\text{ Amo.}$; $N > 1.800$). Destacam-se parâmetros com quantitativo de dados muito reduzidos, sendo eles Cianetos (CN), Fluoreto (F), Profundidade total e Transparência, (todos com $N\text{ amostral} < 100$).

Tabela 6 – Número de dados consistentes

Físico-Químico	Nº dados	Metais	Nº dados	Orgânicos/Pesticidas	Nº dados	Bacteriológicos	Nº dados	Hidrobiológico/Biomonitoramento	Nº dados
Aci. T	2.222	Al T	390	1,1 Dicl.	32	C.Totais	114	Fitoplâncton	9.713
Alc.B	780	Al D	55	1,2 Dicl.	32	E.Coli/C. Termo	501	Zooplâncton	7.017
Alc.C	348	Sb	157	1-Naf.	107	Enter. Spp	194	Zoobentos	15
Alc.T	500	As T	450	2,4,6-Tricl.	10	Estrep. Fec	166	Cl-a	509
ATA	634	Ba T	449	2,4-D	10	Total	975	Total	17.254
CN	82	Be T	148	3-Hidroxi.	112				
Cl	1.220	B T	148	Acril.	6				
CE	2.520	Cd T	449	Alac.	362				
Cor	2.420	Pb T	449	Aldi.	113				
DBO	1.314	Co T	116	Aldi-Sulfona	115				
DQO	1.588	Cu T	392	Aldi-Sulfoxido	112				
Dur.Ca	641	Cu D	57	Aldri.	438				
Dur.Mg	461	Cr T	434	Atraz.	10				
Dur.T	644	Sn	2	Benz.	40				
Fen.	437	Fe D	994	Benzo-a-a.	43				
F	79	Fe T	957	Benzo-a-p.	45				
PT	2.320	Li T	157	Benzo-b-flu.	42				
N-NO ₃ -	1.888	Mg	106	Benzo-K-flu.	43				
N-NO ₂ -	1.182	Mn D	674	Carba.	259				
N Amo.	2.394	Mn T	1175	Carbofe.	251				
N Org.	1.533	Hg T	450	Carbofu.	110				
NT	168	Ni T	157	Clor.	436				
OG	341	K	1092	Crise.	43				
PO ₄ ³⁻	405	Ag T	449	DDT .	440				
OD	2.414	Na	1099	Dem.	201				
pH	2.520	V T	148	Diaz.	252				
Profundidade total	99	Zn T	450	Dib.	43				
SDT	1.960	Total	11604	Dicl.	33				

Físico-Químico	Nº dados	Metais	Nº dados	Orgânicos/Pesticidas	Nº dados	Bacteriológicos	Nº dados	Hidrobiológico/Biomonitoramento	Nº dados
SST	2.482			Dield.	433				
ST	2.061			Dode.penta.	174				
SO42-	677			End.	389				
S2-	513			Endri.	436				
T.água	1.439			Esti.	33				
T.ar	1.386			Etilb.	42				
Transp.	97			Etio Eti.	294				
Turb.	2.508			Fencl.	251				
Total	44.277			Glifo.	28				
				Gutio.	200				
				Hepta.	438				
				Hepta-Epóx.	1				
				Hexac.	437				
				Inde.	43				
				Linda.	441				
				Malat.	414				
				Metol.	3				
				Metio.	113				
				Meto.	114				
				Oxam.	110				
				Para Par.	423				
				Para Met.	299				
				Pentacl.	10				
				Perm.(Cis+Trans)	151				
				Pest. Carb.	11				
				Pest. Fosf.	4				
				Propor.	110				
				Simaz.	10				
				Tetr.C.	32				
				Tetr.	33				
				Tolu.	40				
				Toxa.	279				
				Tric.Ben.	32				
				Tric.Et.	32				
				Trifl.	6				
				Xilen.	41				
				Total	9.647				

Em relação aos metais, observa-se um maior quantitativo de resultados para os parâmetros ferro e manganês (N > 900 para FeD, FeT, MnT), o que pode ser explicado pelas altas concentrações destes metais nas bacias do rio Paraopeba, principalmente

na região do Quadrilátero Ferrífero (COSTA *et al.*, 2017; DESCHAMPS *et al.*, 2004; PACHECO *et al.*, 2022). A maior presença destes metais demanda monitoramento mais frequente nos mananciais, de forma a verificar possíveis intervenientes e ajustes no tratamento da água para abastecimento. Além destes, destacam-se também os parâmetros potássio e sódio com maiores quantitativos ($N > 1.000$). Para os demais metais monitorados, o número de dados é mais reduzido, destacando-se o estanho (S) com apenas dois resultados pontuais.

Dentre os parâmetros da categoria orgânicos/pesticidas, nota-se N amostral reduzido para todos, ao se considerar o quantitativo de estações de monitoramento analisadas (32) e cerca de 10 anos de monitoramento, o que fragiliza a avaliação desta categoria de parâmetros por meio de análises estatísticas. Para os quatro parâmetros bacteriológicos o N amostral também foi reduzido, destacando-se apenas o parâmetro indicador de contaminação fecal *E.coli/C.termo*, com um maior quantitativo de dados disponíveis, $N=501$.

A avaliação do percentual de dados censurados para cada parâmetro consta na Tabela 7. Essa mesma avaliação para cada estação de monitoramento e profundidade de coleta, consta no Apêndice C.

Tabela 7 – Percentual de dados censurados

Físico-Químico	% dados < LQ	Metais	% dados < LQ	Orgânicos/Pesticidas	% dados < LQ	Bacteriológicos	% dados < ou > LQ	Hidrobiológico	% dados < LQ
Aci. T	0,09	Al T	29,49	1,1 Dicl.	*	C.Totais	2,63	Cl-a	0,79
Alc.B	0,00	Al D	67,27	1,2 Dicl.	*	E.Coli/C. Termo	3,99	Total	0,79
Alc.C	0,00	Sb	100,00	1-Naf.	*	Enter. Spp	0,00		
Alc.T	0,00	As T	97,78	2,4,6-Tricl.	*	Estrep. Fec	0,00		
ATA	72,24	Ba T	23,83	2,4-D	*	Total	2,36		
CN	78,05	Be T	99,32	3-Hidroxi.	*				
Cl	19,43	B T	100,00	Acril.	100,00				
CE	0,04	Cd T	96,21	Alac.	0,00				
Cor	0,00	Pb T	85,08	Aldi.	0,00				
DBO	11,04	Co T	94,83	Aldi-Sulfona	*				
DQO	33,31	Cu T	95,41	Aldi-Sulfoxido	*				
Dur.Ca	0,00	Cu D	94,74	Aldri.	*				
Dur.Mg	0,00	Cr T	93,09	Atraz.	*				
Dur.T	0,00	Sn	50,00	Benz.	57,14				
Fen.	88,56	Fe D	33,10	Benzo-a-a.	92,59				
F	65,82	Fe T	2,93	Benzo-a-p.	92,59				

Físico-Químico	% dados < LQ	Metais	% dados < LQ	Orgânicos/Pesticidas	% dados < LQ	Bacteriológicos	% dados < ou > LQ	Hidrobiológico	% dados < LQ
PT	69,48	Li T	100,00	Benzo-b-flu.	96,30				
N-NO3-	36,92	Mg	0,00	Benzo-K-flu.	100,00				
N-NO2-	79,19	Mn D	29,45	Carba.	100,00				
N Amo.	4,85	Mn T	51,04	Carbofe.	*				
N Org.	66,80	Hg T	99,11	Carbofu.	*				
NT	4,76	Ni T	84,71	Clor.	0,00				
OG	30,79	K	2,29	Crise.	92,86				
PO ₄ ³⁻	98,52	Ag T	100,00	DDT .	0,00				
OD	2,98	Na	8,19	Dem.	16,67				
pH	0,00	V T	96,62	Diaz.	*				
Profundidade total	0,00	Zn T	80,67	Dib.	100,00				
SDT	0,51	Total	49,65	Dicl.	0,00				
SST	40,17			Dield.	0,00				
ST	0,39			Dode.penta.	0,00				
SO ₄ ²⁻	22,60			End.	0,00				
S ²⁻	94,15			Endri.	0,00				
T.água	0,00			Esti.	*				
T.ar	0,00			Etilb.	71,43				
Transp.	0,00			Etio Eti.	75,00				
Turb.	0,72			Fencl.	*				
Total	19,23			Glifo.	*				
				Gutio.	0,00				
				Hepta.	0,00				
				Hepta-Epóx.	*				
				Hexac.	0,00				
				Inde.	96,43				
				Linda.	0,00				
				Malat.	25,00				
				Metol.	*				
				Metio.	*				
				Meto.	*				
				Oxam.	*				
				Para Par.	50,00				
				Para Met.	0,00				
				Pentacl.	*				
				Perm.(Cis+Trans)	*				
				Pest. Carb.	*				
				Pest. Fosf.	*				
				Propor.	*				
				Simaz.	*				
				Tetr.C.	*				
				Tetr.	0,00				
				Tolu.	*				

Físico-Químico	% dados < LQ	Metais	% dados < LQ	Orgânicos/Pesticidas	% dados < LQ	Bacteriológicos	% dados < ou > LQ	Hidrobiológico	% dados < LQ
				Toxa.	*				
				Tric.Ben.	*				
				Tric.Et.	*				
				Trifl.	*				
				Xilen.	14,29				
				Total	54,80				

*Parâmetros com valores não detectados ou traços

% de dados censurados > 85%

Para os parâmetros físico-químicos, notam-se elevados percentuais de dados censurados (mais de 88% dos resultados menores que o LQ) para fenóis, ortofosfato e sulfeto. A presença de fenóis e seus derivados nas águas naturais é oriunda de descargas de efluentes industriais, sendo tóxicos ao homem e aos organismos aquáticos. As fontes principais de sulfetos nos corpos d'água são os esgotos domésticos, efluentes industriais (papel e celulose) e atividades agrícolas. Especificamente o gás sulfídrico (H_2S) pode ser produzido naturalmente e em altas concentrações em reservatórios profundos com períodos prolongados de estratificação da coluna d'água (CETESB, 2021; 2023). Já, o parâmetro ortofosfato, do ponto de vista da análise de qualidade da água, assume maior relevância uma vez que é considerada a principal forma de fosfato assimilada pelos vegetais aquáticos, microalgas e bactérias. Em ecossistemas aquáticos tropicais a concentração de ortofosfato geralmente é muito baixa, abaixo do limite inferior de detecção da maioria dos métodos analíticos atualmente disponíveis, devido a rápida assimilação e incorporação à biomassa em função das temperaturas mais elevadas (ESTEVES, 2011).

Em relação aos parâmetros da categoria metais, nota-se para a maior parte deles baixa variabilidade dos resultados, sendo mais de 85% abaixo do LQ, indicando reduzidas concentrações nas águas dos mananciais. Para os parâmetros Níquel total e Zinco total o percentual também foi elevado, cerca de 85 e 81%, respectivamente. Em termos de qualidade da água para consumo humano, essa situação indica uma condição favorável, tendo em vista que grande parte destes metais, incluindo arsênio, bário, cádmio, chumbo, cobre, cromo, mercúrio e zinco são considerados parâmetros tóxicos.

Para alumínio, bário, ferro, manganês, potássio e sódio a maior parte dos resultados foram quantificados, indicando maiores concentrações, bem como maior relevância para caracterizar a qualidade da água da área de estudo. Conforme mencionado, uma grande porção da área de estudo se insere na região do quadrilátero ferrífero, enriquecida por ferro, manganês e alumínio (DESCHAMPS *et al.*, 2004), o que justifica a presença de resultados mais elevados e variáveis para esses parâmetros. Ademais, conforme ressaltado por Araújo (2022), apesar das concentrações de ferro, manganês e alumínio estarem atreladas as características geoquímicas locais, atividades antrópicas, como as atividades minerárias, também têm potencial para contribuir com a disponibilização dos mesmos para o ecossistema aquático.

Em relação ao potássio (K) e ao sódio (Na), destaca-se a elevada solubilidade dos sais destes elementos. As concentrações de sódio nas águas superficiais variam consideravelmente, dependendo das condições geológicas do local, bem como do lançamento de efluentes domésticos e industriais. Já os sais de potássio podem adentrar nos cursos d'água principalmente através de descargas industriais e do escoamento de áreas agrícolas (CETESB, 2021).

Quanto aos parâmetros da categoria orgânicos/pesticidas, observa-se que a maioria apresentou quase 100% dos resultados abaixo do LQ, ou resultados não detectados ou traço, indicando baixas concentrações nas águas superficiais monitoradas. Ademais, para aqueles em que mais resultados puderam ser quantificados, ainda assim não podem ser considerados representativos para explicar a condição da qualidade da água da área de estudo, dado o baixo N amostral disponível, conforme mencionado anteriormente. Para os parâmetros 1,1 Dicloroetano, 1,2 Dicloroetano, 1-Naftol, 2,4,6 Triclorofenol, 2,4-D, 3-Hidroxicarbofuram, Aldicarb, Aldicarb Sulfona, Aldicarb Sulfoxido, Atrazina, Carbofenantion, Carbofuran, Diazinon, Estireno, Glifosato, Heptacloro Epóxido, Metolacoloro, Metiocarbe, Metomil, Oxamil, Pentaclorofenol, Permetrina (Cis + Trans), Pesticidas Carbamatos, Pesticidas Fosforados, Propoxur, Simazina, Tetracloro de Carbono, Toxafeno, Triclorobenzenos, Tricloroetano e Trifluralina todos os resultados foram não detectáveis ou traços.

Quanto aos parâmetros bacteriológicos analisados, Coliformes totais, *Escherichia Coli*/Coliformes termotolerantes, *Enterococcus spp.* e *Streptococcus Fecais*, praticamente não houve resultados abaixo do limite de quantificação do método analítico empregado. Tal fato é justificável pelos altos valores medidos para estes parâmetros, em grande parte associados a contaminação por efluentes domésticos na bacia hidrográfica estudada, bacia hidrográfica do rio Paraopeba. Dantas *et al.* (2020), pesquisou o impacto da contaminação fecal nas águas superficiais da bacia hidrográfica do rio São Francisco em Minas Gerais e verificou maiores concentrações de *E.coli*/ *C.termo* nas bacias dos rios Pará, Paraopeba e Velhas. Este parâmetro foi indicado como um dos mais relevantes para a caracterização da qualidade da água na bacia e sub-bacias hidrográficas do rio Paraopeba conforme estudos de Calazans *et al.* (2018a), Soares *et al.* (2020) e Soares *et al.* (2022).

Por fim, para a categoria hidrobiológico, representada pelo parâmetro clorofila-*a* (dados de monitoramento disponível apenas para o manancial reservatório Rio Manso) a maioria dos resultados foram quantificáveis, com apenas 0,79% de dados abaixo do LQ.

Conforme mencionado na metodologia, o cálculo da estatística descritiva foi realizado para todos os parâmetros e para todas as estações de monitoramento, considerando as diferentes profundidades de coleta (Apêndice C). Os resultados dos parâmetros que apresentaram maior N amostral e variabilidade e que podem representar uma situação de alerta com relação à poluição ambiental dos mananciais, foram apresentados na forma de gráficos do tipo *box-whisker* e discutidos mais detalhadamente no item 5.1.3.

A maioria dos dados apresentaram valores médios superiores aos valores medianos e coeficientes de assimetria (CA) positivos, indicando uma distribuição assimétrica à direita. Para a maior parte dos parâmetros analisados os valores de CA ficaram distantes de zero, o que indica a falta de simetria na distribuição dos dados e possivelmente a não aderência dos mesmos à distribuição normal.

De fato, em relação a verificação da aderência dos dados à distribuição normal, os resultados do teste de normalidade de Shapiro-Wilk, realizado para cada parâmetro, ao nível de significância de 5%, indicaram que a maioria dos dados não apresentaram

aderência à distribuição normal (valor- $p < 0,05$), conforme detalhamento da estatística preliminar no Apêndice C. Tais resultados eram esperados, uma vez que dados ambientais dificilmente apresentam aderência à distribuição normal, conforme também constatado em estudos anteriores (CORDOVA, 2020; MELO *et al.*, 2019; SOARES, 2021).

Exceção se deu para os parâmetros alaclor, dodecacloro pentaciclodecano, gution, hexaclorobenzeno e xilenos. Sendo assim, dada a prevalência de resultados não aderentes a distribuição normal, foram aplicados nas etapas posteriores testes não paramétricos para os quais não é necessário que os dados se ajustem a uma determinada distribuição de frequência.

5.1.2 Análise de violação aos padrões

Os resultados da análise de violação dos dados de monitoramento dos parâmetros físico-químicos, metais, orgânicos/pesticidas, bacteriológicos e hidrobiológico (clorofila-*a*) são apresentados e discutidos neste item. O percentual de violação por parâmetro, considerando todas as estações de monitoramento e diferentes profundidades de coleta em conjunto, ou seja, considerando todas as amostras, foi calculado e consta na Tabela 8. No Apêndice D é apresentado o cálculo do percentual de violação por parâmetro para cada estação de monitoramento e considerando cada profundidade de coleta.

Dentre os 84 parâmetros avaliados que possuem limite estabelecido na DN COPAM/CERH-MG nº 08 de 2022, e considerando todos os resultados do monitoramento, foram identificadas violações para 42 deles em algum momento. Dentre estes, 24 apresentaram menos de 25% de violações para o total de amostras monitoradas e nove apresentaram mais de 25% de violações, porém menos que 50%. Deste modo, apenas nove parâmetros mostraram-se críticos, percentual de violação igual ou superior a 50%, em toda a área de estudo, considerando todos os dados do monitoramento, sendo eles: Cianetos (CN), Fenóis (Fen.), Sulfeto (S^{2-}), Carbaril (Carba.), Dodecacloro pentaciclodecano (Dode.), Endrin (Endri.), Gution (Gutio.), Tolueno (Tolu.) e *Escherichia.coli*/Coliformes termotolerantes (*E.coli*/C.termo).

Tabela 8 – Percentual de violação dos parâmetros que possuem limite estabelecido na Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 08 de 2022

Físico-Químico	% violação	Metais	% violação	Orgânicos /Pesticidas	% violação	Bacteriológicos	% violação	Hidrobiológico	% violação
ATA	5,05	Al D	21,82	1,1 Dicl.	0,00	E.Coli/C. Termo	57,68	Cl-a	14,15
CN	97,56	Sb	0,00	1,2 Dicl.	0,00	Total Geral	57,68	Total Geral	14,15
Cl	0,00	As T	0,00	2,4,6-Tricl	0,00				
Cor	28,55	Ba T	0,00	2,4-D	0,00				
DBO	27,78	Be T	0,00	Acril.	0,00				
Fen.	98,17	B T	0,00	Alac.	0,00				
F	0,00	Cd T	36,30	Aldri.	0,00				
PT	19,01	Pb T	5,57	Atraz.	0,00				
N-NO ₃ ⁻	0,26	Co T	0,00	Benz.	0,00				
N-NO ₂ ⁻	0,00	Cu D	15,79	Benzo-a-a.	3,70				
N Amo.	13,74	Cr T	1,38	Benzo-a-p.	3,70				
OD	35,63	Fe D	29,38	Benzo-b-flu.	0,00				
pH	0,32	Li T	0,00	Benzo-K-flu.	0,00				
SST	0,20	Mn T	47,23	Carba.	100,00				
SO ₄ ²⁻	0,00	Hg T	0,89	Clor.	0,00				
S²⁻	100,00	Ni T	9,55	Crise.	3,57				
Turb.	7,22	Ag T	1,56	DDT	45,24				
Total Geral	15,13	V T	1,35	Dem.	0,00				
		Zn T	0,67	Dib.	0,00				
		Total Geral	15,86	Dicl.	0,00				
				Dield.	35,71				
				Dode.	100,00				
				End.	8,33				
				Endri.	60,00				
				Esti.	0,00				
				Etilb.	0,00				
				Glifo.	0,00				
				Gutio.	75,00				
				Hepta.	0,00				
				Hexac.	0,00				
				Hepta-Epóx.	0,00				
				Inde.	3,57				
				Linda.	3,33				
				Malat.	12,50				
				Metol.	0,00				
				Pentacl.	0,00				
				Simaz.	0,00				
				Tetr.C.	0,00				
				Tetr.	0,00				
				Tolu.	71,43				
				Toxa.	0,00				
				Tric.Ben.	0,00				
				Tric.Et.	0,00				
				Trifl.	0,00				
				Xilen.	0,00				
				Total Geral	14,40				

***Destaque em negrito e vermelho para parâmetros críticos (50% ou mais de violação)**

- < 25%
- ≥ 25 e < 50
- ≥ 50 e < 75
- ≥ 75

Dos parâmetros críticos, para CN, S²⁻, Carba. e Tolu., os respectivos limites de quantificação do método analítico foram superiores ao valor máximo permitido

estabelecido pela legislação, o que não permite confirmar a ocorrência de não conformidades. Para Fenóis, em grande parte das amostras o LQ foi superior ao limite legal, justificando o elevado percentual, mas também ocorreram violações para os valores quantificados, ainda que de forma mais pontual ao se considerar a totalidade dos dados (47 ocorrências em 437 dados disponíveis). Para o parâmetro pesticida Dodecacloro pentaciclodecano (Dode.) todos os cinco resultados quantificados ultrapassaram o limite legal, para Endrin (Endri.) três dos cinco resultados quantificados violaram o limite legal e para Gution (Gutio.) três dentre os quatro resultados quantificados violaram o padrão, o que desperta uma situação de alerta, ainda que o N amostral não seja representativo para esses parâmetros.

Por fim, destaca-se o parâmetro bacteriológico *E.coli*/C.termo, como um parâmetro crítico na área de estudo, com 57,68% dos resultados em desconformidade com o limite estabelecido na legislação. Conforme mencionado, este parâmetro foi considerado como um dos mais relevantes em estudos anteriores desenvolvidos na área de estudo, em decorrência, das altas concentrações e violações ocasionadas, principalmente, pelo lançamento de efluentes domésticos não tratados ou tratados insuficientemente nos cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Paraopeba (CALAZANS *et al.*, 2018a; COSTA *et al.*, 2017; SOARES, 2021; SOARES *et al.*, 2020; SOARES *et al.*, 2022), sendo este um problema ainda recorrente na RMBH.

Ao considerar a ocorrência de violações em cada estação de monitoramento, os seguintes parâmetros apresentaram-se como críticos em pelo menos uma estação, independente da profundidade de coleta (Tabela 9): ATA, CN, Cor, DBO, Fen. N.Amo., OD, PT, S^{2-} , Turb., Al D, Cd T, Fe D, Mn T, Aldri. Carba. DDT, Diend., Dode., Endri., Gutio., Tolu. e *E.coli*/Colif.Termo.

No grupo de parâmetros físico-químicos destacam-se Fen. e S^{2-} , considerados críticos em 17 e 14 estações, respectivamente, justificável em função dos valores de LQ maiores que os valores máximos permitidos (VMP) na legislação, o que não permite confirmar a ocorrência de violações. Para o grupo de parâmetros da categoria metais, destacam-se Mn T e Fe T como parâmetros críticos em 15 estações de monitoramento, o que pode ser justificado pelas condições geoquímicas locais, conforme já mencionado, sendo estes metais característicos da área de estudo. Para

o grupo de parâmetros orgânicos/pesticidas, destacam-se os parâmetros DDT. e Carbaril., considerados críticos em 8 e 7 estações, respectivamente. Ambos os parâmetros são pesticidas tóxicos, e sua presença no curso d' água pode representar uma ameaça à saúde do ecossistema aquático, bem como para a parcela da população que consuma essa água. Vale ressaltar, que ambos os parâmetros possuem N amostral pouco representativo, com apenas 42 e 7 resultados detectados ao longo de todo o período de monitoramento, respectivamente. Além disso, para Carbaril em todos os casos, o limite de quantificação foi maior que o valor máximo permitido pela legislação, não permitindo confirmar a ocorrência de violações. Importante destacar o parâmetro *E.coli/C.termo.*, que foi considerado crítico em 13 das 32 estações analisadas, sendo todas elas localizadas em ambientes lóticos e com coleta em superfície nos tributários dos reservatórios Rio Manso, Serra Azul e Vargem das Flores.

Tabela 9 – Ocorrência de parâmetros críticos (percentual de violação $\geq 50\%$) nas estações de monitoramento

Físico-Químico	Nº de estações	Metais	Nº de estações	Orgânicos	Nº de estações	Bacteriológicos	Nº de estações
ATA	1	Al D	1	Aldri.	2	<i>E.Coli/Colif.Termo.</i>	13
CN	7	Cd T	3	Carba.	7		
Cor	10	Fe D	15	DDT	8		
DBO	5	Mn T	15	Dield.	3		
Fen.	17			Dode.	4		
N Amo.	6			Endri.	3		
OD	6			Gutio.	2		
PT	3			Tolu.	2		
S ²⁻	14						
Turb.	1						

O número de parâmetros críticos por estação de monitoramento para as diferentes profundidades de coleta (Tabela 10), permitiu identificar os cursos d'água mais impactados em termos de violação aos padrões legais. Nota-se que todas as estações de monitoramento dos mananciais avaliados apresentaram parâmetros críticos.

Tabela 10 - Número de parâmetros críticos (percentual de violação $\geq 50\%$) por estação de monitoramento e profundidade de coleta

Manancial	Estação	Nº parâmetros superfície	Nº parâmetros Secchi	Nº parâmetros Fundo	Total
Reservatório Rio Manso	*RRM-01-E	2	5	5	12
	RRM-02-E	2	1	7	10
	RRM-03-O	8	-	-	8
	RRM-04-O	7	-	-	7
	RRM-05-O	6	-	-	6
	RRM-06-O	5	-	-	5
	RRM-07-O	7	-	-	7
	RRM-08-O	4	-	-	4
	RRM-09-E	2	1	4	7
	RRM-10-E	2	1	4	7
Reservatório Serra Azul	RSA-01-E	0	0	1	1
	RSA-02-O	3	-	-	3
	RSA-03-O	1	-	-	1
	RSA-04-O	2	-	-	2
	RSA-05-O	6	-	-	6
	*RSA-06-E	0	3	3	6
	RSA-07-E	0	0	1	1
	RSA-08-E	0	0	1	1
	RSA-09-O	4	-	-	4
	RSA-10-O	3	-	-	3
	RSA-11-O	2	-	-	2
	RSA-12-O	1	-	-	1
	RSA-13-O	8	-	-	8
Reservatório Vargem das Flores	RVF-01-E	2	1	3	6
	RVF-02-E	1	1	1	3
	RVF-03-E	1	1	4	6
	RVF-04-O	8	-	-	8
	*RVF-05-E	1	5	3	9
	RVF-06-O	11	-	-	11
	RVF-07-O	16	-	-	16
	RVF-08-O	10	-	-	10
	RVF-09-O	1	-	-	1

* Estação de monitoramento localizada na torre de tomada, onde ocorre a captação de água bruta.

As estações com maior número de parâmetros críticos estão localizadas no manancial reservatório Vargem das Flores, mais especificamente, em dois afluentes do reservatório, sendo elas RVF-07-O (com 16 parâmetros) e RVF-06-O (com 11 parâmetros). Tais resultados apontam para uma condição mais degradada nestes

cursos d'água. A estação RVF-07-O está situada em ambiente lótico, especificamente no ribeirão Betim, um tributário do reservatório Vargem das Flores. Neste curso d'água os parâmetros identificados como críticos foram: ATA, Cor, DDT., DBO, Dield., Dode., *E.coli/C.Termo.*, Endri., Fen., Fe D., PT, Gutio., Mn T., N. Amo., OD, Turb. Assim, além dos parâmetros orgânicos/pesticidas potencialmente tóxicos, considerados críticos ao se analisar o banco de dados geral, conforme discutido anteriormente, neste curso d'água também se destacaram parâmetros associados a matéria orgânica, nutrientes e contaminação fecal, oriundos da contaminação por efluentes domésticos na bacia hidrográfica de origem. Além disso, os parâmetros ferro e manganês apresentaram-se críticos, justificável em função da geoquímica local e das atividades de mineração ao longo da bacia. Para a estação RVF-O-06, também situada em um curso d'água lótico que contribui para o reservatório Vargem das Flores, o córrego Água Suja, os parâmetros críticos foram: Cor, DDT., DBO, Dode., *E.coli/C.termo*, Fen., Fe D., PT, Mn T., N. Amo., OD. Este curso d'água apresenta fontes de pressão semelhantes ao ribeirão Betim, com contaminação oriunda principalmente do lançamento de efluentes domésticos não tratados ou tratados insuficientemente na bacia de origem, com destaque para os efluentes gerados no município de Contagem (ANA, 2016).

Em todas as estações de monitoramento houve violação ao padrão legal para pelo menos um parâmetro de qualidade da água (Apêndice D). Além disso, com exceção das estações RSA-07-E e RSA-08-E (manancial Serra Azul), as demais apresentaram pelo menos um parâmetro crítico (violação $\geq 50\%$ dos dados analisados), indicando um descumprimento generalizado dos limites estabelecidos pela legislação estadual de Minas Gerais (DN COPAM/CERH-MG nº 08 de 2022).

Em relação a ocorrência de violações nas diferentes profundidades de coleta, para a profundidade superfície, com coleta em todas as estações, tanto as situadas em ambiente lótico quanto àquelas situadas em ambiente lêntico, houve registro de resultados em desconformidade com a legislação em todas as estações para pelo menos um parâmetro. Entretanto, para a maioria dos parâmetros (cerca de 65% - Apêndice D) os percentuais de violação foram inferiores a 50%. Em todas as estações dos reservatórios Rio Manso e Vargem das Flores houve registro de parâmetros críticos nas coletas realizadas na superfície, enquanto no reservatório Serra Azul, nove das 13 estações monitoradas na profundidade superfície, registraram

parâmetros críticos. Para essa profundidade de coleta, no total, foram registrados 23 parâmetros críticos (percentual de violação $\geq 50\%$), sendo a maior parte deles registrados nas estações localizadas nos tributários do reservatório Rio Manso e Vargem das Flores.

Conforme exposto no item 4.2, ressalta-se que o monitoramento nas profundidades Secchi e Fundo ocorreu apenas nas estações situadas em ambiente lântico, ou seja, nos reservatórios. Neste caso, para a profundidade Secchi houve registro de violações para pelo menos um parâmetro em todas as estações de monitoramento dos três reservatórios analisados. Porém, para a maioria dos parâmetros (cerca de 88% - Apêndice D) os percentuais de violação foram inferiores a 25% para essa profundidade nas estações. Em termos de parâmetros críticos, no reservatório Rio Manso, nas quatro estações de monitoramento houve parâmetros críticos, sendo eles (Aldri., CN, Dield., Fen. e S^{2-}), no reservatório Serra Azul essa ocorrência se deu em apenas uma estação para os parâmetros CN, Fen. e Tolu. No reservatório Vargem das Flores todas as quatro estações monitoradas na profundidade Secchi apresentaram pelo menos um parâmetro crítico, sendo eles: N. Amo., CN, Fen., S^{2-} , DDT. Embora em todos os casos o quantitativo de amostras para cada um desses parâmetros tenha sido reduzido (inferior a 50 resultados disponíveis), principalmente para os parâmetros orgânicos/pesticidas, o fato destes parâmetros serem potencialmente tóxicos ao ambiente aquático, desperta uma situação de alerta.

Já para a profundidade fundo, houve violações bem como ocorrência de parâmetros críticos nas quatro estações de monitoramento dos três reservatórios avaliados. No reservatório Rio Manso os parâmetros críticos foram Cor, DBO, Fen., Fe D., OD, Mn T. e S^{2-} . No reservatório Serra Azul foram DBO, OD, Mn T., e no reservatório Vargem das Flores foram DBO, OD, N.amo., Mn T. Os maiores percentuais de violação no fundo, em geral, ocorreram para o parâmetro OD nas estações de torre de tomada dos três reservatórios (RRM-01-E, RSA-06-E e RVF-05-E), acima de 76%, sendo estas as estações mais profundas, com destaque para a estação RRM-01 do reservatório rio Manso em que este percentual foi de 99,12%. As maiores violações de Manganês e Ferro no fundo dos reservatórios, podem ser justificadas pelas condições químicas que ocorrem no fundo, como menores concentrações de OD, ambientes mais redutores e menores faixas de pH, que favorecem a disponibilidade e

solubilização de metais em água (LIU *et al.*, 2018; MENDES *et al.*, 2022; OLIVEIRA *et al.*, 2021b).

Maiores detalhes sobre os percentuais de violação calculados para cada parâmetro, profundidade de coleta e estação de monitoramento, bem como a classificação nas faixas percentuais, se encontram no Apêndice D.

5.1.3 Análises estatísticas não paramétricas

5.1.3.1 Análise estatística espacial

Ao se comparar os resultados obtidos para as estações localizadas nos ambientes lênticos e lóticos, houve diferenças significativas (valor-p do teste de MW < 0,05) para a maior parte dos parâmetros avaliados, conforme esperado, indicando, em geral, menores teores para as estações localizadas em ambiente lêntico (reservatório) em relação àquelas situadas em ambiente lótico (tributários e cursos d'água a jusante dos barramentos) (Tabela 11).

Tabela 11 - Resultados do teste de Mann-Whitney para comparação dos parâmetros entre ambiente lêntico e lótico

Ambiente lêntico < Ambiente lótico (valor-p < 0,05)		Ambiente lêntico > Ambiente Lótico (valor-p < 0,05)		Sem diferença estatística significativa (valor-p > 0,05)	
Parâmetro	Valor-p	Parâmetro	Valor-p	Parâmetro	Valor-p
Acidez total	0,000008	Condutividade elétrica	0,000361	N. orgânico	0,472771
Cor	0,000000	N. amoniacal	0,000083	OD	0,175391
DBO	0,011987	pH	0,000000	ST	0,812201
DQO	0,030766	potássio	0,000000		
Fe total	0,000000	sódio	0,000278		
Fe dissolvido	0,000000	SDT	0,029814		
P total	0,000021				
Mn total	0,000000				
Mn dissolvido	0,000000				
Nitrato	0,000181				
Nitrito	0,000041				
SST	0,000000				
Turbidez	0,000000				

As comparações entre os ambientes foram realizadas considerando as coletas na profundidade superfície.

*Parâmetro *E.coli*/C.termo foi monitorado nas estações em ambiente lêntico apenas na profundidade Secchi, e por isso não foi incluído nesta comparação, visto que as estações do ambiente lótico são monitoradas apenas em superfície.

Em ambientes lóticos, os sedimentos e demais constituintes dos corpos hídricos são transportados pelo movimento da água ao longo do canal, com tempo de detenção hidráulica (TDH) reduzido. Já os ambientes lênticos apresentam TDH mais elevado,

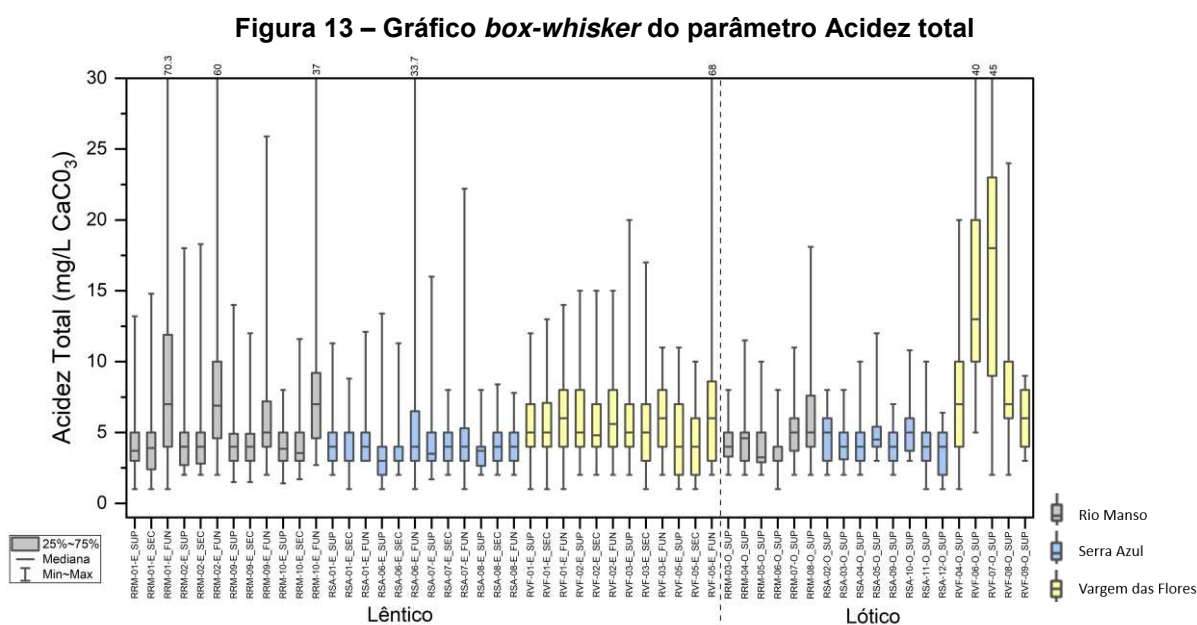
favorecendo a dissolução e a sedimentação de constituintes nesses ambientes (DODDS e WHILES, 2020; ESTEVES, 2011; OLIVEIRA 2021b), justificando os resultados mais reduzidos encontrados neste trabalho. Deste modo, ao se considerar as coletas em superfície, em geral, nota-se melhor qualidade da água para as estações inseridas no reservatório em relação aos seus tributários. Esse resultado está de acordo com aqueles obtidos por Oliveira (2021a,b) que estudaram a qualidade das águas do reservatório da UHE Irapé (Minas Gerais, Brasil) e seus tributários, por da Costa *et al.* (2022) que avaliaram a qualidade das águas de dois grandes reservatórios (Emborcação e Nova Ponte, em Minas Gerais-Brasil) e seus principais tributários, por Barroso *et al.* (2024) que avaliaram a qualidade das águas do reservatório Rio Manso (Minas Gerais-Brasil) e seus tributários bem como Xin *et al.* (2015) ao compararem a qualidade da água do reservatório Danjiangkou (China) com os rios que o abastecem.

Por outro lado, alguns parâmetros apresentaram-se mais elevados no interior do reservatório, sendo eles (condutividade elétrica, pH, N.amoniacal, potássio, sódio e SDT – Tabela 11). As maiores concentrações de potássio e sódio podem ter contribuído para maiores concentrações de SDT e consequentemente, maiores resultados de condutividade elétrica, visto que a condutividade é a expressão numérica da capacidade de uma água conduzir a corrente elétrica e depende das concentrações iônicas, expressando a quantidade de sais existentes na coluna d'água. Assim, a condutividade elétrica aumenta a medida que a concentração de sólidos dissolvidos aumenta (CETESB, 2021). Destaca-se também os valores mais elevados de pH para as estações inseridas no interior do reservatório, o que pode estar atrelado a maior produtividade primária neste ambiente, conforme indicado por Barroso *et al.*, (2018) ao estudar a qualidade das águas do reservatório da usina hidrelétrica de Nova Ponte-MG. A produtividade primária em ambientes lênticos é favorecida pelo maior TDH, e consequentemente pela velocidade e níveis de turbidez mais reduzidos (da COSTA, 2021).

Por fim, para os parâmetros Nitrogênio orgânico, Oxigênio dissolvido e Sólidos totais não houve diferenças significativas (valor-p do teste de MW > 0,05) entres as estações de monitoramento inseridas em ambientes lênticos e lóticos.

A seguir, são apresentados os gráficos *box-whisker* para cada parâmetro considerado na avaliação espacial da qualidade da água dos três mananciais avaliados (reservatório Rio Manso – cinza, reservatório Serra Azul – azul e reservatório Vargem das Flores – amarelo). Os gráficos foram construídos considerando a distinção entre os ambientes lântico (reservatórios) e lótico (tributários e cursos d'água a jusante dos reservatórios). Além disso, para as estações localizadas em ambiente lântico, foram representados os resultados das diferentes profundidades de coleta (superfície, Secchi e fundo), enquanto para as estações em ambiente lótico os resultados se referem apenas as coletas em superfície.

Na Figura 13 é apresentado o gráfico *box-whisker* do parâmetro acidez total. É possível notar concentrações significativamente mais elevadas deste parâmetro nas estações localizadas nos tributários do reservatório Vargem das Flores, inseridas em ambiente lótico (valor-p do teste de KW < 0,05).

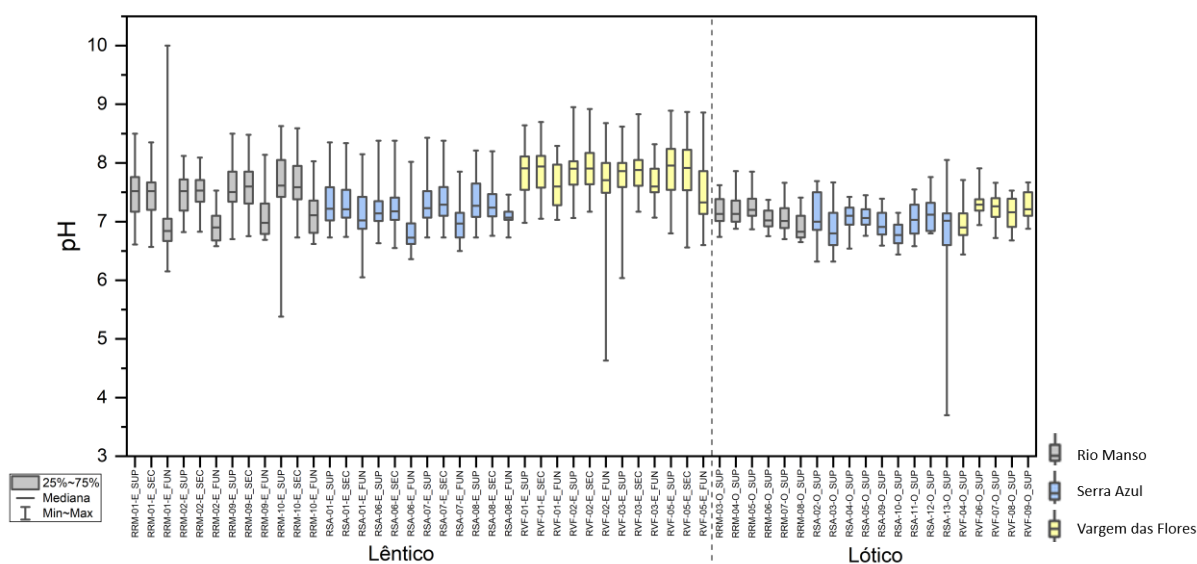


Destacam-se especialmente as estações RVF-06-O-SUP e RVF-07-O-SUP com medianas de acidez total significativamente superiores (Figura 13), localizadas nos tributários córrego Água Suja e ribeirão Betim, respectivamente, principais afluentes do reservatório Vargem das Flores. Esses cursos d'água, apesar de classificados como Classe 1, recebem efluentes tratados e não tratados dos municípios de Contagem e Betim (ANA, 2017) o que pode justificar a piora da qualidade da água

nestes locais, bem como os maiores resultados de acidez total. Ao se analisar as estações inseridas dentro dos reservatórios, em geral não houve diferença estatística significativa entre os resultados deste parâmetro.

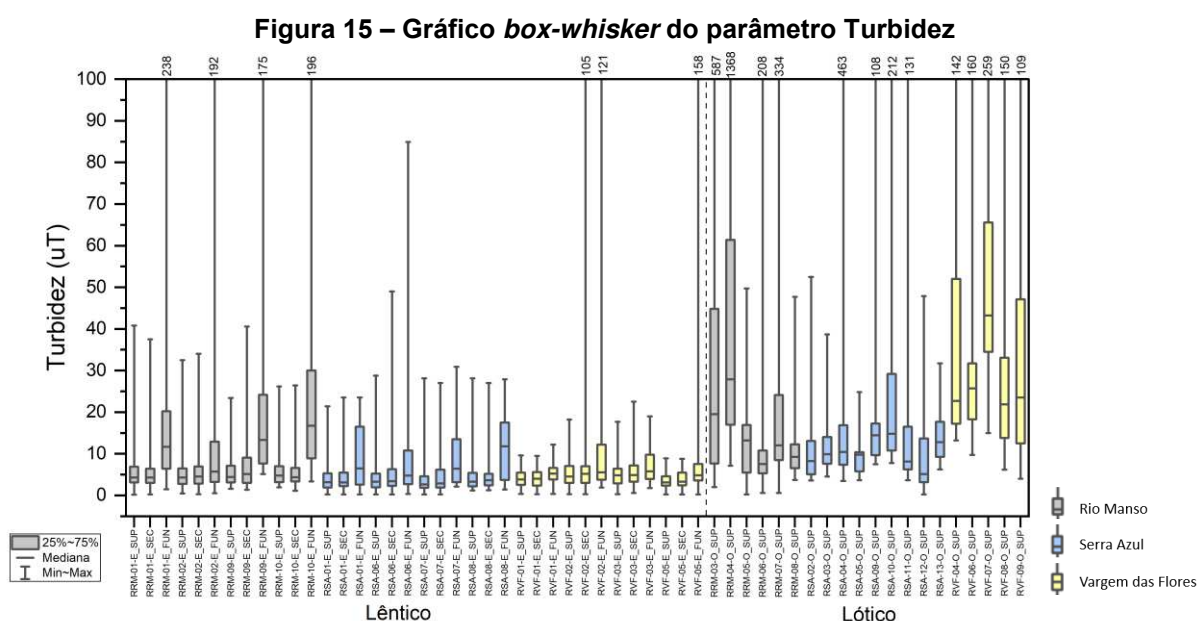
Ao se analisar os valores registrados para o parâmetro pH (Figura 14), embora os resultados tenham sido significativamente diferentes entre as estações de monitoramento (valor-p do teste de KW<0,05), nota-se em ambos os ambientes, lântico e lótico, que os resultados medianos mantiveram-se na faixa entre 6 e 8, em acordo com a faixa citada por Libânio (2016), de 6,0 a 8,5, para águas naturais superficiais. Além disso, com exceção de desvios pontuais, os resultados mantiveram-se dentro da faixa de 6 a 9 estabelecida para águas Classe 1 e 2 na legislação ambiental vigente. Especialmente para as estações inseridas no interior dos reservatórios, notam-se valores de pH significativamente inferiores no fundo (valor-p do teste de KW<0,05), o que pode favorecer a solubilização de metais (LIU *et al.*, 2018; MENDES *et al.*, 2022; OLIVEIRA *et al.*, 2021b), incluindo metais tóxicos, e consequentemente aumentar a toxicidade do ambiente aquático. Ambientes alcalinos tendem a formar metais complexados com matéria orgânica ou precipitá-los, reduzindo suas concentrações na água (BYRNE *et al.*, 2018).

Figura 14 – Gráfico *box-whisker* do parâmetro pH



Em relação aos parâmetros representativos da presença de sólidos no ambiente, destacam-se especialmente os parâmetros Turbidez e Cor no monitoramento de

mananciais destinados ao abastecimento público. Para Turbidez, observa-se na Figura 15, para as estações localizadas em ambiente lótico, teores significativamente mais elevados (valor-p do teste de KW < 0,05) nas estações RRM-04-O-SUP e RVF-07-O-SUP, inseridas no rio Manso e ribeirão Betim, principais tributários dos reservatórios Rio Manso e Vargem das Flores, respectivamente. Com exceção da estação RVF-07-O-SUP, as medianas ficaram abaixo de 40 uT, e em geral, mais de 75% dos resultados permaneceram abaixo deste valor, indicado como VMP para a classe 1 de enquadramento.

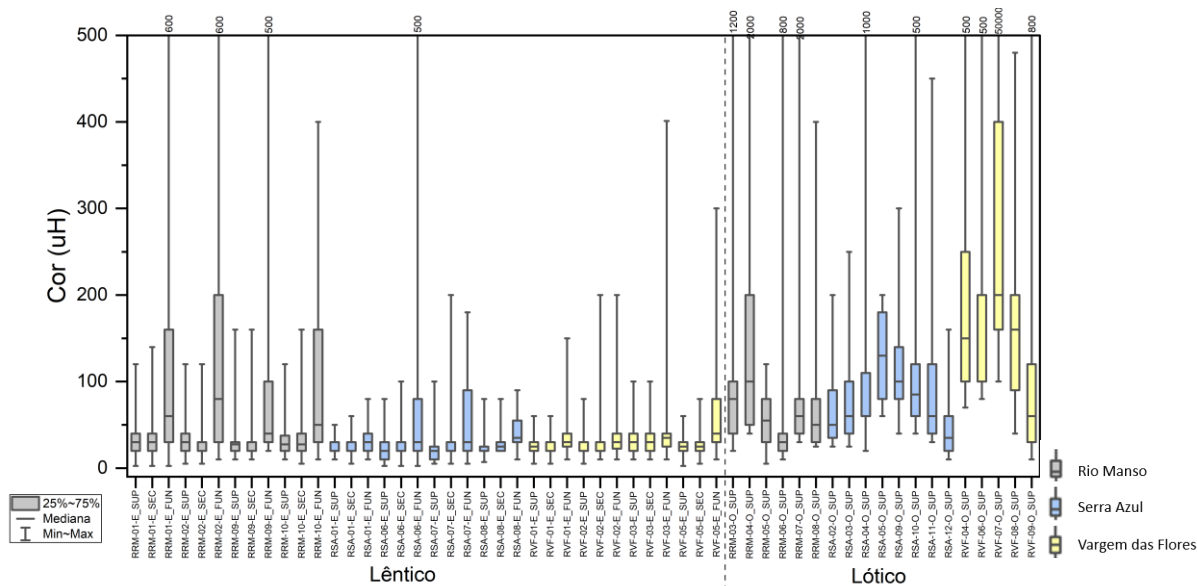


Nas estações localizadas nos reservatórios (ambiente lêntico), os resultados de Turbidez foram ainda mais reduzidos, conforme explicado anteriormente, condição justificada pela diminuição da velocidade do fluxo da água e a consequente deposição das partículas por sedimentação (LI *et al.*, 2019). Em todos os casos, mais de 75% dos resultados ficaram abaixo de 40 uT e, em geral, os valores medianos não ultrapassaram 5 uT (valor correspondente ao padrão organoléptico da portaria de potabilidade – nº 888/2021), com exceção de algumas ocorrências no fundo. Ainda assim, houve diferenças significativas entre as estações de monitoramento (valor-p do teste de KW < 0,05), destacando-se maiores teores nas estações inseridas no reservatório rio Manso, e especialmente na profundidade de fundo. Os maiores teores registrados nas estações do reservatório Rio Manso podem estar atrelados a maior área de drenagem desse reservatório em relação a área inundada do mesmo,

resultando em maior fator de envolvimento. Quanto maior for o fator de envolvimento, maior tende a ser a quantidade de materiais sólidos carregados para o reservatório. Ademais, quando a bacia de drenagem é muito maior em relação à área do reservatório, menor será a capacidade diluidora deste corpo d'água (ICATU 2013a, SPERLING, 1999).

Em geral, o aumento da turbidez da água, está atrelado a sazonalidade, em função da maior ocorrência de chuvas e consequente intensificação da lixiviação de partículas do solo para o curso d'água. Este aumento pode comprometer os múltiplos usos de um ecossistema aquático, seja pela diminuição do valor estético de um corpo de água, ou também pelo fato dos sólidos suspensos fornecerem sítios de fixação de microrganismos patogênicos e de compostos tóxicos (von SPERLING, 2014). Em corpos d'água a presença de turbidez pode reduzir a penetração de luz, prejudicando a fotossíntese e o desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica e consequentemente a oxigenação do meio e os organismos aeróbios, como a comunidade de peixes (BRANCO e ROCHA, 1987; CETESB, 2022).

Para o parâmetro cor, houve diferenças significativas entre os resultados de monitoramento das estações inseridas em ambiente lótico (valor-p do teste de KW < 0,05), com valores superiores nos tributários do reservatório Vargem das Flores, com destaque novamente para a estação RVF-07-O-SUP (ribeirão Betim) (Figura 16). Em todas as estações os resultados medianos de cor ficaram abaixo de 200 uH e, em grande parte – com exceção dos tributários do Vargem das Flores, abaixo de 75 uH. Por outro lado, para as estações inseridas nos reservatórios (ambiente lêntico), houve diferenças significativas entre os resultados de cor apenas na profundidade fundo (valor-p do teste de KW < 0,05), com resultados significativamente superiores nas estações do reservatório Rio Manso. Tal fato pode ser justificado pela maior profundidade desse reservatório, que reflete em diferentes condições de oxi-redução no fundo, favoráveis a dissolução e disponibilização de determinados constituintes, como por exemplo, ferro e manganês.

Figura 16 – Gráfico *box-whisker* do parâmetro Cor

Importante salientar que a cor de uma amostra de água está associada à presença de sólidos coloidais e dissolvidos, orgânicos e inorgânicos. Quando oriunda de compostos orgânicos, em geral, associa-se aos ácidos húmicos e fúlvicos, substâncias naturais resultantes da decomposição parcial de compostos orgânicos presentes em folhas, dentre outros substratos. Além disso, a cor nos mananciais de água pode ser oriunda de compostos orgânicos presentes em efluentes domésticos e industriais (CETESB, 2022). Há também compostos inorgânicos capazes de causar cor na água, destacando-se os óxidos de ferro e manganês, que são abundantes em diversos tipos de solo, incluindo os solos da região de estudo (VIGLIO, 2018), conforme mencionado.

Desta forma, os valores de cor mais elevados nos afluentes do reservatório de Vargem das Flores, podem estar relacionados aos lançamentos dos efluentes dos municípios de Contagem e Betim e também às concentrações de ferro e manganês (SOARES, 2021; VIANA, 2009). Enquanto que no caso das estações inseridas no interior do reservatório Rio Manso, os maiores resultados de cor encontrados no fundo provavelmente estão atrelados as maiores concentrações de ferro e manganês nessa mesma condição, conforme será discutido adiante.

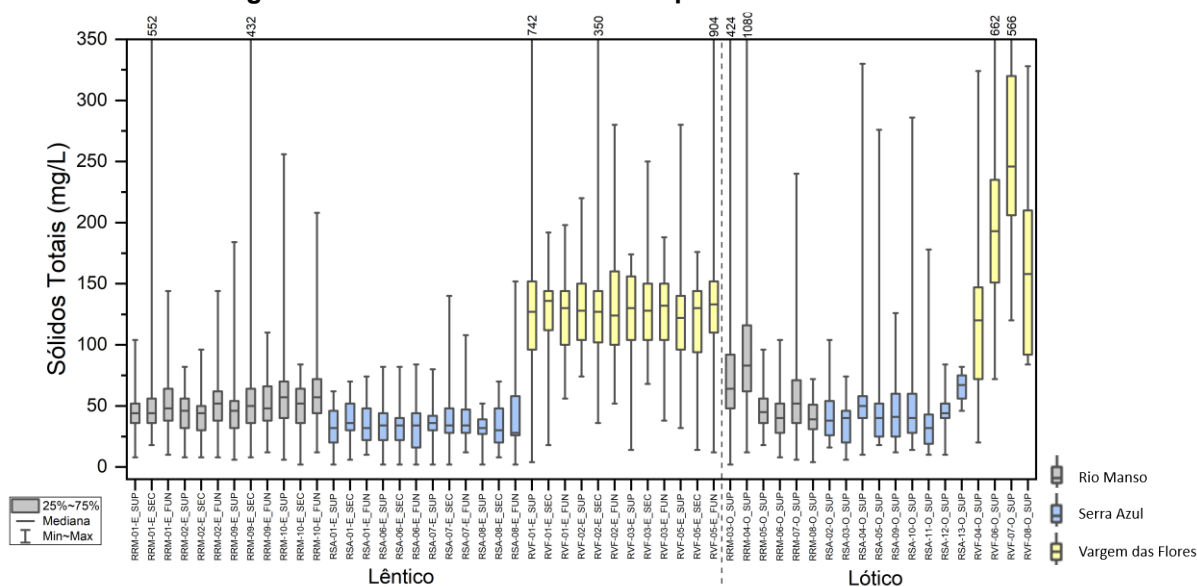
Em mananciais de abastecimento, o monitoramento e avaliação do parâmetro cor vai além da questão estética e rejeição da água pelo consumidor, sendo extremamente

relevante em função do risco sanitário associado ao mesmo. Isso porque a cor pode estar associada a matéria orgânica e possível formação de subprodutos da desinfecção (LIBÂNIO, 2016). Além disso, o aumento da cor decorrente da presença de ferro e manganês, condição mais provável da área de estudo, pode dificultar o processo de potabilização da água. Em termos da condição ecológica do manancial, o aumento da coloração do ambiente aquático, ao ocasionar a redução da incidência de luz na coluna d'água, pode interferir na dinâmica do fitoplâncton e demais comunidades aquáticas associadas.

Ainda atrelada as frações de sólidos, tanto para as estações inseridas em ambiente lótico, quanto para as inseridas em ambiente lêntico, houve diferença estatística significativa (valor-p do teste de KW $< 0,05$) para o parâmetro Sólidos em suspensão totais (SST), conforme Figura 17. Para o ambiente lótico, corroborando os resultados de Turbidez, as concentrações de SST foram mais elevadas nas estações RRM-O4-O-SUP e RVF-07-O-SUP. Com exceção dessas duas estações, mais de 75% dos dados ficaram abaixo de 50 mg/L (VMP para águas classe I). Para as estações inseridas nos reservatórios (ambiente lêntico), as concentrações de SST foram ainda mais reduzidas, com praticamente todos os resultados (excetuando alguns valores máximos pontuais) abaixo de 50 mg/L. Ademais, destacam-se concentrações mais elevadas nas estações do reservatório Vargem das Flores.

Para a fração dissolvida, tanto em ambiente lótico quanto lêntico, as concentrações foram significativamente mais elevadas (valor-p do teste de KW $< 0,05$) nas estações do manancial Vargem das Flores (Figura 18), mas em todos os casos inferiores ao VMP da legislação para águas classe I (500 mg/l). Exceções pontuais ocorreram apenas para os valores máximos registrados nas estações RRM-01-E-FUN, RVF-01-E-SUP, RVF-05-E-FUN e RVF-06-O-SUP.

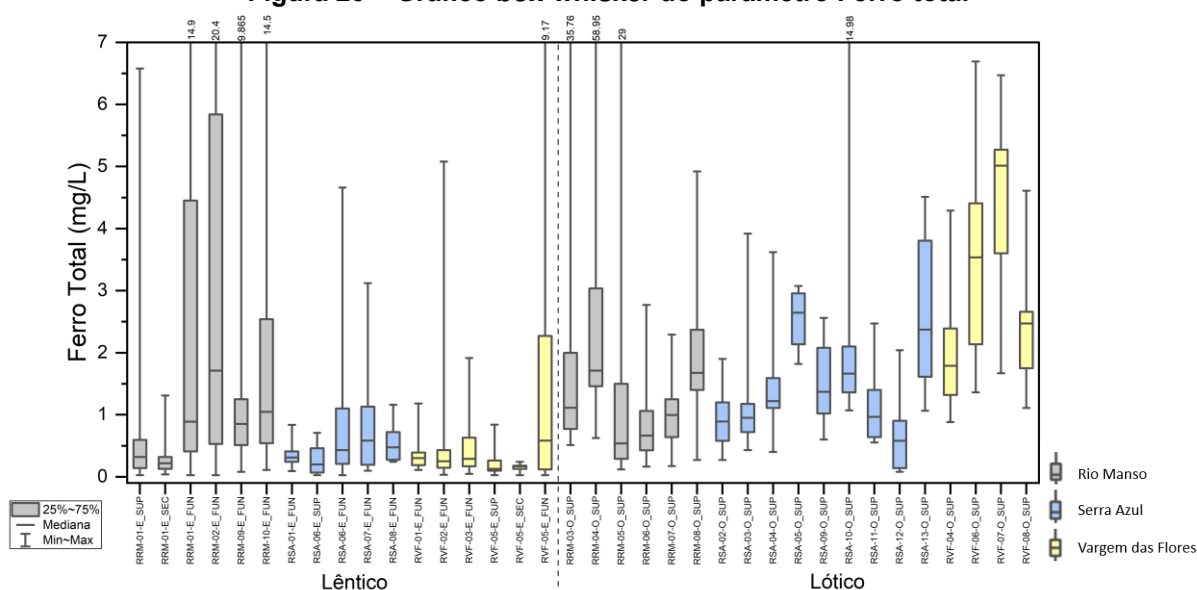
Figura 19 – Gráfico *box-whisker* do parâmetro Sólidos totais



Em termos dos metais considerados nesta avaliação, para o parâmetro Ferro na fração total (Figura 20) e na fração dissolvida (Figura 21), houve diferenças significativas nas concentrações entre as diferentes estações de monitoramento (valor-p do teste de KW <0,05), tanto para àquelas situadas em ambiente lótico quanto em ambiente lântico.

Para Fe total (Figura 20), nota-se grande variabilidade das concentrações ao longo dos tributários e cursos d'água a jusante das bacias de contribuição dos três mananciais analisados. Ainda assim, é possível destacar àquelas com maiores concentrações medianas, sendo elas RVF-06-O-SUP e RVF-07-O-SUP (córrego Água Suja e ribeirão Betim, contribuintes do reservatório Vargem das Flores), RSA-05-O-SUP e RSA-13-O-SUP (córrego Estiva e ribeirão Serra Azul, contribuintes do reservatório Serra Azul) e RRM-04-O-SUP (rio Manso, contribuinte do reservatório Rio Manso). Ao se considerar as estações localizadas no interior dos reservatórios (ambiente lântico), nota-se concentrações mais reduzidas, porém ainda com grande variabilidade. Com exceção das estações localizadas nas torres de tomada d'água, este parâmetro foi monitorado apenas na profundidade de fundo, destacando-se concentrações significativamente mais elevadas nas estações do reservatório Rio Manso, sendo estas as mais profundas, especialmente se comparadas as estações do Vargem das Flores.

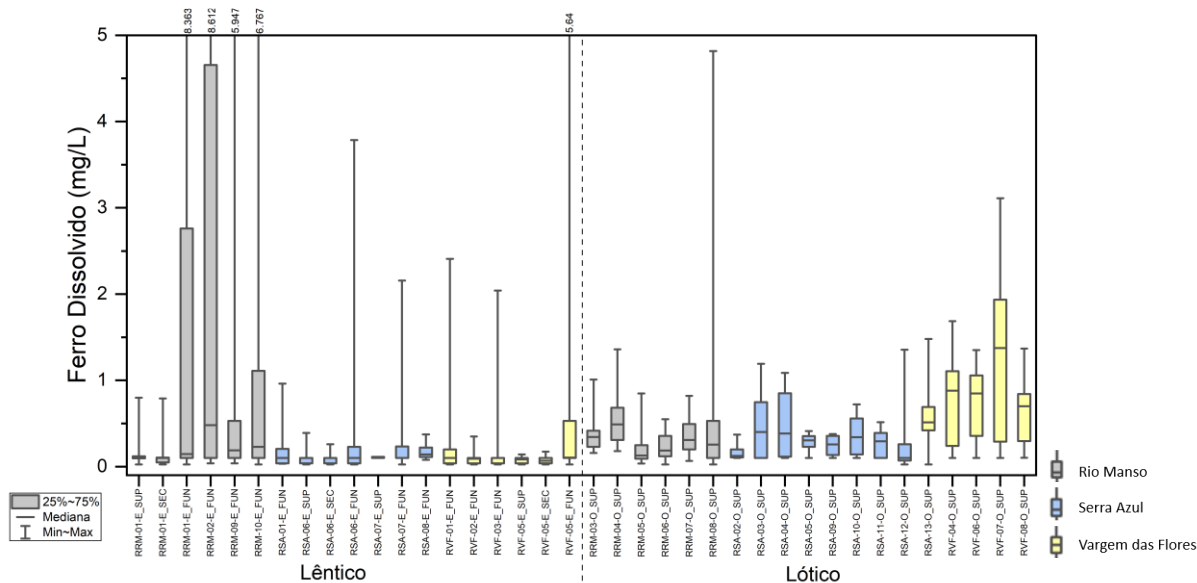
Figura 20 – Gráfico *box-whisker* do parâmetro Ferro total



Para Fe dissolvido (Figura 21), também é possível notar grande variabilidade das concentrações ao longo dos tributários e cursos d'água a jusante das bacias de contribuição dos três mananciais analisados, porém essa variabilidade é menor se comparada a fração total. Neste caso, destacam-se concentrações significativamente mais elevadas (valor-p do teste de KW < 0,05) na estação RVF-07-O-SUP (ribeirão Betim), corroborando a contribuição deste parâmetro para a elevação da cor nessa região. A maioria das estações em ambiente lótico, apresentaram concentrações medianas de Fe Dissolvido maior que o VMP (0,3 mg/L para águas classe I e II). Por outro lado, para as estações inseridas nos reservatórios (ambiente lêntico) destacam-se as estações do reservatório rio Manso com maiores concentrações de Fe dissolvido, especialmente na profundidade de coleta fundo (valor-p do teste de KW < 0,05), corroborando mais uma vez os maiores resultados de cor nestas condições. Mais de 75% das concentrações de Fe dissolvido nas estações para profundidade de coleta superfície e Secchi foram inferiores ao VMP. Para as coletas de fundo, apesar das maiores concentrações, ainda assim, com exceção da estação RRM-02-E, os valores medianos ficaram abaixo do VMP.

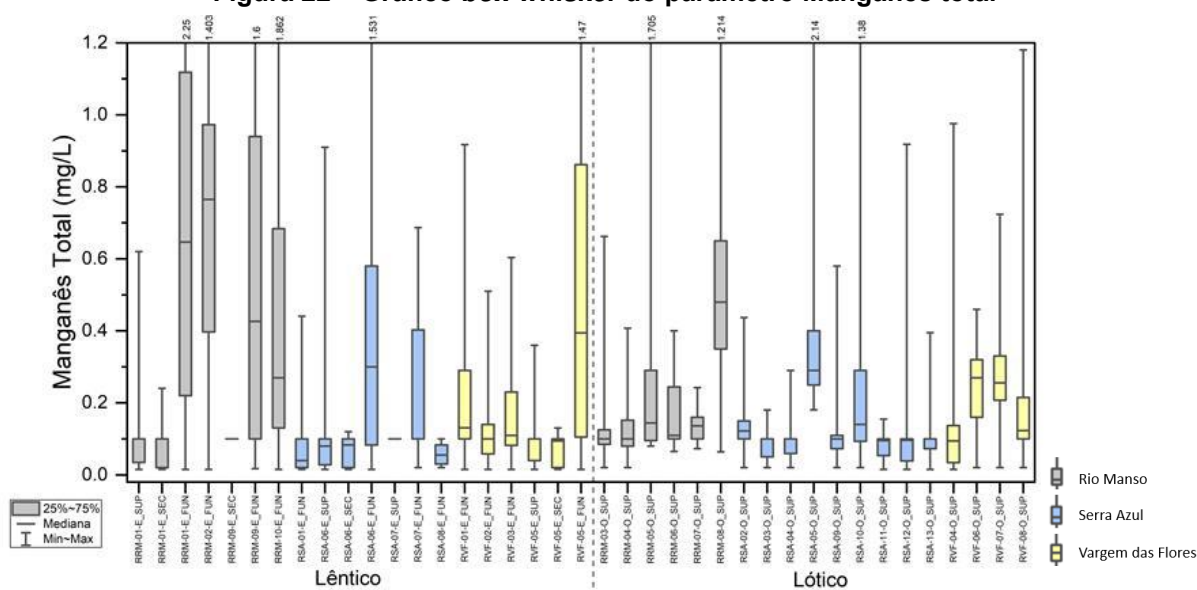
Além da ocorrência natural, destacam-se as atividades industriais e de mineração de ferro desenvolvidas na região do médio Paraopeba, que podem contribuir para a elevação e variabilidade das concentrações deste metal nos mananciais estudados.

Figura 21 – Gráfico *box-whisker* do parâmetro Ferro dissolvido



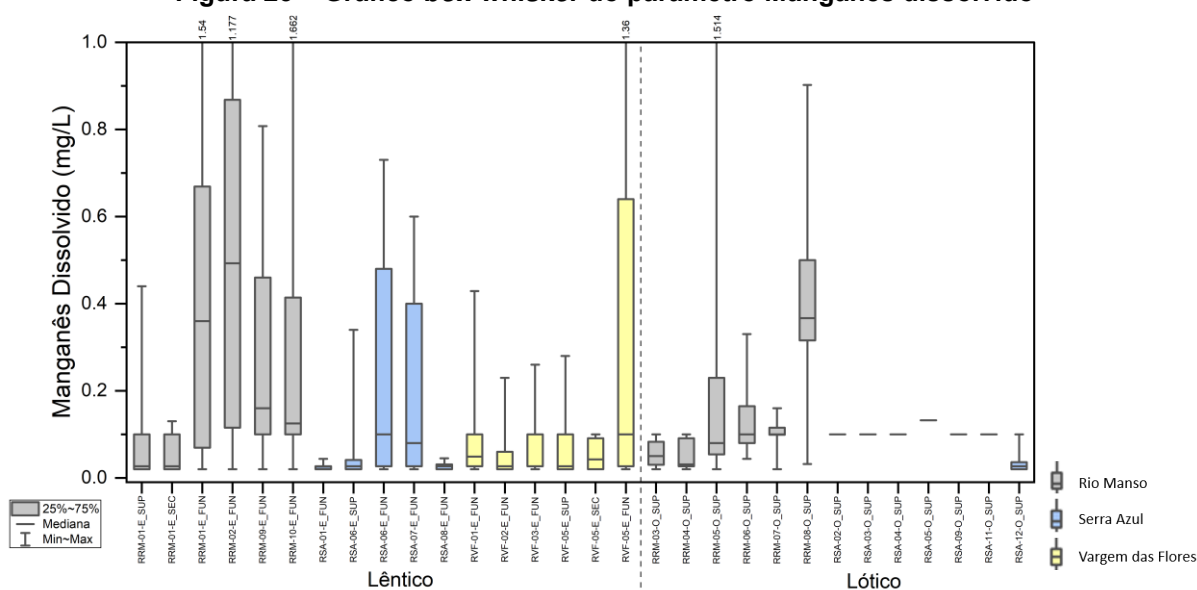
Para Mn total (Figura 22), nota-se comportamento similar ao Ferro total, com grande variabilidade das concentrações ao longo dos tributários e cursos d'água a jusante das bacias de contribuição dos três mananciais analisados. Entretanto, para Mn Total, as maiores concentrações medianas ocorreram nas estações RVF-06-O-SUP e RVF-07-O-SUP (córrego Água Suja e ribeirão Betim, contribuintes do reservatório Vargem das Flores), RSA-05-O-SUP e RSA-10-O-SUP (córregos Estiva e Potreiro, contribuintes do reservatório Serra Azul) e RRM-08-O-SUP (córrego Grande). Nessas estações mais de 75% dos resultados ultrapassaram o VMP (0,1 mg/L para águas classe I e II). Ao se considerar as estações localizadas no interior dos reservatórios (ambiente lêntico), notam-se concentrações mais reduzidas para as coletas na profundidade superfície e Secchi (mais de 75% dos resultados abaixo do VMP), para as quais não houve diferença estatística significativa entre as estações (valor-p do teste de KW > 0,05). Porém, as concentrações foram significativamente superiores nas estações com coleta na profundidade fundo, especialmente nas estações RRM-01-E-FUN e RRM-02-E-FUN (valor-p do teste de KW < 0,05) localizadas no reservatório rio Manso, sendo essas as mais profundas.

Figura 22 – Gráfico *box-whisker* do parâmetro Manganês total



Para o parâmetro Mn dissolvido (Figura 23), é possível notar maior variabilidade das concentrações ao longo dos tributários do reservatório Rio Manso, com concentrações significativamente superiores (valor-p do teste de KW < 0,05), especialmente na estação RRM-08-O-SUP. Por outro lado, para as estações inseridas em ambiente lótico do manancial Serra Azul, não houve variabilidade, enquanto que para o manancial Vargem das Flores não foram disponibilizados dados de monitoramento para este parâmetro. Já para as estações inseridas nos reservatórios (ambiente lântico), com exceção das estações das torres de tomada d'água, o monitoramento deste parâmetro ocorreu apenas no fundo, destacando-se concentrações significativamente mais elevadas (valor-p do teste de KW < 0,05) para àquelas inseridas no reservatório rio Manso, em locais mais profundos.

Figura 23 – Gráfico *box-whisker* do parâmetro Manganês dissolvido



Assim como o parâmetro Ferro, o parâmetro Manganês faz parte da constituição geoquímica local, além de ser disponibilizado no meio pelas atividades de mineração que ocorrem na bacia (COSTA *et al.*, 2017). Conforme apontado em estudo de Pacheco *et al.* (2022), os minérios metálicos explorados na Bacia do Rio Paraopeba, nomeadamente minérios de ferro e manganês, originaram-se da presença de rochas ricas nessas substâncias. O intemperismo das rochas gerou solos enriquecidos por esses metais, que por meio da erosão e transporte de sedimentos devido ao escoamento superficial são carregados para os cursos d'água.

No fundo dos reservatórios, as condições de pH e oxigênio mais reduzidos, conforme discutido, favorecem a disponibilização deste metal para a coluna d'água, justificando as concentrações mais elevadas no fundo, especialmente nas estações das torres de tomada d'água (RRM-01-E; RSA-06-E e RVF-05-E), localizadas mais próximas aos barramentos em locais mais profundos. Nestes casos, é importante ressaltar que a torre de tomada d'água permite a captação da água bruta em diferentes profundidades, visando a obtenção de uma água de melhor qualidade, com menor interferência de metais e fitoplâncton (ocasião de florações), por exemplo.

Os outros dois metais considerados na avaliação espacial, Potássio (Figura 24) e Sódio (Figura 25), apresentaram também elevada variabilidade (dada pela amplitude interquartil), bem como diferença estatística significativa das concentrações entre as

estações localizadas tanto em ambiente lântico (dentro dos reservatórios) quanto lótico (tributários e cursos d'água a jusante dos barramentos) (valor-p do teste de KW $< 0,05$). Em ambos os ambientes, as concentrações foram significativamente superiores nas estações de monitoramento do manancial Vargem das Flores, corroborando os resultados do parâmetro sólidos dissolvidos, discutido anteriormente, e condutividade elétrica, discutido a seguir. Esses parâmetros não possuem limites estabelecidos na legislação estadual e nacional vigente para qualidade de águas superficiais. Ainda assim, podem denotar pior qualidade da água no manancial Vargem das Flores, decorrente principalmente do lançamento de efluentes e do maior adensamento urbano no entorno.

Figura 24 – Gráfico *box-whisker* do parâmetro Potássio

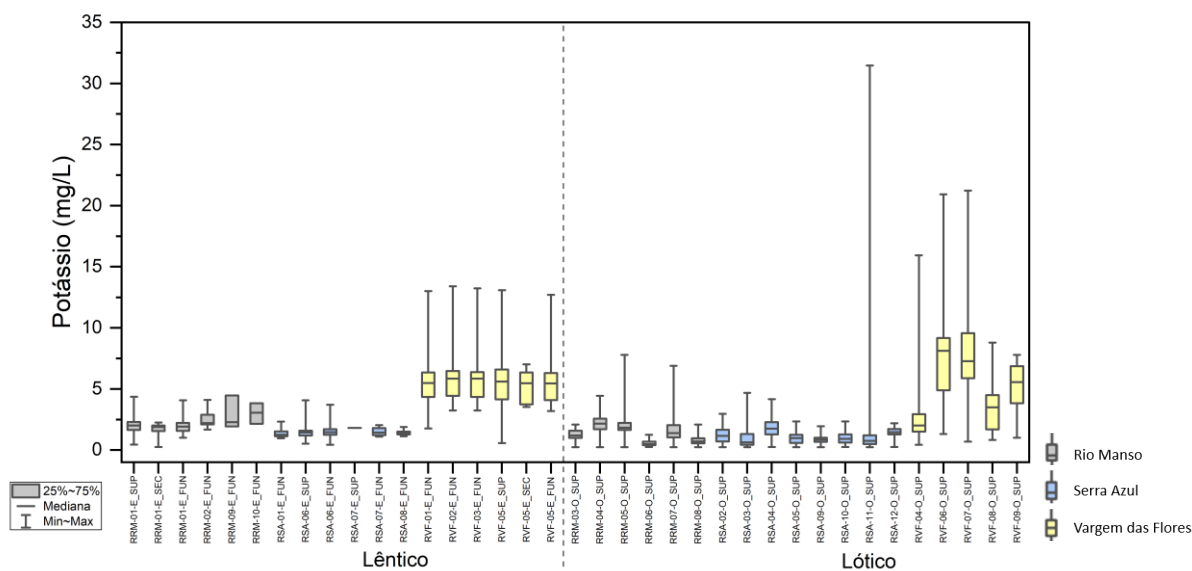
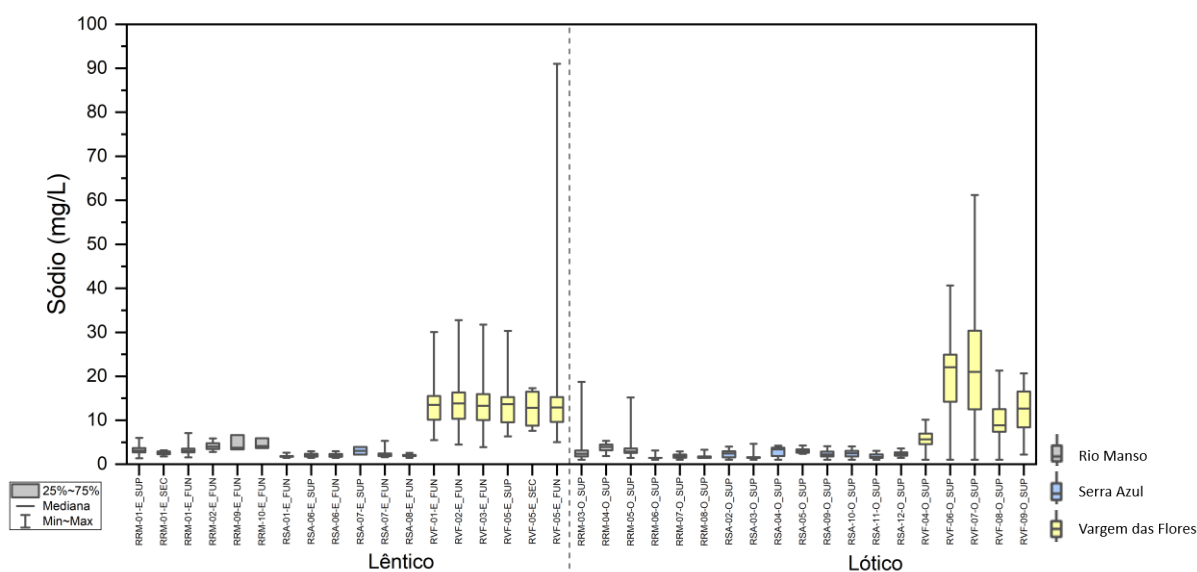
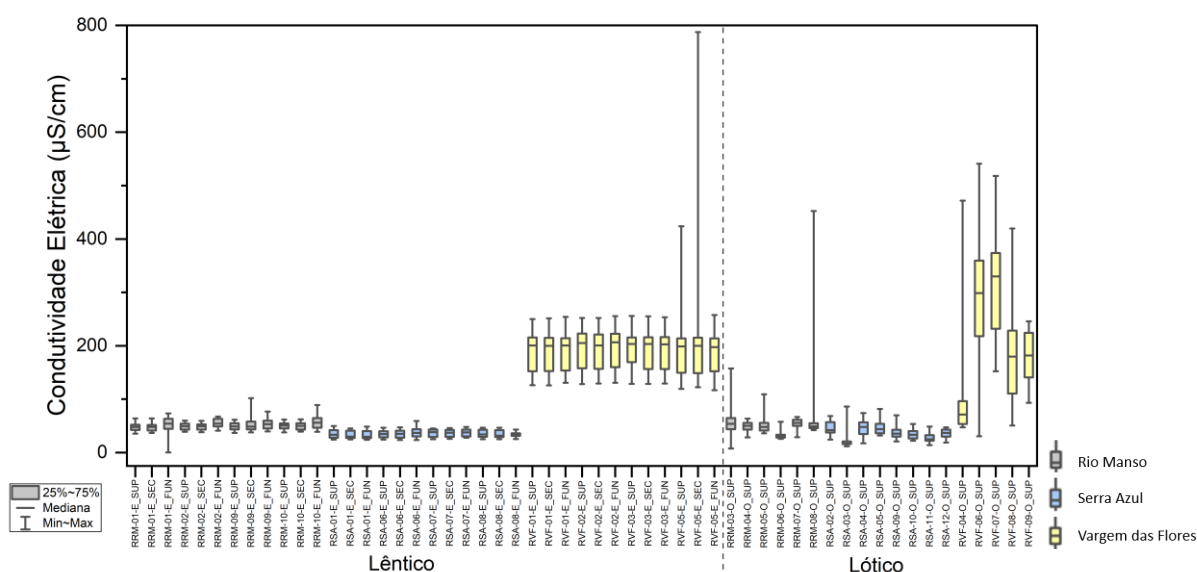


Figura 25 – Gráfico *box-whisker* do parâmetro Sódio



Considerando o parâmetro condutividade elétrica, a condição mais degradada do manancial Vargem das Flores é corroborada (Figura 26). Tanto para o ambiente lêntico quanto para o lótico, os resultados de condutividade elétrica foram significativamente mais elevados (valor-p do teste de KW < 0,05) para as estações do manancial Vargem das Flores. Este manancial em específico está localizado próximo ao perímetro urbano de Betim, o que pode justificar o aumento da condutividade nas estações de monitoramento. A legislação nacional (CONAMA 357/2005) e a estadual (COPAM/CERH-MG nº08/2022), não estabelecem limites para o parâmetro condutividade. Entretanto, a condutividade indica a quantidade de sais existentes na coluna d'água e, portanto, representa uma medida indireta da concentração de poluentes. Em geral, níveis superiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ podem indicar ambientes impactados (CETESB, 2021). Além disso, mais atenção deve ser dada ao contexto de uso da terra, especialmente para os processos de urbanização na bacia a montante.

Figura 26 – Gráfico *box-whisker* do parâmetro Condutividade elétrica



Ao se analisar os parâmetros que caracterizam a presença de matéria orgânica nos mananciais analisados, foi possível notar concentrações significativamente superiores tanto de DBO quanto de DQO (valor-p do teste de KW < 0,05) nos tributários do reservatório Vargem das Flores (Figura 27 e Figura 28, respectivamente), especialmente nos cursos d'água Córrego Água Suja e Ribeirão Betim, monitorados nas estações RVF-06-O-SUP e RVF-07-O-SUP, respectivamente. Todas as estações monitoradas em ambiente lótico na área de drenagem do reservatório Vargem das Flores apresentaram concentrações medianas de DBO acima do VMP estabelecido para águas classe 1 (3 mg/L), correspondente a classe de enquadramento dos cursos d'água deste manancial. Este resultado reforça a pior qualidade da água nesses cursos d'água, com o lançamento de efluentes domésticos caracterizando a principal fonte de pressão atuante na região e com potencial para deteriorar a qualidade ambiental do reservatório Vargem das Flores. Para as estações de monitoramento localizadas no interior dos três reservatórios estudados, não houve diferença estatística significativa das concentrações de DBO e DQO para as profundidades de coleta superfície e Secchi (valor-p do teste de KW > 0,05), evidenciando o perfil vertical da coluna d'água.

Figura 27 – Gráfico *box-whisker* do parâmetro DBO

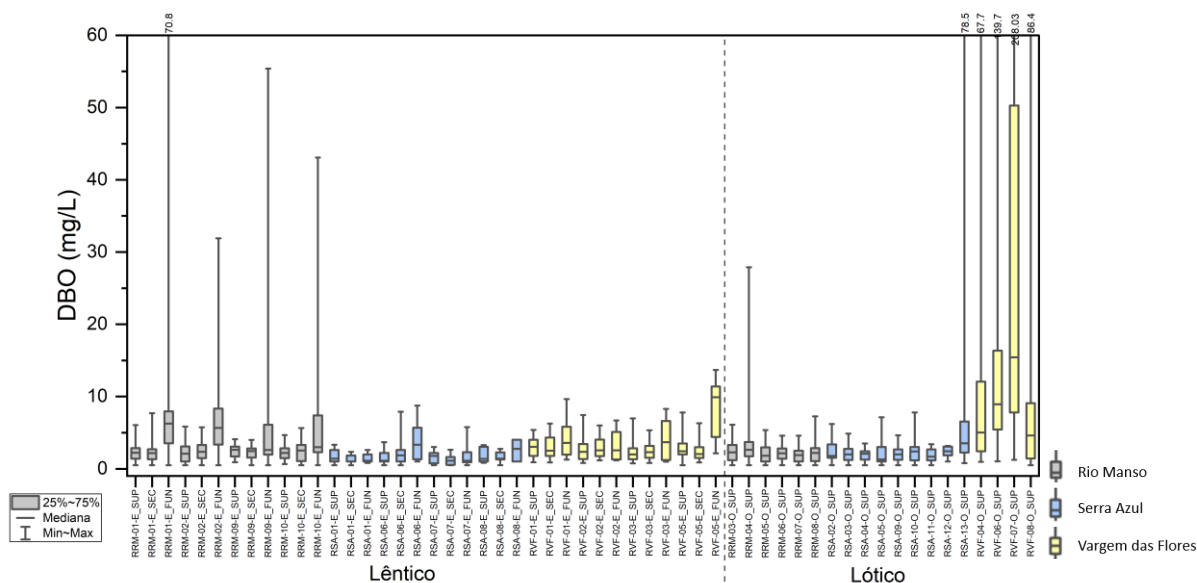
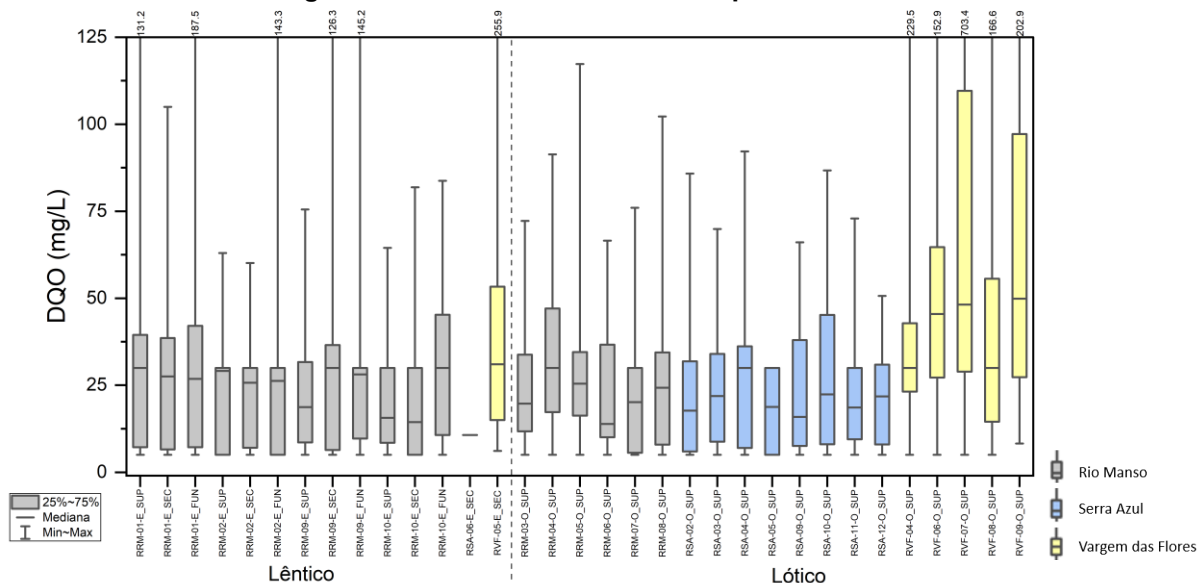


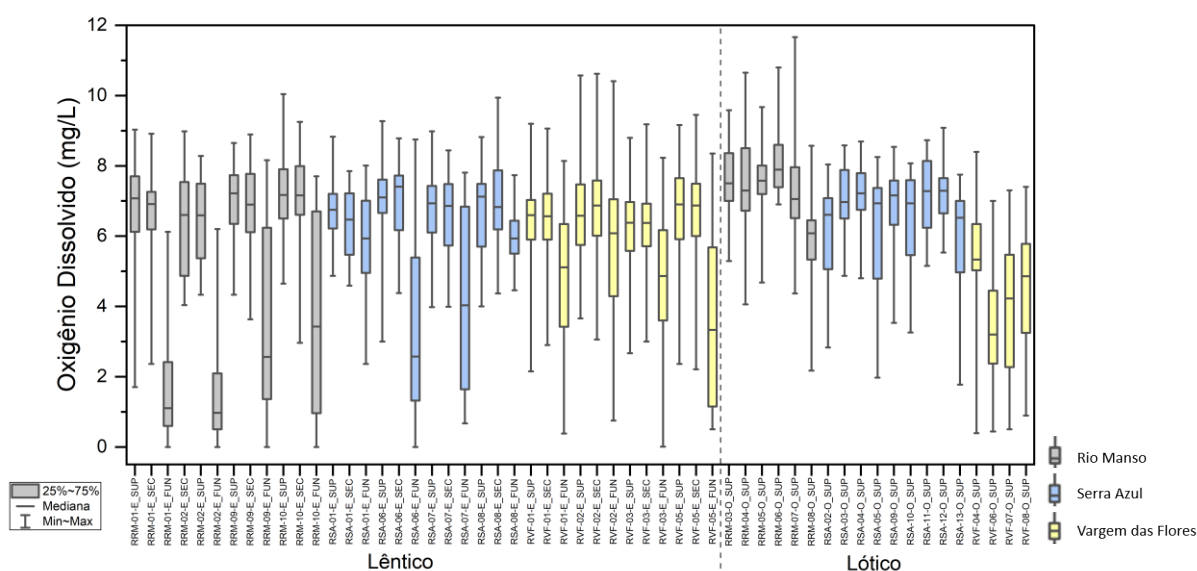
Figura 28 – Gráfico *box-whisker* do parâmetro DQO



O principal problema decorrente do aumento das concentrações de matéria orgânica no corpo de água, em função principalmente do lançamento de efluentes domésticos, é a redução das concentrações de oxigênio na água, devido ao consumo pelos microrganismos nos seus processos metabólicos de utilização e estabilização da matéria orgânica. O decréscimo da concentração de oxigênio dissolvido no meio, tem diversas implicações do ponto de vista ambiental, destacando-se o comprometimento da vida aquática e da qualidade da água (von SPERLING, 2014). Para este parâmetro, conforme pode ser visto na Figura 29, as concentrações foram significativamente

inferiores (valor-p do teste de KW) em todas as estações dos afluentes do reservatório de Vargem das Flores (ambiente lótico), as quais apresentaram medianas em desconformidade com a legislação (valores de OD acima de 6 mg/L para águas Classe 1), caracterizando uma qualidade de água mais deteriorada nesses locais.

Figura 29 – Gráfico *box-whisker* do parâmetro Oxigênio dissolvido

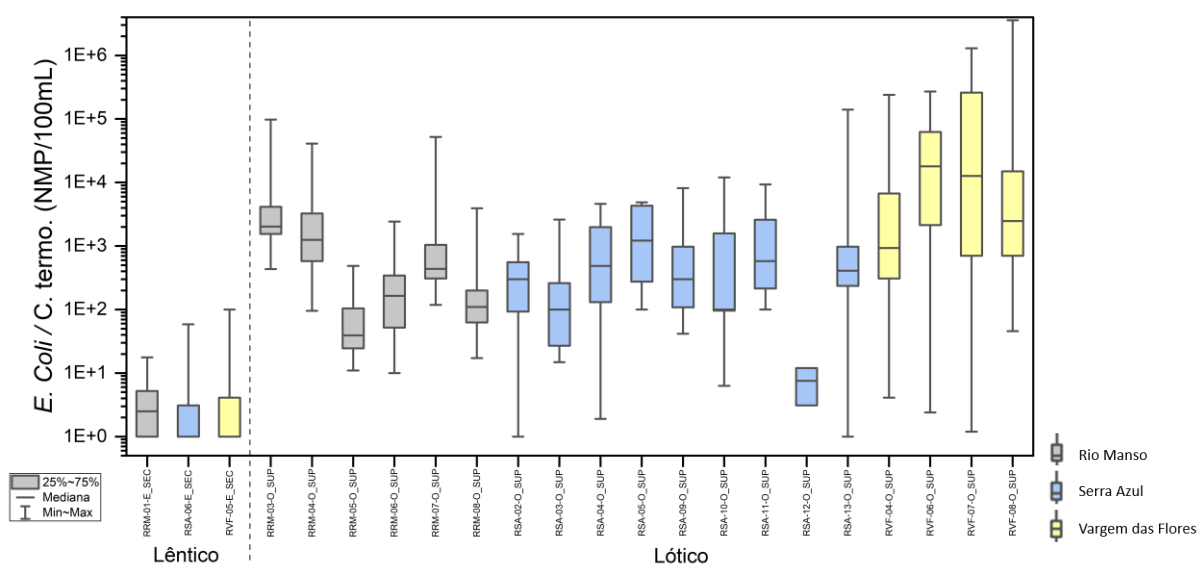


Já para as estações inseridas no interior dos reservatórios (ambiente lêntico), as águas apresentaram-se bem oxigenadas, com valores medianos entre 6 e 8 mg/L nas profundidades superfície e Secchi, para as quais não houve diferença estatística significativa entre as estações (valor p do teste de KW > 0,05). Já para a profundidade fundo, conforme esperado, as concentrações de oxigênio dissolvido foram mais reduzidas, com valores medianos variando em torno de 1 a 6 mg/L. Nesta profundidade, houve diferença estatística significativa (valor-p do teste de KW < 0,05) entre as estações de monitoramento, com concentrações mais reduzidas nas estações da torre de tomada de cada reservatório, caracteriza pela maior profundidade. Ademais, destaca-se menores concentrações no fundo das estações inseridas no reservatório Rio Manso, especialmente nas estações RRM-01-E-FUN e RRM-02-E-FUN (concentrações medianas em torno de 1mg/L), se comparadas as estações inseridas nos outros dois reservatórios, o que é justificável pelo maior volume e profundidade do reservatório Rio Manso.

Outro parâmetro relacionado ao lançamento de efluentes domésticos e que se apresentou elevado na bacia de contribuição do reservatório Vargem das Flores, foi o

indicador de contaminação fecal *E.coli/C.termo* (Figura 30), destacando-se novamente concentrações medianas significativamente mais elevadas (valor-p do teste de KW < 0,05) para as estações RVF-06-O-SUP e RVF-07-O-SUP, inseridas nos afluentes Córrego Água Suja e Ribeirão Betim – município de Betim. Mais de 75% dos resultados de monitoramento de *E.coli/C.termo* dos afluentes do reservatório Vargem das Flores, ultrapassaram o VMP estabelecido pela legislação (200 NMP/100mL). Para o manancial rio Manso, as concentrações de *E.coli/C.termo* foram mais elevadas nas estações RRM-03-O-SUP, RRM-04-O-SUP e RRM-07-O-SUP correspondentes aos tributários rio Veloso, rio Manso e córrego Lamas, respectivamente. Nessas estações, mais de 75% dos resultados também ultrapassaram o VMP, ressaltando mais uma vez a problemática do lançamento de efluentes domésticos não tratados ou tratados de forma insuficiente para a remoção deste parâmetro.

Figura 30 – Gráfico *box-whisker* do parâmetro *E.coli/C.termo*.



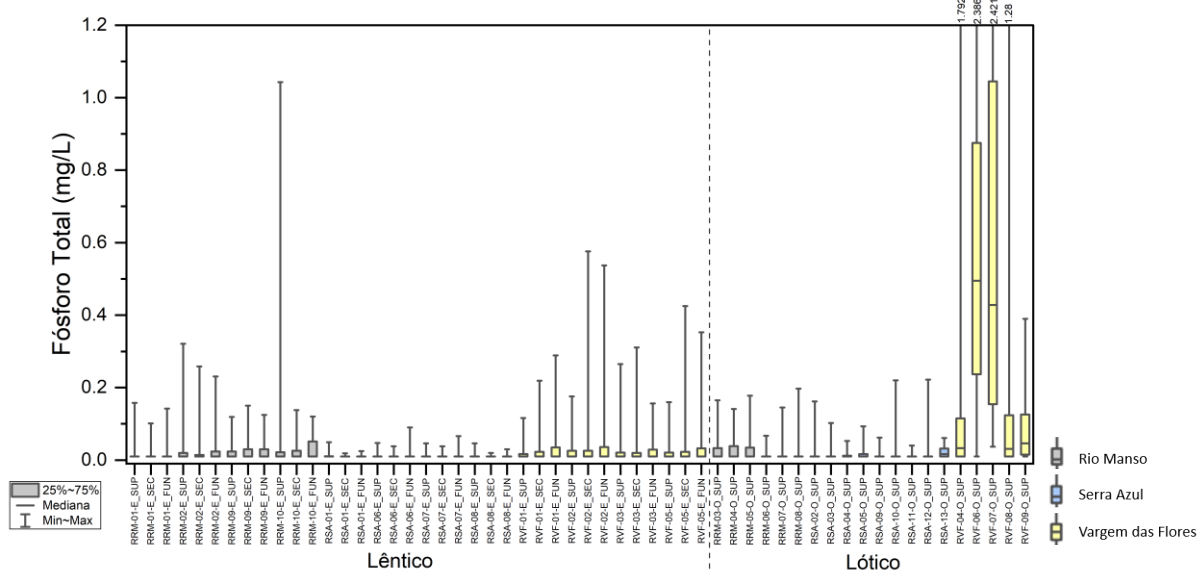
Dentre os municípios da sub-bacia do Rio Manso, em 2022, apenas Brumadinho possuía serviço de coleta e tratamento de efluentes sanitários, porém com percentual reduzido de aproximadamente 7%. Em Bonfim, Crucilândia, Itatiaiuçu e Rio Manso, 0% do efluente sanitário era tratado (SNIS, 2022). Já no manancial Serra Azul, os resultados deste parâmetro foram significativamente mais elevados nas estações RSA-05-O-SUP e RSA-11-O-SUP, localizadas nos córregos Estiva e Diogo,

respectivamente. O córrego Estiva, recebe os efluentes não tratados do município de Igarapé e deságua no córrego Diogo a montante do reservatório (ANA, 2015).

Ainda que o parâmetro *E.coli*/C.termo seja um parâmetro crítico nos tributários inseridos nas sub-bacias e na bacia do rio Paraopeba, decorrente da falta de saneamento adequado, conforme indicado neste estudo e corroborando estudos anteriores (CALAZANS *et al.*, 2018a; SOARES *et al.*, 2020 e SOARES *et al.*, 2022), para as estações inseridas no interior dos reservatórios do sistema Paraopeba, os resultados mantiveram-se reduzidos e não superaram o VMP (200 NMP/100mL), indicando boa qualidade da água em relação à contaminação fecal. Importante ressaltar que o monitoramento deste parâmetro no interior dos reservatórios ocorreu apenas nas estações da torre de tomada, especificamente na profundidade Secchi (conforme indicado na Tabela 1 do Apêndice A). Para essas estações, não houve diferenças significativas entre os resultados de *E.coli*/C.termo registrados (valor-p do teste de KW > 0,05).

Em termos de nutrientes, para Fósforo total (Figura 31) houve diferenças significativas nas concentrações registradas nas estações de monitoramento, tanto em ambiente lótico (tributários e cursos d'água a jusante) quanto em ambiente lêntico (dentro dos reservatórios) (valor-p do teste de KW < 0,05). No ambiente lótico, nota-se maior variabilidade bem como concentrações significativamente superiores nos tributários do Vargem das Flores, especialmente nas estações RVF-06-O-SUP e RVF-07-O-SUP, inseridas no Córrego Água Suja e Ribeirão Betim, respectivamente. Esses cursos d'água também se destacaram com concentrações mais elevadas para outros parâmetros, conforme explorado anteriormente. Tal fato indica esses cursos d'água como principais contribuintes para a deterioração da qualidade da água do reservatório Vargem das Flores. Essa condição registrada em ambos cursos d' água também foi encontrada no estudo desenvolvido por Soares (2021), sobre a qualidade da água das sub-bacias dos reservatórios do sistema Paraopeba, e reforça a principal fonte de pressão atuante neste manancial, sendo ela a urbanização e consequente lançamento de efluentes domésticos não tratados ou tratados de forma insuficientes na sub-bacia de contribuição.

Figura 31 – Gráfico *box-whisker* do parâmetro Fósforo total



Apesar das elevadas contribuições de fósforo oriunda dos afluentes, nota-se para as estações inseridas no interior dos reservatórios baixa variabilidade das concentrações de P total (amplitude interquartil reduzida), bem como prevalência de mais de 75% dos dados abaixo de 0,02 mg/L (VMP para ambientes lênticos classe I). Para a profundidade de coleta superfície, não houve diferença estatística significativa entre as estações inseridas nos três reservatórios. Já para as profundidades Secchi e fundo, as concentrações foram significativamente maiores nas estações do reservatório Vargem das Flores e Rio Manso se comparadas as estações do reservatório Serra Azul.

Ainda que o parâmetro fósforo total não represente um problema para os reservatórios avaliados, denotando boa qualidade da água, o processo de fertilização interna em ambientes lênticos deve ser considerado ao avaliar a qualidade da água, visto que, dependendo da qualidade dos sedimentos, a distribuição de substâncias por toda a coluna d'água pode ser observada no momento da desestratificação. Nutrientes, especialmente fósforo, que é relativamente facilmente adsorvido e desorvido de partículas de sedimento, se destacam neste caso. Assim, sedimentos podem atuar como um dreno ou fonte de fósforo na água, reduzindo ou aumentando os impactos da eutrofização (LI *et al.*, 2019). Ressalta-se que os dados fornecidos para este estudo não permitiram analisar a dinâmica vertical do reservatório, incluindo os processos de

estratificação e desestratificação da coluna d'água. Do mesmo modo, não foram disponibilizados dados de qualidade de sedimentos.

Para nitrogênio amoniacal (Figura 32), houve diferença estatística significativa entre as estações de monitoramento, inseridas tanto em ambiente lótico quanto lântico, destacando-se valores significativamente superiores (valor-p do teste de KW < 0,05) nas estações do manancial Vargem das Flores, ressaltando a condição mais impactada em relação aos demais.

Figura 32 – Gráfico *box-whisker* do parâmetro Nitrogênio Amoniacal

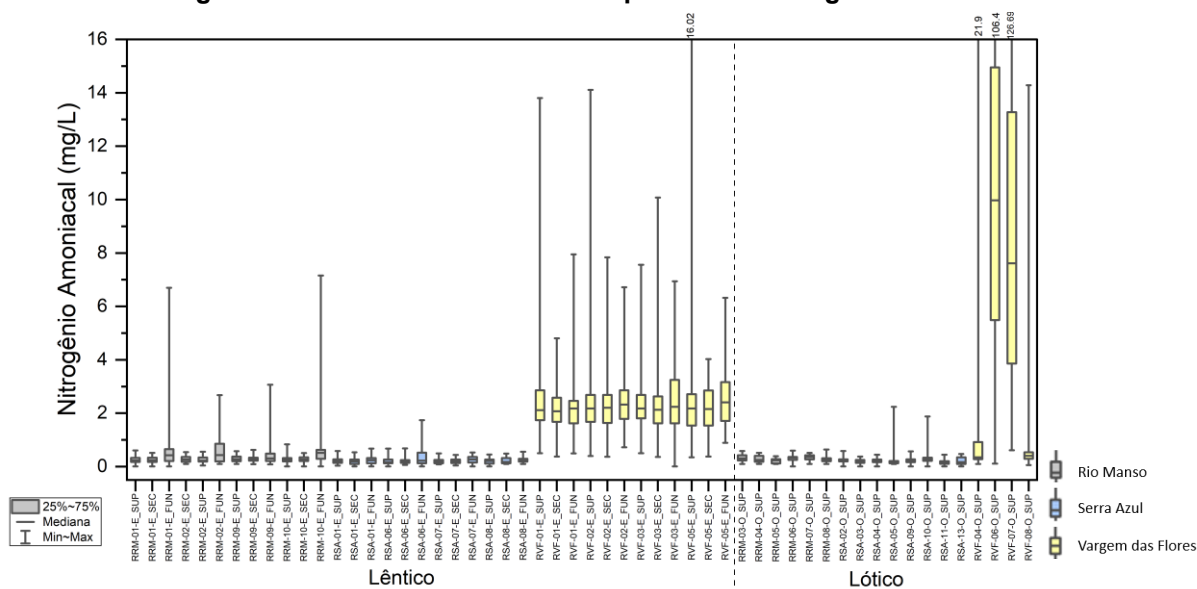
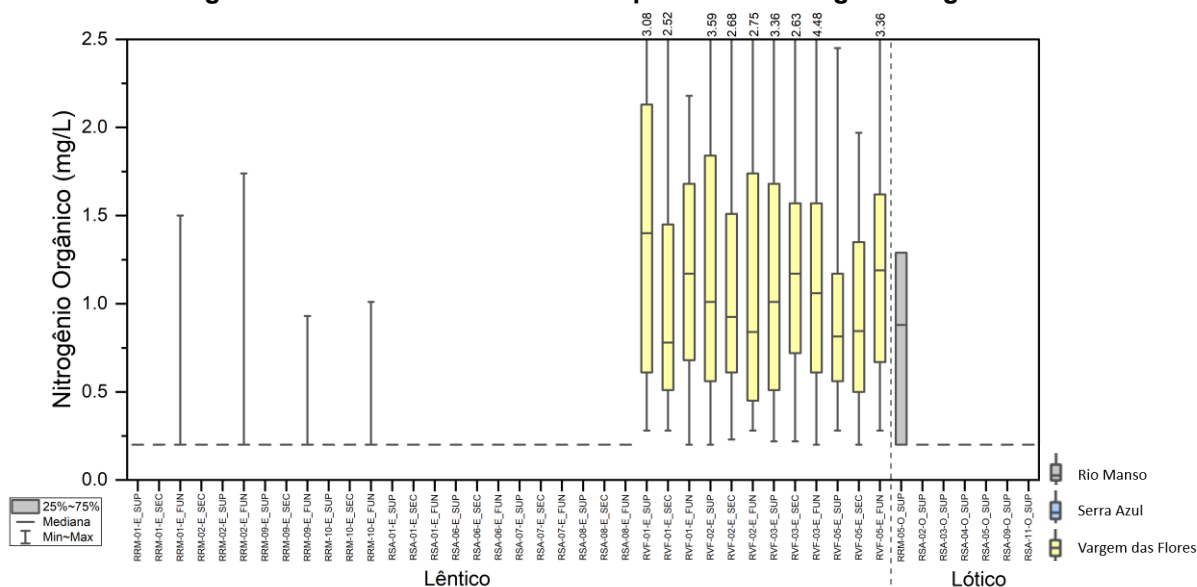


Figura 33 – Gráfico *box-whisker* do parâmetro Nitrogênio Orgânico



Para Nitrato (Figura 34), tanto em ambiente lótico quanto lêntico, houve prevalência de baixas concentrações ao se comparar com o VMP para águas classe I (10 mg/L). Para a maioria das estações, 100% dos resultados ficaram abaixo do VMP. Ainda assim, destaca-se que os tributários do reservatório Serra Azul, apresentaram concentrações de nitrato significativamente mais reduzidas (valor-p do teste de KW < 0,05) se comparado aos tributários do Rio Manso, indicando melhor qualidade de suas águas. Ao se considerar as estações inseridas no interior do reservatório (ambiente lêntico), destaca-se a estação de monitoramento RVF-05-E-SEC do reservatório Vargem das Flores, com concentrações de Nitrato significativamente superiores em relação as demais (valor-p do teste de KW < 0,05).

Para Nitrito (Figura 35), em ambiente lótico, as concentrações foram pouco variáveis (em todos os casos abaixo do VMP para classe I - 1,0 mg/l). Para as estações localizadas no interior dos reservatórios (ambiente lêntico) a variabilidade foi muito reduzida (maior parte dos resultados < LQ), impossibilitando a comparação estatística entre as estações, e todos os resultados mantiveram-se bem abaixo do VMP. Tal fato indica a condição efêmera deste parâmetro, pois é rapidamente assimilado pelos metabolismos aeróbio e anaeróbio nos ecossistemas aquáticos, conforme também identificado por Cordova (2020), justificando as baixas concentrações nos mananciais avaliados.

Figura 34 – Gráfico *box-whisker* do parâmetro Nitrato

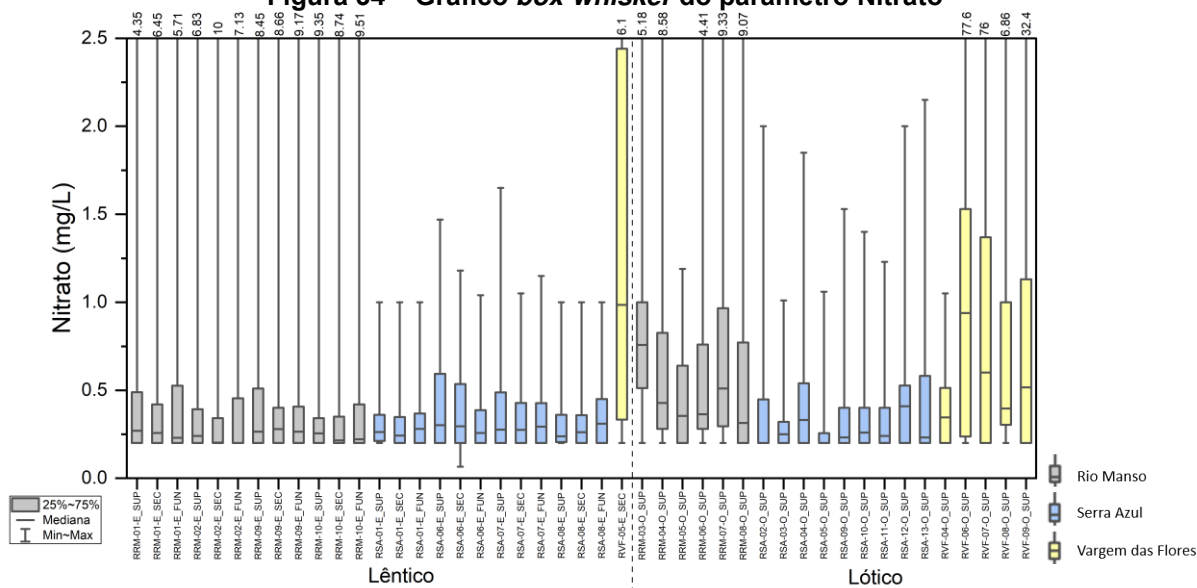
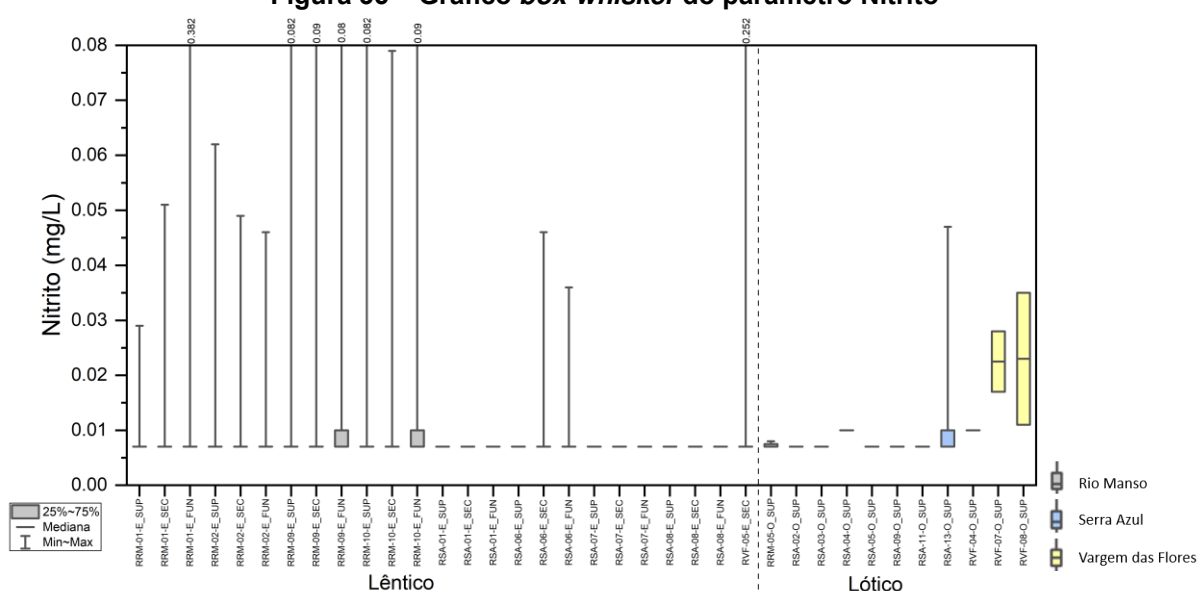


Figura 35 – Gráfico *box-whisker* do parâmetro Nitrito



Deste modo, os resultados da avaliação espacial indicaram que as estações localizadas nos tributários do manancial de abastecimento Vargem das Flores, localizado em região adensada e urbanizada, apresentaram qualidade da água mais degradada em relação aos tributários dos outros dois mananciais. Essa condição refletiu, em geral, em concentrações mais elevadas no reservatório Vargem das Flores em relação aos reservatórios Rio Manso e Serra Azul. A principal causa da degradação foi associada à maior urbanização, bem como à poluição proveniente do lançamento de efluentes domésticos. No entanto, os resultados avaliados até o momento indicam uma condição predominantemente boa para a qualidade da água

dos reservatórios avaliados, principalmente para o reservatório Serra Azul, com a maior parte dos resultados abaixo dos respectivos limites estabelecidos pela legislação e em acordo com a literatura pertinente. Ademais, cabe destacar que para a maioria dos parâmetros os resultados da profundidade fundo foram superiores em relação as coletas nas profundidades superfície e Secchi, em função provavelmente de condições redutoras (pH e OD mais reduzidos), tipicamente observadas em ambientes lênticos tropicais, especialmente em condições de estratificação (condição não estudada no presente estudo, em função dos dados disponibilizados).

5.1.3.2 Análise estatística temporal

Para a avaliação da existência de tendência temporal significativa, seja de elevação ou de redução, para os mesmos parâmetros avaliados na análise estatística espacial, foi aplicado o teste de tendência temporal de Mann-Kendall ou Mann-Kendall adaptado pelo método Hamed Hao (caso tenha sido identificada autocorrelação nos dados), considerando os diferentes tipos de ambiente, para cada estação e profundidade de coleta. O compilado das análises de autocorrelação, dos valores-p do teste de tendência aplicado e dos valores de tau de Kendall da análise de tendência temporal são apresentados no Apêndice E.

A maioria das séries históricas dos parâmetros analisados não apresentaram autocorrelação, o que pode ser justificado pela falta de padrão na frequência de monitoramento. Quando existe um maior espaçamento temporal entre as amostragens, por exemplo trimestral ou semestral, geralmente não se verifica a presença de autocorrelação na série de dados (BERTHOUEX e BROWN, 2002; CHRISTOFARO; LEÃO, 2009). Deste modo, para a maior parte dos dados analisados foi aplicado o teste de Mann- Kendall sem adaptação. Na Tabela 12, é apresentado um resumo dos resultados da análise de tendência temporal.

Tabela 12 - Resumo dos resultados da análise de tendência temporal para os mesmos parâmetros considerados na análise espacial

Estação_profundidade	Ací.T	CE	Cor	DBO	DQO	E.Coli	C.Termo.	Fe T	Fe D	PT	Mn T	MnD	N-NO3-	N-NO2-	N. Am.	N. Org.	OD	pH	K	Na	SDT	SST	ST	Turb.
RRM-01-E_SUP	-	↑	-	↓	-		NA	-	-	↑	↑	↑	↓	↑	-	não varia	-	↑	↑	↑	-	-	-	-
RRM-01-E_SEC	-	↑	-	-	-		-	-	-	↑	-	↑	↓	↑	↓	não varia	-	↑	↑	-	-	-	-	-
RRM-01-E_FUN	↑	↑	↑	-	-		NA	↑	↑	↑	↑	↑	↓	↑	-	↑	↓	↑	↑	↑	-	-	↑	-
RRM-02-E_SUP	-	↑	-	↓	-		NA	NA	NA	↑	NA	NA	-	↑	↓	NA	-	↑	NA	NA	-	-	-	-
RRM-02-E_SEC	-	↑	-	↓	-		NA	NA	NA	↑	NA	NA	↓	↑	-	NA	-	↑	NA	NA	-	-	↑	-
RRM-02-E_FUN	-	↑	↑	-	-		NA	-	↑	↑	-	-	-	↑	-	↑	-	↑	-	-	-	-	-	-
RRM-03-O_SUP	-	↑	-	-	-		-	-	-	↑	-	↑	-	NA	↓	NA	-	↑	↑	↑	-	-	-	-
RRM-04-O_SUP	-	↑	-	-	-		-	-	-	↑	-	↑	-	NA	-	NA	-	↑	↑	↑	-	-	-	-
RRM-05-O_SUP	-	↑	-	-	-		-	-	-	↑	↑	-	-	-	-	-	-	-	↑	↑	-	-	-	-
RRM-06-O_SUP	-	↑	-	-	-		-	-	-	-	-	-	-	NA	-	NA	-	-	↑	-	-	-	-	-
RRM-07-O_SUP	-	↑	↑	-	-		-	-	-	↑	-	-	-	NA	↓	NA	-	↑	-	↑	-	-	-	-
RRM-08-O_SUP	↑	↑	-	-	-		-	↑	-	↑	-	-	-	NA	↓	NA	↓	-	↑	↑	-	-	-	-
RRM-09-E_SUP	-	↑	-	-	-		NA	NA	NA	↑	NA	NA	↓	↑	↓	NA	-	↑	NA	NA	-	-	↑	-
RRM-09-E_SEC	-	↑	-	-	-		NA	NA	NA	↑	NA	NA	↓	↑	↓	NA	-	↑	NA	NA	↑	-	↑	-
RRM-09-E_FUN	-	↑	-	-	-		NA	-	-	↑	-	-	↓	↑	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
RRM-10-E_SUP	-	↑	-	-	-		NA	NA	NA	↑	NA	NA	-	↑	↓	NA	-	↑	NA	NA	-	-	-	-
RRM-10-E_SEC	-	↑	-	-	-		NA	NA	NA	↑	NA	NA	-	↑	-	NA	-	-	NA	NA	-	-	-	-
RRM-10-E_FUN	-	-	-	-	-		NA	↑	↑	↑	-	-	↓	↑	-	↑	-	-	-	-	↑	-	↑	↑
RSA-01-E_SUP	-	↑	-	-	NA		NA	NA	NA	↑	NA	NA	-	NA	-	NA	-	↑	NA	NA	-	-	-	-
RSA-01-E_SEC	-	↑	-	-	NA		NA	NA	NA	-	NA	NA	-	NA	-	NA	↓	↑	NA	NA	-	-	-	-
RSA-01-E_FUN	-	↑	-	-	NA		NA	-	↑	-	↑	↑	-	NA	-	NA	-	-	↑	↑	-	-	-	-
RSA-02-O_SUP	-	↑	-	-	-		↓	-	-	↑	↑	NA	-	NA	-	NA	-	↑	-	↑	-	-	-	-
RSA-03-O_SUP	-	↑	-	-	-		-	-	-	↑	↑	NA	-	NA	-	NA	-	↑	↑	↑	-	-	-	-
RSA-04-O_SUP	-	-	-	-	-		-	-	-	↑	↑	NA	-	NA	-	NA	-	↑	-	↑	-	-	-	-
RSA-05-O_SUP	-	-	-	-	-		-	-	-	-	↓	NA	-	NA	-	NA	-	-	-	-	-	↓	-	-
RSA-06-E_SUP	↑	↑	↓	-	NA		NA	-	↑	-	↑	↑	-	NA	-	NA	-	↑	↑	↑	-	-	-	-
RSA-06-E_SEC	-	↑	-	-	NA		↓	NA	-	-	-	NA	↑	-	-	NA	-	↑	NA	NA	-	-	-	-
RSA-06-E_FUN	-	↑	-	↓	NA		NA	-	-	-	-	-	-	-	-	NA	-	↑	↑	↑	-	-	-	-

Estação_profundidade	Ac.T	CE	Cor	DBO	DQO	E.Coli/	C.Termo.	Fe T	Fe D	PT	Mn T	MnD	N-NO3-	N-NO2-	N. Amo.	N. Org.	OD	pH	K	Na	SDT	SST	ST	Turb.
RSA-07-E_SUP	-	↑	-	↓	NA	NA		NA	NA	-	NA	NA	-	NA	-	NA	-	↑	NA	NA	-	-	-	-
RSA-07-E_SEC	-	↑	-	-	NA	NA		NA	NA	-	NA	NA	-	NA	-	NA	-	-	NA	NA	-	-	-	-
RSA-07-E_FUN	-	↑	-	-	NA	NA		-	-	-	-	-	-	NA	-	NA	-	-	↑	↑	-	-	-	-
RSA-08-E_SUP	↑	↑	-	-	NA	NA		NA	NA	-	NA	NA	-	NA	-	NA	-	↑	NA	NA	-	-	-	-
RSA-08-E_SEC	-	↑	↓	-	NA	NA		NA	NA	-	NA	NA	-	NA	-	NA	-	↑	NA	NA	-	-	-	-
RSA-08-E_FUN	-	↑	-	-	NA	NA		-	-	-	↑	↑	-	NA	-	NA	-	-	↑	↑	-	-	-	-
RSA-09-O_SUP	-	↑	-	-	-	-		-	-	↑	↑	NA	-	NA	-	NA	-	↑	-	↑	-	↓	-	↓
RSA-10-O_SUP	-	↑	-	-	-	-		↑	-	-	-	NA	↓	NA	-	NA	↓	↑	-	↑	-	-	-	↓
RSA-11-O_SUP	-	↑	-	-	-	-		-	-	↑	↑	NA	-	NA	-	NA	-	-	-	↑	-	↓	-	↓
RSA-12-O_SUP	-	↑	-	-	-	NA		↑	-	-	↑	↑	-	NA	NA	NA	-	-	↑	↑	-	-	-	-
RSA-13-O_SUP	NA	NA	NA	-	NA	↑		-	-	-	-	NA	-	-	-	NA	-	-	NA	NA	-	NA	-	-
RVF-01-E_SUP	-	↑	↓	-	NA	NA		NA	NA	↑	NA	NA	NA	NA	↓	-	-	↑	NA	NA	↑	-	↑	-
RVF-01-E_SEC	↑	↑	↓	-	NA	NA		NA	NA	↑	NA	NA	NA	NA	-	-	-	-	NA	NA	↑	-	↑	-
RVF-01-E_FUN	-	↑	-	-	NA	NA		-	-	↑	-	-	NA	NA	-	-	-	-	↑	↑	↑	-	↑	-
RVF-02-E_SUP	-	↑	-	↓	NA	NA		NA	NA	↑	NA	NA	NA	NA	-	-	-	-	NA	NA	↑	-	↑	-
RVF-02-E_SEC	-	↑	↓	-	NA	NA		NA	NA	↑	NA	NA	NA	NA	-	↑	-	-	NA	NA	-	-	↑	↑
RVF-02-E_FUN	-	↑	-	-	NA	NA		-	↑	↑	↑	↑	NA	NA	-	↑	-	-	↑	↑	↑	-	↑	-
RVF-03-E_SUP	-	↑	↓	-	NA	NA		NA	NA	↑	NA	NA	NA	NA	-	↑	-	-	NA	NA	↑	-	↑	-
RVF-03-E_SEC	-	↑	-	-	NA	NA		NA	NA	↑	NA	NA	NA	NA	-	-	-	-	NA	NA	↑	-	↑	-
RVF-03-E_FUN	-	↑	-	-	NA	NA		-	↑	↑	-	-	NA	NA	↓	-	-	-	↑	↑	↑	-	-	-
RVF-04-O_SUP	-	↑	-	-	-	-		-	-	↑	↑	NA	-	NA	-	NA	-	-	↑	-	-	-	-	-
RVF-05-E_SUP	-	↑	↑	-	NA	NA		-	↑	↑	↑	↑	NA	NA	↓	-	-	↑	↑	↑	↑	-	↑	-
RVF-05-E_SEC	-	↑	↑	-	-	-		-	↑	↑	-	↑	-	-	↓	-	-	↑	↑	↑	↑	-	↑	-
RVF-05-E_FUN	-	↑	-	-	NA	NA		-	-	↑	-	-	NA	NA	-	-	-	↑	-	↑	-	-	↑	-
RVF-06-O_SUP	-	↑	-	-	-	-		-	↑	-	-	NA	-	NA	-	NA	-	-	-	-	↑	-	-	-
RVF-07-O_SUP	-	-	↑	-	-	↑		-	-	-	↑	NA	-	NA	-	NA	-	-	-	-	-	-	-	-
RVF-08-O_SUP	-	↑	-	-	-	-		-	-	↑	-	NA	-	NA	-	NA	-	↑	↑	↑	↑	↓	↑	-
RVF-09-O_SUP	-	↑	-	NA	-	NA		NA	NA	-	NA	NA	-	NA	NA	NA	NA	-	↑	-	-	NA	NA	-

(-) = sem tendência; (↓) = tendência significativa de redução; (↑) = tendência significativa de elevação; NA: não aplicável - sem dados disponíveis para o teste

Para os parâmetros analisados, houve predomínio de ausência de tendência significativa de elevação ou de redução, indicando, em geral, condição de estabilidade dos teores. Destaca-se, neste caso, o parâmetro DQO para o qual não houve em nenhuma estação indicativo de tendência temporal significativa. Para os parâmetros Acidez total, OD, SST e Turbidez, os resultados de mais de 90% das estações indicaram ausência de tendência. E para os parâmetros Cor, DBO, *E.coli*/C.termo, Fe D, Fe T, Mn D, Mn T, N-NO₃⁻, N.amon., N.org., SDT e ST, mais de 50% dos resultados não indicaram tendência significativa, conforme apresentado na Tabela 12.

Em termos de tendência significativa de elevação, dos 23 parâmetros analisados, apenas para DBO, DQO, N.Amon., SST e OD não houve indicativo em nenhuma estação (Tabela 12). Os maiores percentuais de tendência significativa de elevação ocorreram para os parâmetros Condutividade elétrica (92,73%), Fósforo total (66,07%), Nitrito (70,59%), pH (53,57%) Potássio (63,89%) e Sódio (72,22%). Apesar da prevalência de concentrações reduzidas dos parâmetros nos mananciais avaliados, e em grande parte inferiores aos limites legais, conforme discutido nos itens anteriores, o resultado de tendência positiva para alguns parâmetros, especialmente Fósforo total e Condutividade elétrica, é um indicativo de degradação da qualidade das águas. Provavelmente esta condição está atrelada a expansão da área urbana (discutida no item 5.3) no entorno das sub-bacias dos mananciais de abastecimento, resultando em aporte de efluentes. Isso desperta um alerta para a proteção dos reservatórios e áreas do entorno, com investimento em saneamento básico e gestão sustentável dos usos da terra na sub-bacia de drenagem, visando mitigar o aporte, principalmente, de nutrientes para o interior dos cursos d'água.

Já em termos de redução, dos 23 parâmetros analisados, apenas nove (Cor, DBO, *E.coli*/C.termo., Mn T, N-NO₃⁻, N.Amon., Turb., SST e OD) apresentaram tendência significativa negativa (Tabela 12), mas em geral, com percentuais inferiores a 10% ao se considerar as estações analisadas. Importante destacar, o indicativo de redução significativa para Oxigênio dissolvido, ainda que em baixo percentual, sugerindo a direção de degradação dos mananciais analisados.

Ao se considerar as estações de monitoramento e as respectivas profundidades de coleta, nota-se prevalência de ausência de tendência temporal. Com exceção das

estações RRM-01-E-FUN, RRM-09-E-SEC, RVF-01-E-SUP, RVF-02-E-FUN e RVF-05-E-SUP, para as demais estações mais de 50% dos resultados dos parâmetros avaliados não indicaram tendência temporal significativa (Tabela 12). Os maiores percentuais de ausência de tendência ocorreram para as estações localizadas nos tributários e no interior do reservatório do manancial Serra Azul, indicando maior estabilidade na qualidade da água deste manancial em relação aos outros dois avaliados.

Em termos de tendência positiva, os maiores percentuais foram registrados nas estações do manancial Vargem das Flores, especialmente para aquelas localizadas no interior do reservatório, destacando-se as estações RVF-02-E-FUN e RVF-05-E-SUP com mais de 50% dos resultados indicando tendência significativa de elevação, além da estação RRM-01-E-FUN (63,64%), relacionada as coletas de fundo da estação da torre de tomada do reservatório Rio Manso (estação mais profunda). Por outro lado, em termos de redução, os maiores percentuais de tendência significativa foram em torno de 15%, em duas estações inseridas no reservatório Rio Manso (RRM-02-E e RRM-09-E – para profundidades sup. e Secchi), uma estação inserida em tributário do reservatório Serra Azul (RSA-10-O, para coleta em superfície) e uma estação inserida no reservatório Vargem das Flores (RVF-01-E, para coleta em superfície) (Tabela 12).

5.2 Avaliação dos dados de biomonitoramento

Neste item são apresentados e discutidos os resultados do biomonitoramento das comunidades planctônicas nos reservatórios Rio Manso, Serra Azul e Vargem das Flores. Para isso, foram considerados os dados de monitoramento na profundidade Secchi para as quatro estações inseridas em cada um dos reservatórios, sendo elas: RRM-01-E, RRM-02-E, RRM-09-E e RRM-10-E (reservatório Rio Manso); RSA-01-E, RSA-06-E, RSA-07-E e RSA-08-E (reservatório Serra Azul) e RVF-01-E, RVF-02-E, RVF-03-E e RVF-05-E (reservatório Vargem das Flores). Dentre essas, as estações RRM-01-E, RSA-06-E e RVF-05-E situam-se próximas à torre de tomada de água bruta e ao barramento, na região mais profunda dos reservatórios. Para o reservatório Rio Manso os dados disponibilizados e analisados referem-se a um período maior de monitoramento (1989 a 2020), enquanto que para os outros dois reservatórios o período de monitoramento é compreendido entre os anos 2010 e 2020. Os resultados

deste item foram apresentados e discutidos separadamente para cada um dos reservatórios.

Devido ao banco de dados mais robusto do manancial reservatório Rio Manso, foram publicados dois artigos referentes a este manancial. O primeiro artigo (BARROSO *et al.*, 2024 – APÊNDICE H) teve como objetivo avaliar a integridade ambiental do reservatório Rio Manso, por meio da avaliação integrada de parâmetros físico-químicos de qualidade da água, metais e indicadores microbiológicos de contaminação fecal usando ferramentas estatísticas e índices de qualidade da água, juntamente com a avaliação de dados de biomonitoramento e de cobertura e uso da terra. Neste artigo foram avaliados os dados referentes ao período de 2010 a 2020 para as estações 377-sec (correspondente a RRM-01-E), 378-sec (correspondente a RRM-02-E), 432-sec (correspondente a RRM-09-E) e 433-sec (correspondente a RRM-10-E). Além disso, também foram analisados os dados disponibilizados para a estação 381-sur (correspondente a estação RRM-05-O), sendo esta estação localizada a jusante do barramento e, portanto, sendo um ponto de controle sobre a influência do reservatório na qualidade da água a jusante. Assim, maiores detalhes sobre as comunidades bióticas do reservatório Rio Manso, bem como da condição da qualidade de suas águas entre os anos 2010 e 2020, podem ser encontradas neste artigo.

No segundo artigo (BARROSO, GOMES e OLIVEIRA, 2025 – APÊNDICE H), o banco de dados avaliado abarcou uma série histórica de monitoramento mais extensa (de 1989 até o ano 2020) e teve como objetivo principal avaliar a qualidade da água do reservatório Rio Manso por meio da dinâmica das comunidades planctônicas. Esse banco de dados foi disponibilizado depois da publicação do primeiro artigo. A avaliação deste segundo banco de dados possibilitou uma análise mais robusta da evolução espacial e temporal dos parâmetros avaliados, bem como o emprego de ferramentas estatísticas multivariadas, possibilitando observar alterações nas comunidades bióticas, até então não exploradas e observadas no primeiro artigo. Além disso, neste artigo foram explorados parâmetros que não haviam sido disponibilizados ainda no momento da elaboração do artigo anterior, como clorofila-*a*, o que permitiu aplicar o índice de estado trófico considerando clorofila-*a*, além do fósforo total (já abordado no primeiro artigo).

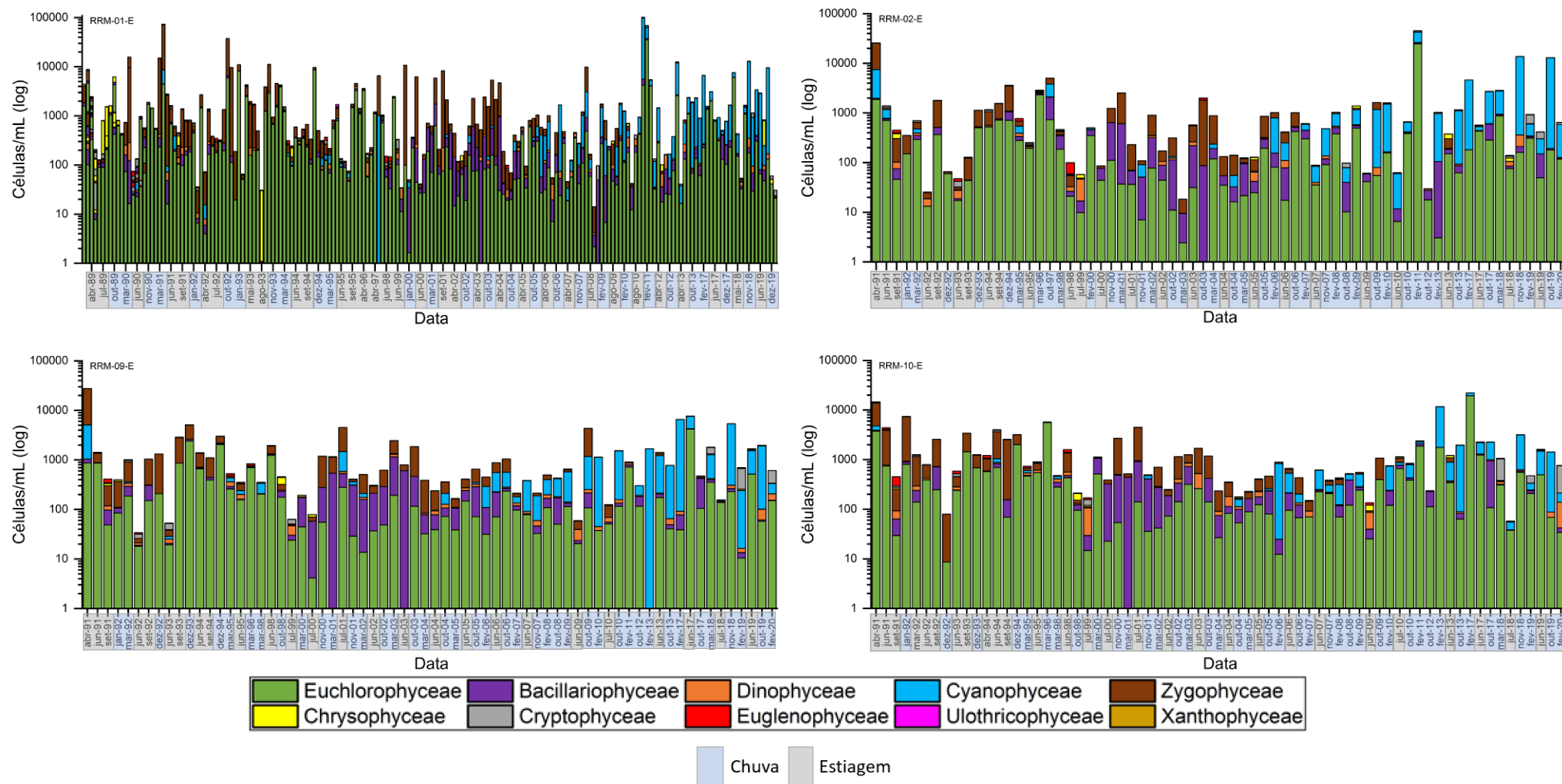
5.2.1 Composição do fitoplâncton no reservatório Rio Manso

No reservatório Rio Manso ocorreram 10 classes de fitoplâncton (Bacillariophyceae, Chrysophyceae, Cryptophyceae, Cyanophyceae, Dinophyceae, Euchlorophyceae, Euglenophyceae, Ulothricophyceae, Xanthophyceae e ¹Zygophyceae) – Figura 36, indicando a existência de condições de qualidade da água boa para manter organismos com diferentes características adaptativas, conforme evidenciado na avaliação dos parâmetros físico-químicos. As classes Euchlorophyceae, Zygophyceae e Dinophyceae foram registradas mais vezes ao longo do monitoramento, mas em termos quantitativos (nº de células quantificadas), as classes Euchlorophyceae, Cyanophyceae e Zygophyceae (Zygnematophyceae) predominaram (Tabela F1 – Apêndice F; Figura 36).

A classe Euchlorophyceae refere-se às algas verdes e é considerada um dos grupos mais abundantes e que apresenta o maior número de espécies planctônicas nas águas continentais do Brasil (RODRIGUES, SANT'ANNA e TUCCI, 2010). Clorofíceas são encontradas em abundância em lagos que possuem intensidade de luz suficiente (DEMBOWSKA, MIESZCZANKIN e NAPIÓRKOWSKI, 2018) e com altos teores de nutrientes. Zygophyceae (Zygnematophyceae), também é uma classe de algas verdes, dentro da divisão Charophyta, com grande relevância ecológica e evolutiva, por ser o grupo mais próximo das plantas terrestres. São tipicamente encontradas em ambientes de água doce como lagos, lagoas, pântanos e canais com águas estagnadas ou lentas (WANG *et al.*, 2020). Muitas espécies de Zygophyceae ocorrem principalmente em ambientes oligotróficos e mesotróficos (da SILVA, 2016).

¹ O nome da classe Zygophyceae foi alterado para Zygnematophyceae.

Figura 36 – Distribuição das classes de fitoplâncton quantificadas nas estações de monitoramento inseridas no reservatório Rio Manso



Já a classe Dinophyceae, inclui os dinoflagelados (MANIGANDAN *et al.*, 2024) que desempenham um papel crucial nos ecossistemas aquáticos e têm características distintas que os tornam únicos dentro do fitoplâncton, como existência de flagelos e alternância entre fotossíntese e heterotrofia, dependendo das condições ambientais. Muitas espécies na classe Dinophyceae formam cistos para sobreviver a condições desfavoráveis. Essa habilidade contribui para sua alta abundância em certos ambientes aquáticos (BROSNAHAN *et al.*, 2020). Além disso, altas concentrações de nutrientes nas águas podem alterar indiretamente a composição do fitoplâncton, incluindo a mudança das espécies dominantes de diatomáceas (Bacillariophyceae) para dinoflagelados (Dinophyceae) (SONG *et al.*, 2022). Entretanto, neste trabalho, a classe Dinophyceae apesar de ser a terceira mais frequente, em termos de frequência de ocorrência, em relação as 10 classes reportadas, não predominou em termos de abundância (nº de células quantificadas) ao longo do monitoramento.

Em termos de abundância (nº células/mL), as classes Euchlorophyceae, Cyanophyceae e Zygothryx se destacaram. A maior abundância de Cyanophyceae pode estar atrelada as características das cianobactérias que fornecem vantagem competitiva distinta sobre o fitoplâncton eucariótico (HUISMAN *et al.*, 2018), as quais permitem sua dominância em corpos d'água sob pressão antropogênica (ESCALAS *et al.*, 2019). Uma das características únicas de vários gêneros de Cyanophyceae é que eles podem fixar nitrogênio atmosférico para crescer e se desenvolver em situações de baixas concentrações de nitrogênio (BOGARD *et al.*, 2020), além de apresentarem resistência a herbivoria (HUISMAN *et al.*, 2018). No geral, Cyanophyceae são microrganismos diversos e adaptáveis que podem prosperar em vários ambientes aquáticos (TAMBARU *et al.*, 2024).

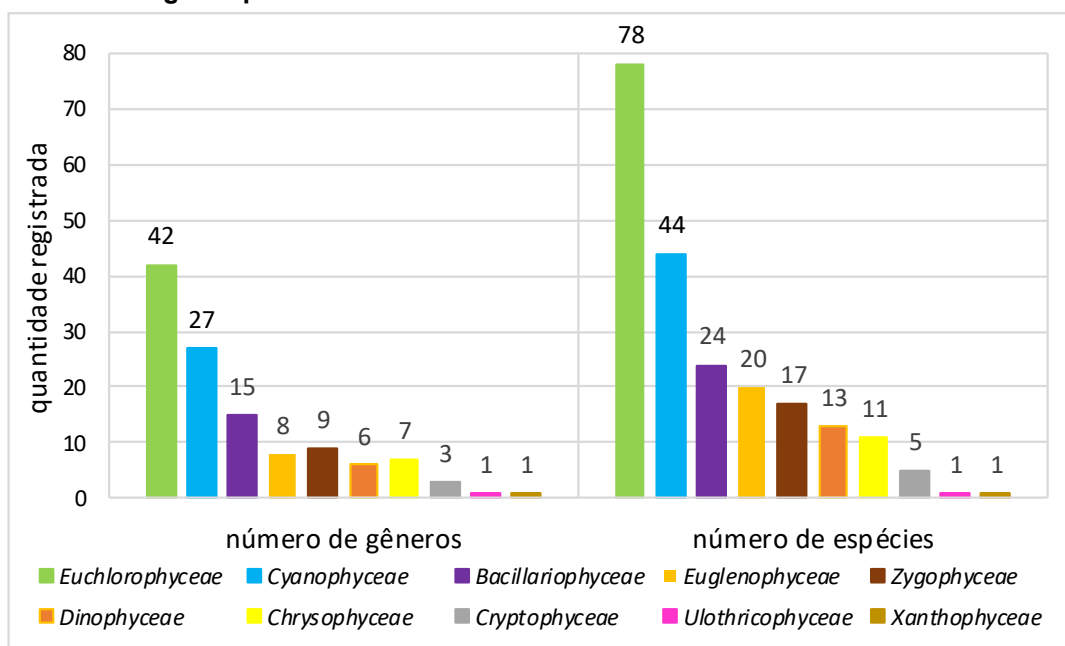
A densidade de cianobactérias foi maior nas coletas que ocorreram no período chuvoso (Figura 36), sendo este período coincidente com o verão, onde as maiores temperaturas e a possibilidade de estratificação da coluna d'água podem favorecer o crescimento desses organismos (GOMES *et al.*, 2012). Ainda assim, em geral, no reservatório Rio Manso, a densidade de cianobactérias foi baixa (menor que 10.000 células/mL), não indicando ocorrência de florações. Durante todo o período de monitoramento, em apenas seis coletas, todas na estação RRM-01-E, houve registro de densidade de cianobactérias acima de 10.000 células/mL, e destas seis, em

apenas duas a densidade foi superior a 20.000 células/mL (limite estabelecido na DN COPAM 08/2022 para águas doce classe I). Todas essas coletas mencionadas foram realizadas em meses chuvosos, durante o verão.

Em relação aos gêneros, ao longo do monitoramento foram registrados 119 gêneros de fitoplâncton, sendo a maior parte representativa das classes *Euchlorophyceae* (42) e *Cyanophyceae* (27), conforme indicado na Figura 37. Os gêneros mais frequentes (registrados mais vezes) foram *Peridinium*, *Monoraphidium* e *Staurastrum* pertencentes as classes *Dinophyceae*, *Euchlorophyceae* e *Zygophyceae*, respectivamente. Enquanto os gêneros mais abundantes (n° de células quantificadas) foram *Aphanocapsa*, *Coelastrum* e *Actinotaenium*, pertencentes as classes *Cyanophyceae*, *Euchlorophyceae* e *Zygophyceae*, respectivamente. Em termos de riqueza de espécies, a classe *Euchlorophyceae* (78 espécies) foi a mais rica, seguida por *Cyanophyceae* (44 espécies).

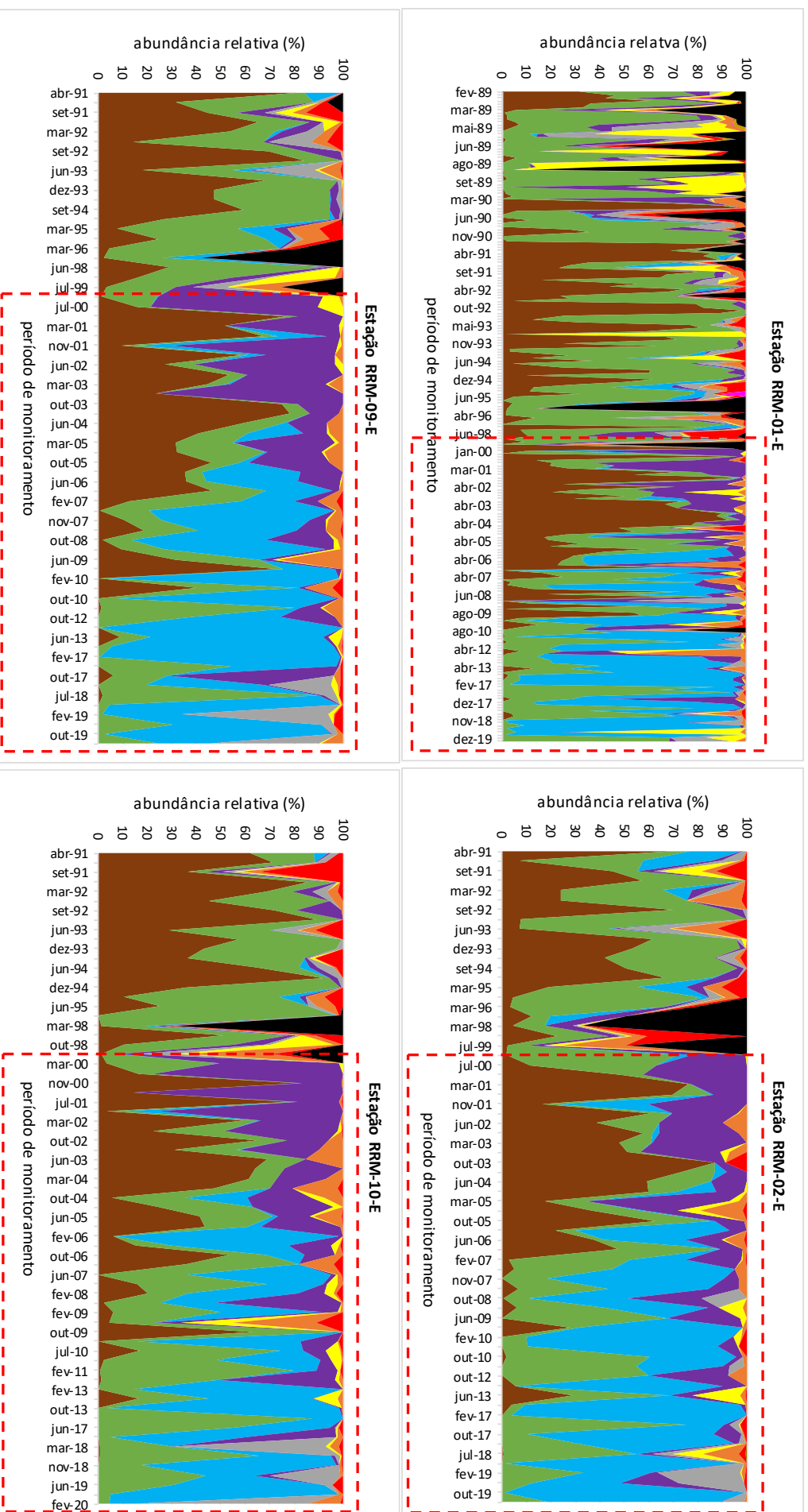
A espécie mais abundante (n° células/mL) foi *Coelastrum reticulatum*, que também faz parte da classe *Euchlorophyceae*. Especificamente, as espécies dos gêneros *Coelastrum* e *Aphanocapsa* (*Cyanophyceae*), mais abundantes no reservatório Rio Manso, parecem não ser diretamente influenciadas pelas concentrações de nitrogênio e fósforo, visto que ambos os nutrientes se mantiveram com concentrações predominantemente baixas no interior do reservatório Rio Manso, conforme demonstrado nas avaliações estatísticas dos parâmetros físico-químicos (item 5.1). Em termos de trofia, os artigos publicados por Barroso *et al.* (2024) e Barroso, Gomes e Oliveira (2025) como produto desta Tese, indicaram predominância de condições mesotróficas (considerando apenas resultados de fósforo total e a aplicação do índice de LAMPARELLI, 2004) e oligotróficas (considerando resultados de fósforo total e clorofila-a e a aplicação do índice de CUNHA, CALIJURI e LAMPARELLI, 2013), indicando que a produtividade do reservatório varia, em geral, de baixa a intermediária. Portanto, as avaliações demonstraram que o reservatório apresenta níveis aceitáveis de nutrientes, em geral, sem complicações em termos de qualidade da água.

Figura 37 – Quantificação de gêneros e espécies de cada classe fitoplanctônica registrada ao longo do período de monitoramento no reservatório do Rio Manso



Ao analisar a série temporal da distribuição do fitoplâncton do reservatório Rio Manso (Figura 38), é possível notar maior abundância relativa (%) de Zygothryceae e Euchlorophyceae até meados de 2005, quando então as classes Cyanophyceae e Euchlorophyceae se tornaram mais prevalentes. O predomínio de cianobactérias nos anos finais do período de monitoramento analisado é um indício da degradação do ambiente. Ressalta-se que, antes de Euchlorophyceae e Cyanophyceae começarem a dominar, houve um aumento da classe Bacillariophyceae, entre janeiro/2000 e março/2005, o que pode indicar que o aumento na densidade de diatomáceas e algas verdes é um alerta para a ocorrência posterior de cianobactérias no ambiente e consequente deterioração da qualidade da água, como apontado no estudo de Gomes *et al.* (2012) para o reservatório Vargem das Flores - Brasil.

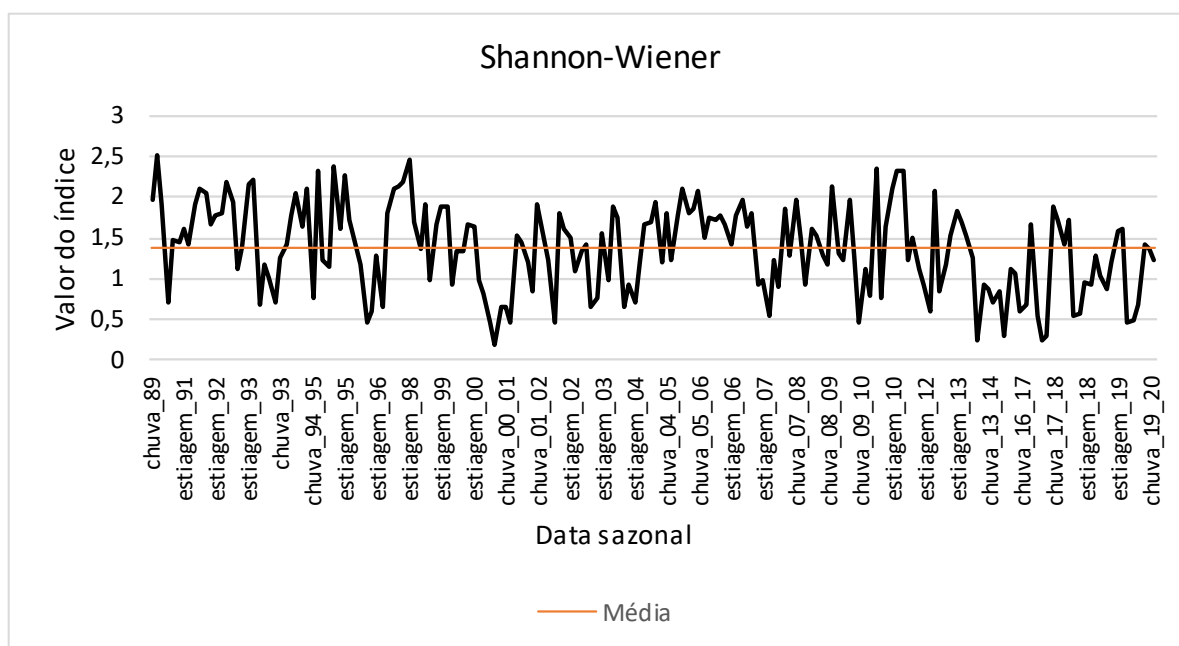
Figura 38 – Proporção de classes de fitoplâncton (abundância relativa %) encontradas nas estações de monitoramento do reservatório do Rio Manso



*Destaque em pontilhado a partir dos anos 2000, quando passa a haver uma mudança na dominância das classes fitoplânctônicas

Do mesmo modo, nota-se redução da abundância relativa de outras classes do fitoplâncton ao longo do tempo, com destaque para as classes Chrysophyceae e Euglenophyceae, indicando uma redução da diversidade. A diversidade da comunidade fitoplânctonica foi explorada no artigo desenvolvido como produto da tese (BARROSO, GOMES e OLIVEIRA, 2025 – APÊNDICE H), considerando o agrupamento dos resultados por período sazonal – ano hidrológico. O índice de diversidade de Shannon-Wiener calculado para a distribuição das espécies ao longo de todo período de monitoramento, considerando o período sazonal por ano hidrológico, apresentou valor médio de $1,37 \pm 0,53$ (Figura 39), e tendência significativa de redução ao longo do tempo (²valor-p do teste de Mann-Kendall $< 0,0001$; Tau de Kendall = $-0,195$).

Figura 39 - Variação temporal do índice de Shannon-Wiener para o fitoplâncton considerando o período sazonal por ano hidrológico ao longo do período de monitoramento no reservatório Rio Manso



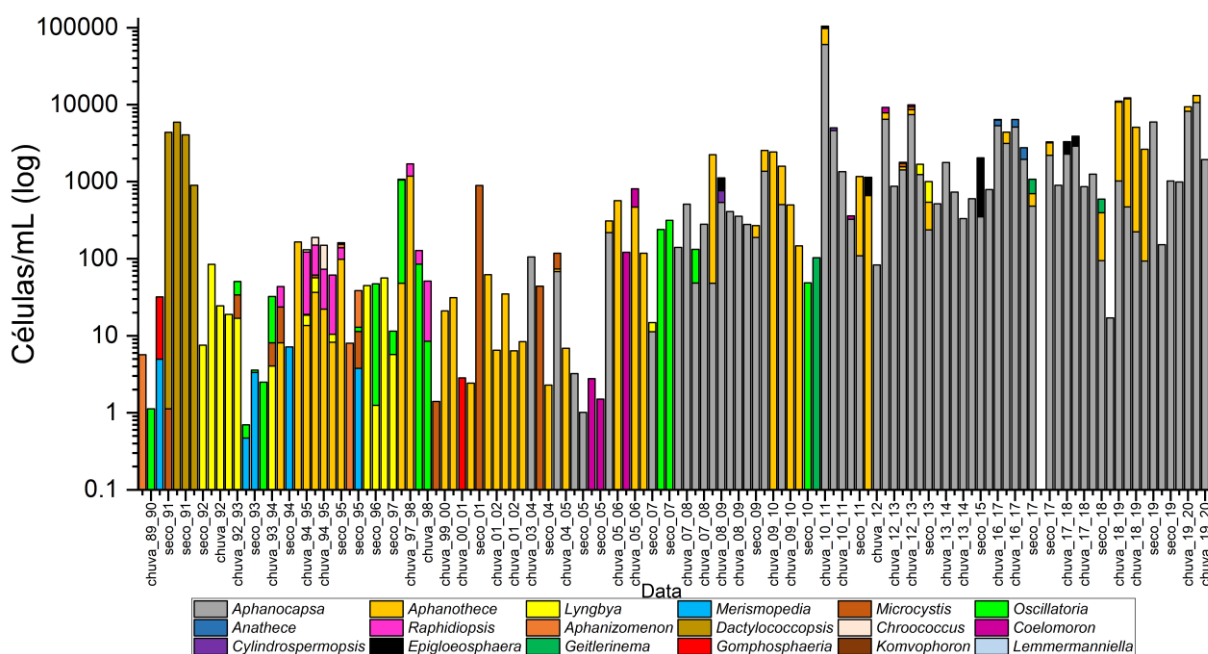
Em reservatórios, como em lagos, é difícil prever espécies dominantes e determinar claramente os eventos contributivos, que levaram precisamente à condição observada de redução da diversidade. No entanto, a redução na diversidade de espécies de fitoplâncton corrobora a indicação de degradação ambiental ao longo do tempo. Mudanças ambientais, principalmente ligadas à interferência antropogênica, têm

² Para o reservatório Rio Manso, visando verificar a existência de tendência temporal (aumento ou diminuição) nos valores calculados para o índice de diversidade, foi aplicado o teste de Mann-Kendall (MK) (Kendall, 1955; Mann, 1945) ao nível de significância de 5%.

impacto nos processos comunitários e ecossistêmicos ao alterar as relações interespecíficas nas teias alimentares (TYLIANAKIS *et al.*, 2008). A dissimilaridade da composição da comunidade diminui com o aumento das mudanças ambientais causadas pelas atividades humanas (McKINNEY, 2006), causando uma diminuição na diversidade de espécies (COOK *et al.*, 2018), com a perda de espécies raras que são fortemente dependentes do ambiente local e são sensíveis a mudanças (VAN SCHALKWYK, PRYKE e SAMWAYS, 2019).

Conforme explorado ao longo deste trabalho, durante o período de monitoramento avaliado, a qualidade da água do reservatório permaneceu boa, especialmente em termos de baixas concentrações de nutrientes, com predomínio de condições oligotróficas (BARROSO, GOMES e OLIVEIRA, 2025). No entanto, houve uma mudança na composição do fitoplâncton, bem como uma redução na diversidade. Além disso, conforme explorado no segundo artigo produzido (BARROSO, GOMES e OLIVEIRA, 2025), dentro da classe Cyanophyceae houve uma sucessão de gêneros ao longo do período estudado, com redução no número de gêneros observados e predomínio do gênero *Aphanocapsa* (picoplâncton) nos anos finais do monitoramento (Figura 40).

Figura 40 - Distribuição dos gêneros de Cyanophyceae quantificados no reservatório Rio Manso ao longo do período de monitoramento.



Em geral, a carga externa ou interna de nutrientes desempenha um papel importante na influência da comunidade fitoplanctônica em lagos. No entanto, nem todas as mudanças do fitoplâncton em lagos podem ser claramente relacionadas à disponibilidade de nutrientes, uma vez que outros fatores ambientais ou interações competitivas e tróficas também podem regular essas comunidades (REYNOLDS *et al.* 1994).

Especificamente para o reservatório Rio Manso, o parâmetro clorofila-*a* foi disponibilizado e analisado, compondo a avaliação do índice de estado trófico, conforme já discutido. Entretanto, é importante ressaltar que o índice de estado trófico por si só não é suficiente para avaliar a composição da comunidade fitoplanctônica, uma vez que o metabolismo do fitoplâncton e os aspectos fisiológicos não são considerados no índice. Neste contexto, o parâmetro clorofila-*a* usado para estimar a biomassa deve ser cuidadosamente analisado. Algumas espécies de cianobactérias podem ter teor relativamente baixo de clorofila-*a* por biovolume. Além disso, como algas e cianobactérias têm diferentes pigmentos acessórios e concentrações de clorofila-*a*, as correlações entre clorofila-*a* e densidade total do fitoplâncton são geralmente fracas. Desse modo, usar a clorofila-*a* como um indicador de biomassa pode subestimar o valor final do índice (CUNHA, CALIJURI e LAMPARELLI, 2013).

Os dados disponibilizados para elaboração da pesquisa não apresentavam resultados da biomassa do fitoplâncton e do parâmetro ficocianina, principal pigmento das cianobactérias, limitando uma avaliação mais aprofundada da comunidade fitoplanctônica e da condição ecológica dos reservatórios analisados. Neste ponto, importante ressaltar, que, em geral, os programas de monitoramento se atêm às legislações ambientais vigentes, não monitorando para além do que é exigido em termos legais, ainda que um monitoramento, por vezes, mais amplo, faça sentido. Tanto a legislação estadual (DN COPAM 08/2022) quanto a nacional (CONAMA 357/2005) estabelecem limites apenas para a densidade de cianobactérias (células/mL) e para clorofila-*a*. Do mesmo modo, a portaria de potabilidade (PORTARIA GM/MS Nº 888/2021 – BRASIL, 2021) indica também apenas o monitoramento da contagem de células de cianobactérias por mL e do parâmetro clorofila-*a*, como indicador de potencial aumento de cianobactérias, no manancial de abastecimento.

Portanto, embora os dados avaliados dos parâmetros físico-químicos não apontem para uma condição degradada na qualidade da água, a redução da diversidade e as mudanças na composição do fitoplâncton, com a presença de classes mais tolerantes a mudanças ambientais (como Cyanophyceae) é indicativo da deterioração da qualidade da água do reservatório. Em ambientes com melhor qualidade, mais espécies terão sucesso, enquanto que à medida que as condições limitantes se tornam mais severas, as espécies mais sensíveis são eliminadas e os organismos mais tolerantes predominam (REYNOLDS *et al.*, 2002), levando a uma redução na diversidade.

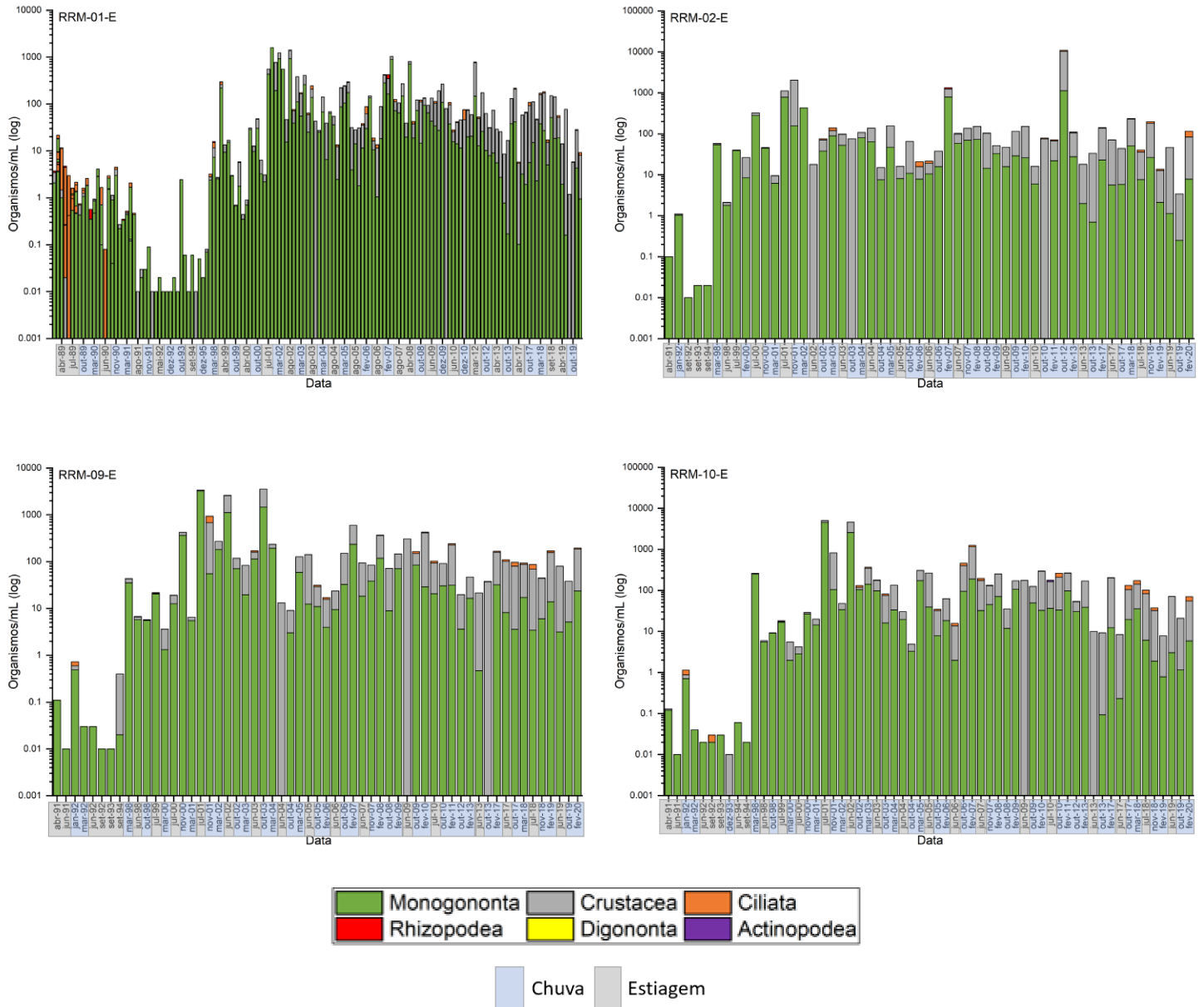
5.2.2 Composição do zooplâncton no reservatório Rio Manso

Em relação a comunidade zooplanctônica, no reservatório Rio Manso, ocorreram seis classes de zooplâncton (Ciliata, Crustacea, Digononta, Monogononta, Rhizopodea e Actinopodea) – Figura 41. Dessas, Monogononta, Crustacea, Ciliata e Rhizopodea, respectivamente, foram as mais frequentes, com ocorrência ao longo de todo o período e em todas as estações de monitoramento. A classe Actinopodea ocorreu apenas pontualmente na estação RRM-10-E, e não teve classificação a nível de gênero e espécie. As classes encontradas no reservatório pertencem aos principais grupos do zooplâncton (protozoários: Actinopodea, Ciliata e Rhizopodea; rotíferos: Digononta e Monogononta e; Arthropoda: Crustacea). Em termos de abundância (número de indivíduos quantificados), houve domínio das classes Monogononta e Crustacea (Tabela F2 – Apêndice F; Figura 41).

Os rotíferos tendem a dominar o zooplâncton em águas brasileiras (ROCHA, SENDACZ e MATSUMURA-TUNDISI, 1995; SARTORI *et al.*, 2009). O sucesso das populações de rotíferos em ambientes de água doce se deve à sua origem limnética e à sua capacidade de adaptação às mudanças nas variáveis físico-químicas da água (ALMEIDA *et al.*, 2009). Assim, a prevalência de rotíferos ao longo do monitoramento pode ser atribuída a algumas de suas características especiais, como sua alta taxa reprodutiva, reprodução assexuada frequente (MATSUMURA-TUNDISI *et al.*, 1990), capacidade de consumir diversas partículas alimentares, incluindo algas, detritos de vários tamanhos e bactérias (LOUREIRO *et al.*, 2011). Além disso, em comparação com os cladóceros e os copépodes, as espécies de rotíferos são menores em

tamanho, portanto, elas são mais dificilmente percebidas pelos predadores (VILLARUEL e CAMACHO, 2024).

Figura 41 – Distribuição das classes de zooplâncton quantificadas nas estações de monitoramento inseridas no reservatório Rio Manso

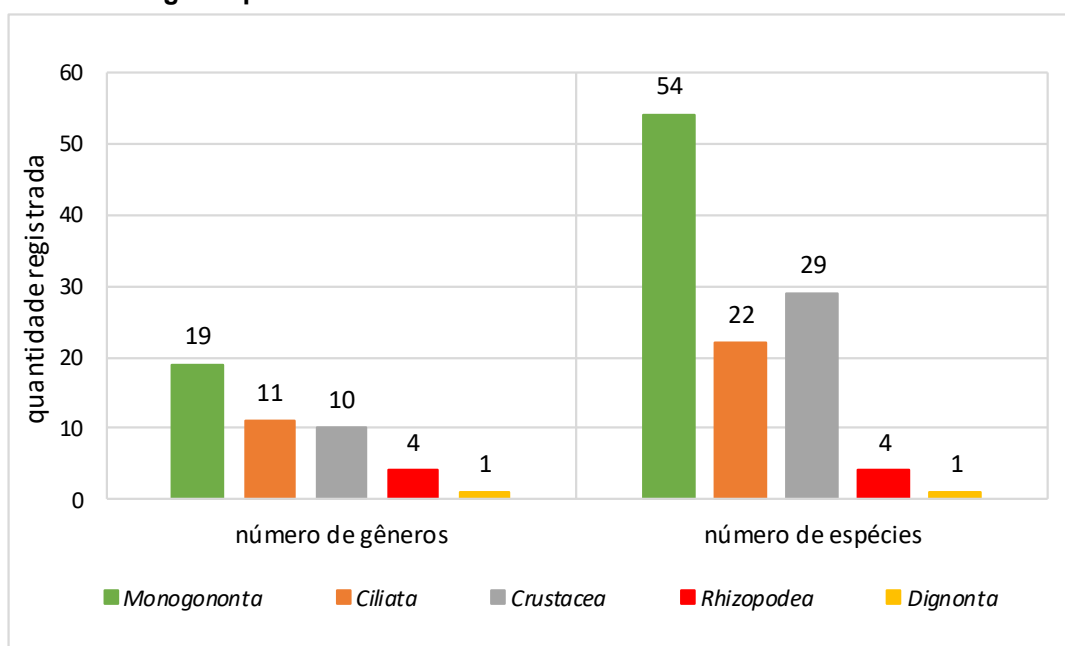


A classe Crustacea, com representantes da ordem Cladocera e subclasse Copepoda, também predomina em água doce. No ecossistema aquático, os cladóceros são um dos grupos mais importantes e que fornecem nutrição para os níveis tróficos superiores. Os cladóceros se alimentam de zooplâncton de pequeno porte, bacterioplâncton e fitoplâncton. Estes são altamente sensíveis a poluição aquática.

Deste modo, a ocorrência de cladóceros, como *Daphnia* e *Ceriodaphnia*, é um indicativo de, em geral, manutenção de boas condições de qualidade da água.

Conforme indicado na Figura 42, ao longo do monitoramento, foram registrados 45 gêneros de zooplâncton, sendo (19) pertencentes a classe de Monogononta, (11) a Ciliata, (10) a Crustacea, (4) a Rhizopodea e (1) a Dignonta. Os gêneros mais frequentes foram *Conochilus*, *Keratella* e *Polyarthra*, todos pertencentes a classe Monogononta. Em relação a riqueza de espécies, a classe Monogononta (54 espécies) foi a mais rica, seguida por Crustacea (29 espécies). Em termos de abundância (número de indivíduos/mL) o gênero *Anuraeopsis* se destacou, sendo a espécie *Anuraeopsis fissa* a mais abundante.

Figura 42 – Quantificação de gêneros e espécies de cada classe zooplanctônica registrada ao longo do período de monitoramento no reservatório do Rio Manso



A espécie *Anuraeopsis fissa* tende a dominar em águas eutrofizadas (YIN *et al.*, 2018). Alguns estudos apontam que a dominância de espécies do gênero *Anuraeopsis*, assim como do gênero *Keratella*, pode ser indicativo de eutrofização ambiental (COSTA *et al.*, 2016b; HABERMAN e HALDNA, 2014; LIANG *et al.*, 2020). Entretanto, no reservatório Rio Manso, as concentrações de nutrientes e a condição de trofia foram baixas, não corroborando essa relação.

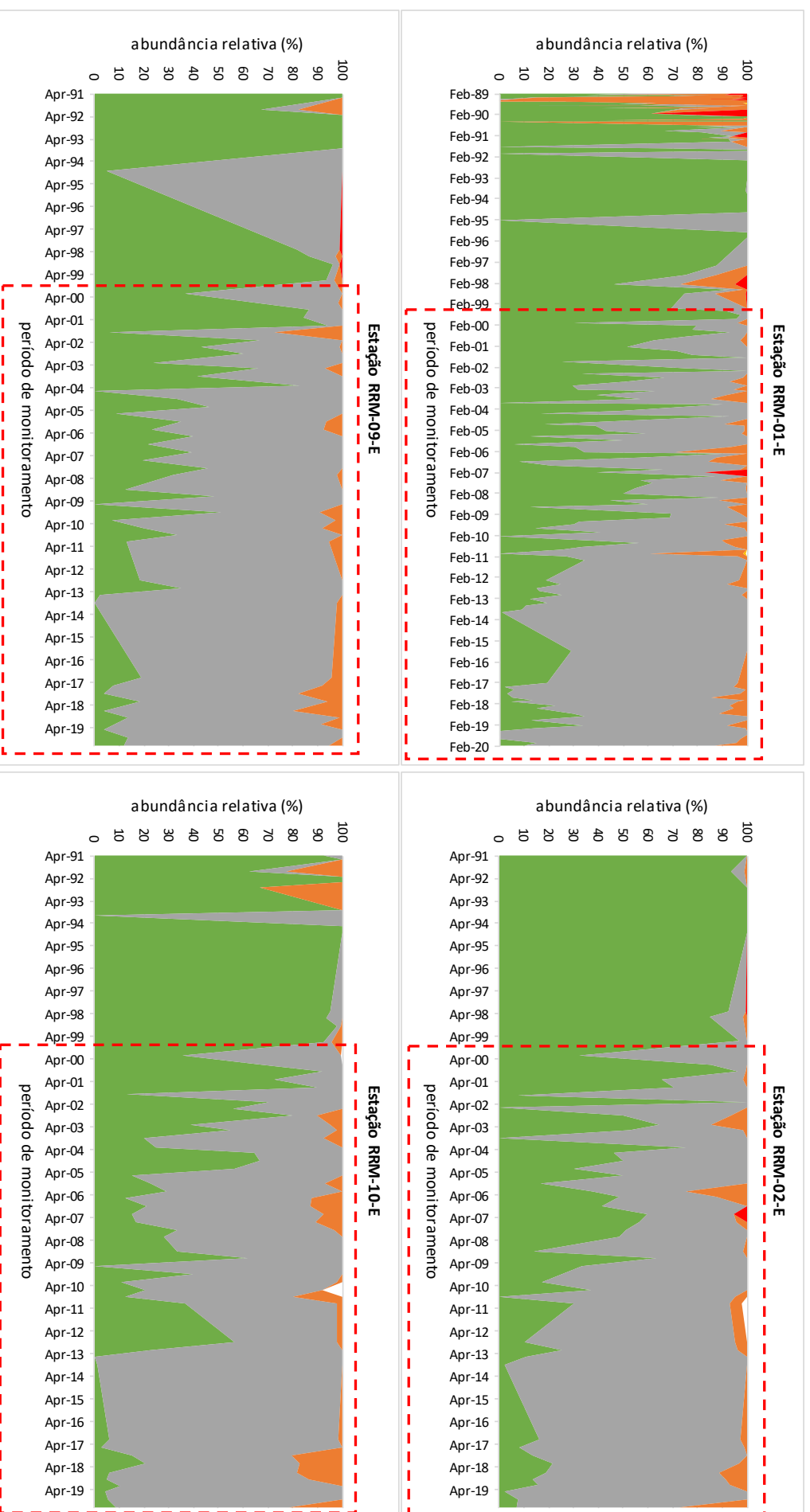
Embora frequentemente tenha sido estudada e relacionada que a abundância de rotíferos é proporcional ao estado trófico de um corpo de água, é muito difícil

estabelecer uma relação causal um-para-um entre composição de rotíferos e condições tróficas, visto que as respostas dos rotíferos aos fatores ambientais foram consideradas não lineares, às vezes unimodais ou bimodais. Os nutrientes afetam indiretamente os rotíferos por meio da cadeia alimentar. Além das condições tróficas, outros fatores abióticos, como temperatura, bem como a composição dos alimentos (especialmente espécies de fitoplâncton) e predação também desempenham papéis importantes na determinação da abundância e composição de espécies da comunidade de rotíferos (JI, WANG e WANG, 2013).

Ao considerar a distribuição das classes de zooplâncton ao longo do tempo (Figura 43), observa-se que de 1989 a 1991, em geral, houve predominância, em termos de abundância relativa (%), das classes Monogononta e Crustácea. A classe Monogononta permaneceu dominante até meados de 2000, quando então a classe Crustacea começou a aumentar e, a partir de 2010 tornou-se dominante.

A maior dominância da classe Crustacea nos anos finais do período de monitoramento provavelmente está ligada à mudança na composição do fitoplâncton, com maior abundância de cianobactérias (Figura 38), que pode ter interferido nos padrões de herbivoria do zooplâncton. No estudo de Zhao *et al.* (2022) sobre o impacto das florações de cianobactérias no fitoplâncton e zooplâncton eucarióticos no Lago Taihu - China, os autores descobriram que os rotíferos eram dominantes quando as cianobactérias eram menos abundantes, enquanto os cladóceros e copépodes (classe Crustacea) eram mais abundantes quando as cianobactérias predominavam. Os autores atribuíram os resultados ao fato de as cianobactérias poderem formar filamentos longos e grandes colônias, além de serem de baixo valor nutricional, desfavorecendo herbívoros como os rotíferos e não causando muito impacto nos grandes copépodes e cladóceros que poderiam se alimentar de forma mais eficiente das cianobactérias. Os resultados de Zhao *et al.* (2022) foram consistentes com outros estudos realizados no Lago Taihu. Jia *et al.* (2017) investigaram os efeitos das cianobactérias na abundância, estrutura e diversidade do zooplâncton. Os resultados indicaram que o aumento de cianobactérias favoreceu a classe Crustacea (cladóceros), enquanto teve efeitos negativos sobre protozoários e rotíferos.

Figura 43 – Proporção de classes de zooplâncton (abundância relativa %) encontradas nas estações de monitoramento do reservatório do Rio Manso

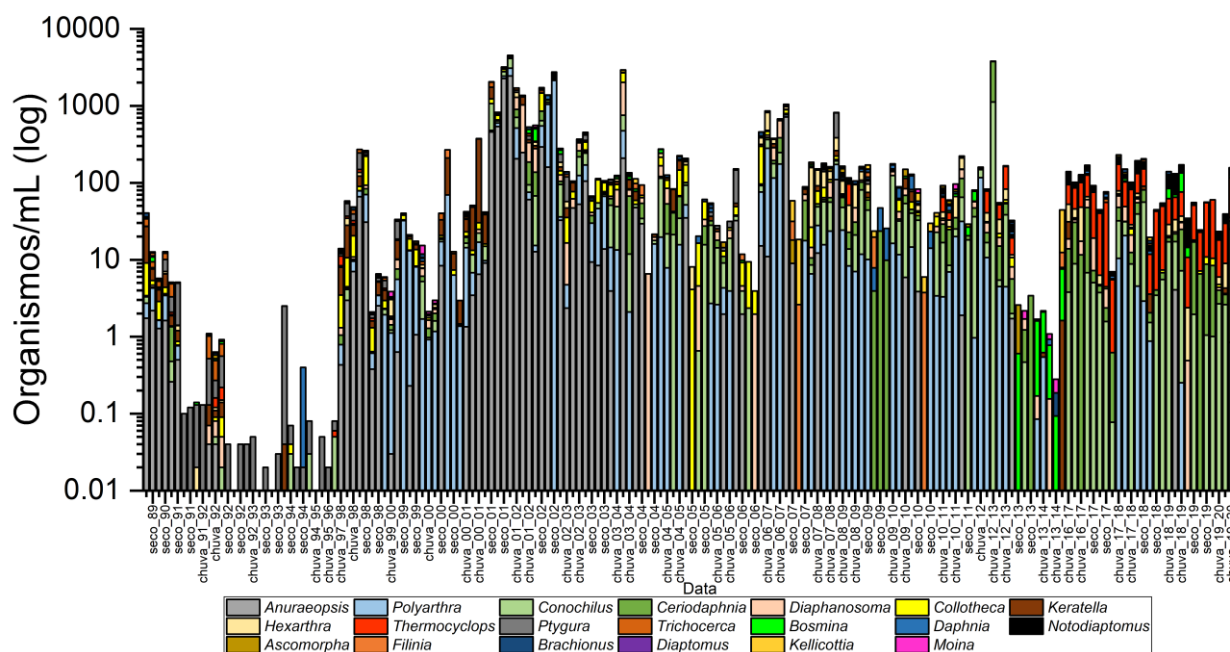


*Destaque em pontilhado a partir dos anos 2000, quando passa a haver uma mudança na dominância das classes zooplancônicas

Por outro lado, outros estudos, como o de Amorim e Moura (2021) realizado em 10 reservatórios localizados no nordeste do Brasil, mostraram resultados opostos. Foi observada redução da biomassa de cladóceros e aumento de rotíferos com a ocorrência de florações de cianobactérias. Essa condição foi vinculada à seleção de pequenas espécies de zooplâncton que podem se beneficiar do consumo de bactérias heterotróficas e pequenos protozoários associados às florações. Apesar dos achados indicados na literatura, dada a não disponibilização de dados de biovolume para a elaboração da pesquisa, não é possível confirmar a associação entre a proliferação de cianobactérias no reservatório do Rio Manso e a sucessão observada na comunidade zooplanctônica. Evidenciou-se apenas que a classe Crustacea (copépodes) predominou nos anos finais de monitoramento.

Nos anos finais do monitoramento, principalmente a partir de 2015, quando a classe crustácea estava dominante, houve maior abundância dos crustáceos *Termocyclops* e *Notodiaptomus*, conforme indicado na Figura 44. Nesse mesmo período, ocorria prevalência de cianobactérias, especialmente o gênero *Aphanocapsa* (Figura 40).

Figura 44 – Distribuição dos gêneros Monogononta e Crustacea quantificados no reservatório do Rio Manso ao longo do período de monitoramento



Neste cenário, provavelmente a dominância das cianobactérias no reservatório do Rio Manso ocorreu devido à sua capacidade de se desenvolver rapidamente em

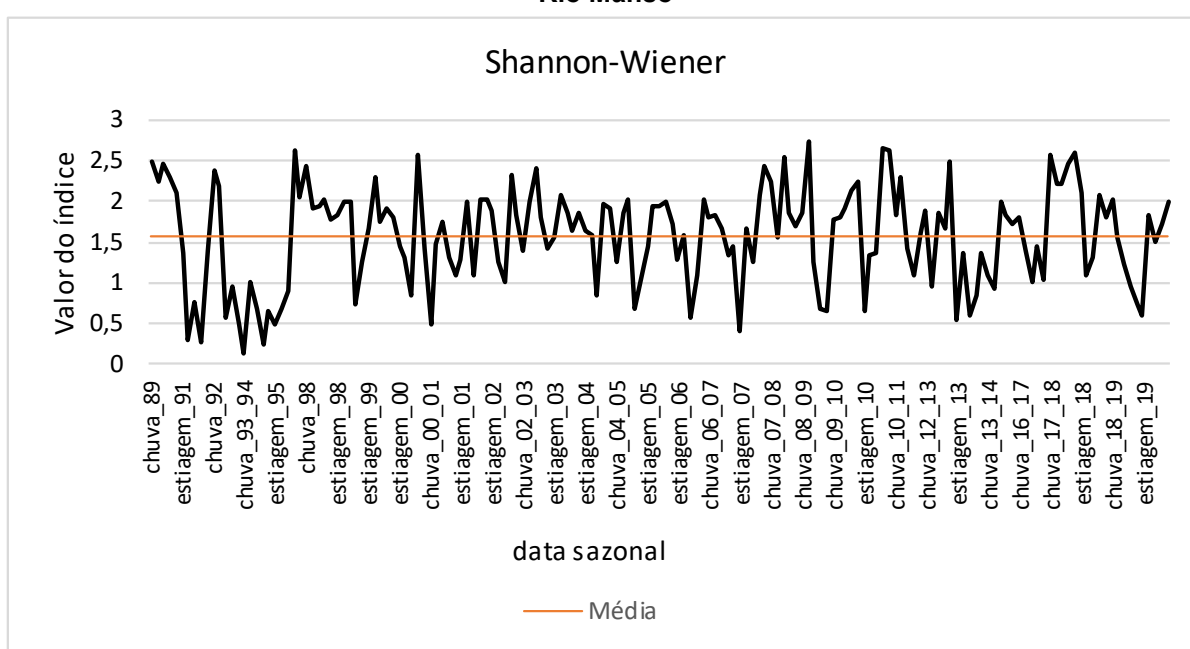
condições desfavoráveis para outras classes de fitoplâncton, de modo que passou a exercer pressão seletiva para que espécies de zooplâncton mais bem adaptadas predominassem para coexistir com as espécies de cianobactérias (GER, HANSSON e LÜRLING, 2014; GER *et al.*, 2016).

Panosso *et al.* (2003) estudaram o efeito da herbivoria do copépode neotropical, *Notodiaptomus iheringi*, sobre as cianobactérias, ambas do reservatório de Funil, Brasil. Os experimentos realizados em condições de laboratório mostraram a capacidade do copépode de ingerir eficientemente pequenas colônias de cianobactérias, mas sem impacto nas cianobactérias quando *N. iheringi* foi alimentado com *Microcystis aeruginosa* tóxica. Os hábitos alimentares do gênero *Notodiaptomus* também foram relatados por De-Carli *et al.* (2018) quando estudaram a comunidade zooplanctônica e sua relação com a qualidade da água em sete reservatórios no estado de São Paulo, Brasil. Os autores avaliaram a distribuição das espécies zooplanctônicas considerando o gradiente de eutrofização. Em geral, os reservatórios apresentaram condições eutróficas, e os resultados destacaram a ocorrência de rotíferos: *Trichocerca longiseta*, *Hexarthra* sp., *Brachiounus* spp. e *Keratella tropica*; e os microcrustáceos: *Notodiaptomus*, *Mesocyclops*, *Metacyclops* e *Diaphanosoma*.

Neste estudo, além dos gêneros *Termocyclops* e *Notodiaptomus*, destaca-se também a ocorrência dos gêneros *Conochilus* e *Polyarthra* (rotíferos da classe Monogononta) nos anos finais de monitoramento (Figura 44). O gênero *Conochilus* tende a ser uma espécie generalista que pode substituir grandes espécies filtrantes quando há aumento na concentração de nutrientes (PICAPEDRA *et al.*, 2020). Os organismos do gênero *Polyarthra* têm a capacidade de ingerir grandes partículas (ARNDT, 1993), facilitando sua ocorrência em diversas condições. Na revisão realizada por Chandel *et al.* (2024) sobre o uso de organismos planctônicos como bioindicadores da qualidade da água, espécies do gênero *Polyarthra* foram indicativas de águas poluídas e eutróficas. Esses resultados reforçam que, apesar da predominância de baixas concentrações de nutrientes e das condições oligotróficas do reservatório do Rio Manso, a dinâmica dos organismos planctônicos aponta para uma piora nas condições da qualidade da água do reservatório.

Do mesmo modo que realizado para o fitoplâncton, a diversidade de espécies foi verificada para o zooplâncton, considerando os dados por período sazonal. Conforme indicado na Figura 45, o valor médio do índice de diversidade de Shannon-Wiener foi de $1,57 \pm 0,59$ ao longo de todo o período de monitoramento, porém diferentemente do fitoplâncton, o índice de diversidade de Shannon-Wiener não apresentou tendência de redução significativa ao longo do período de monitoramento (³valor-p do teste de Mann-Kendall = 0,592; Tau de Kendall = 0,028).

Figura 45 - Variação temporal do índice de Shannon-Wiener para o zooplâncton considerando o período sazonal por ano hidrológico ao longo do período de monitoramento no reservatório Rio Manso



Li *et al.* (2022) examinaram a diversidade do plâncton em 40 lagos na Bacia do Rio Yangtze. A maioria dos lagos eram rasos e eutróficos. Com a eutrofização e alta turbidez dos lagos, houve maior pressão sobre o fitoplâncton, reduzindo a dissimilaridade ambiental na disponibilidade de recursos (Chl-a, N e P) e habitats (transparência). As espécies mais tolerantes foram favorecidas e foi observada similaridade na composição de espécies. Os resultados mostraram comportamento diferente para fitoplâncton e zooplâncton. A diversidade do fitoplâncton diminuiu com o aumento do status trófico e mostrou uma correlação positiva com a dissimilaridade

³ Para o reservatório Rio Manso, visando verificar a existência de tendência temporal (aumento ou diminuição) nos valores calculados para o índice de diversidade, foi aplicado o teste de Mann-Kendall (MK) (Kendall, 1955; Mann, 1945) ao nível de significância de 5%.

ambiental, enquanto a diversidade do zooplâncton não foi diretamente afetada pelo status trófico ou dissimilaridade ambiental, mas foi afetada por suas interações com os diferentes organismos fitoplanctônicos. Uma condição semelhante pode ter ocorrido no reservatório do Rio Manso, ainda que este reservatório apresente condições distintas em relação aos lagos estudados por Li *et al.* (2022).

Embora a avaliação da qualidade físico-química da água do reservatório Rio Manso aponte para boas condições, apresentando concentrações majoritariamente reduzidas e abaixo dos limites legais para águas classe I de enquadramento (item 5.1.1 a 5.1.3), além do predomínio de ausência de tendência temporal significativa, seja de redução ou de elevação dos parâmetros avaliados (item 5.1.3.2), as mudanças na composição das comunidades planctônicas apontam para uma alteração da qualidade da água e uma possível condição mais degradada do ambiente.

Assim, a dinâmica do reservatório pode estar ligada a outras variáveis não investigadas neste estudo, como fatores climáticos, meteorológicos e hidrológicos/hidrodinâmicos, conforme apresentado nos estudos de Liao *et al.* (2023) e Lu *et al.* (2023). Especialmente em 2014, as estações meteorológicas localizadas na bacia do Rio Paraopeba, onde está situado o reservatório do Rio Manso, registraram cerca de 700 mm de precipitação acumulada, bem abaixo da média anual da região (em torno de 1100 mm) (SOARES, 2021). Considerado um período de crise hídrica, o volume do reservatório do Rio Manso atingiu 50% de sua capacidade em 2014 e reduziu para 30% em 2015 (ANA, 2025). Essas alterações no regime de precipitação e no volume do reservatório, podem ter influenciado as comunidades planctônicas e a condição ecológica do reservatório.

Mudanças no regime de precipitação e consequentes variações no nível de água dos reservatórios têm forte influência na dinâmica do fitoplâncton (YE *et al.*, 2022), tanto em termos da influência direta da diluição e mistura, quanto em termos de mudanças na qualidade da água (LIU *et al.*, 2019). Reservatórios mais rasos tendem a favorecer processos de mistura e apresentam temperatura mais homogênea na coluna d'água. Por outro lado, reservatórios mais profundos favorecem processos de estratificação térmica. A estratificação térmica influenciará a estabilidade relativa da coluna d'água e o crescimento e a dissipação do fitoplâncton (YANG *et al.*, 2022). Além disso, à

medida que o nível do reservatório cai devido à menor precipitação, o corpo d'água pode ficar mais exposto à radiação solar, favorecendo o crescimento do fitoplâncton. A radiação solar pode aumentar a temperatura da água, acelerando o metabolismo celular do fitoplâncton, promovendo assim seu crescimento e reprodução (LIAO *et al.*, 2023). Além disso, em reservatórios com níveis de água mais baixos, pode haver maior interação entre o sedimento e a coluna d'água (CUNHA, CALIJURI e LAMPARELLI, 2013).

Por ser um reservatório grande, a estratificação térmica do reservatório do Rio Manso pode ocorrer especialmente durante o verão (outubro a março). Em um estudo morfométrico e batimétrico realizado no reservatório em 2013, o perfil térmico mostrou uma coluna d'água estratificada, com anoxia já a 10 metros de profundidade (ICATU, 2013a). No entanto, neste estudo, devido à falta de dados do perfil de temperatura, não foi possível confirmar a ocorrência de estratificação térmica no reservatório.

Abirhire *et al.* (2023) avaliaram a resposta da comunidade fitoplanctônica a fatores físicos, químicos e meteorológicos sob diferentes condições hidrológicas no Lago Diefenbaker (Canadá), considerando dados de períodos de seca e altas vazões. Durante a estação seca, as cianobactérias foram responsáveis por 79,3% da biomassa fitoplanctônica total no Lago Diefenbaker. A predominância de cianobactérias foi associada à ocorrência de uma termoclina mais profunda e subsequente carga interna de nutrientes. A predominância de cianobactérias coincidiu com o período de menores vazões e níveis do lago. Os autores sugerem que baixas vazões em condições de seca podem alterar a composição da comunidade fitoplanctônica com predominância de espécies potencialmente tóxicas de cianobactérias, deteriorando a qualidade da água. Embora as espécies predominantes de cianobactérias no reservatório do Rio Manso sejam consideradas potencialmente não tóxicas, as condições de escassez hídrica cada vez mais pronunciadas e a crescente demanda por água nas regiões metropolitanas do Brasil revelam um cenário de alerta.

Liao *et al.* (2023) estudaram os efeitos acoplados das condições ambientais na variabilidade espaço-temporal do fitoplâncton em reservatórios. Os autores analisaram dados de monitoramento do reservatório Zipingpu (China) e usaram

modelagem para quantificar os impactos das condições ambientais no fitoplâncton. O modelo explicou 51,4% da variação espaço-temporal no fitoplâncton e revelou que o efeito de acoplamento do fluxo e das condições meteorológicas (luz e calor) modificaram indiretamente a biomassa do fitoplâncton. As condições meteorológicas afetaram indiretamente a estratificação, alterando as propriedades físico-químicas da água e promoveram a variação temporal na biomassa do fitoplâncton. As taxas de contribuição das condições ambientais mostraram que as variáveis hidrodinâmicas, incluindo variáveis de operação, fluxo e estratificação, respondem por cerca de 34,9% da dinâmica do fitoplâncton. Lu *et al.* (2023) estudaram as condições de distribuição vertical e os fatores que influenciam o fitoplâncton no ponto de descarga de um reservatório de água potável localizado em Chongqing (China). Os fatores ambientais selecionados (qualidade da água, condições hidrológicas e meteorológicas) explicaram 60,5% das mudanças espaço-temporais no fitoplâncton, com a intensidade térmica (temperatura da água e intensidade de estratificação térmica) e a flutuação do nível da água explicando 18,3% da variação na composição do fitoplâncton.

Dessa forma, fatores ligados à dinâmica do reservatório, como condições de estratificação, podem ter contribuído para alterações na qualidade da água do reservatório do Rio Manso, mesmo que essas alterações não sejam evidenciadas na análise dos parâmetros físico-químicos. A análise das comunidades planctônicas refletiu condições que podem estar associadas a variáveis ambientais não analisadas neste estudo, bem como efeitos cumulativos ou sinérgicos causados por alterações no ambiente, uma vez que os bioindicadores refletem mudanças não apenas das condições dos ambientes aquáticos ao longo do tempo, mas também os impactos de múltiplos estressores (BOONSOONG *et al.*, 2010).

5.2.3 Composição do fitoplâncton no reservatório Serra Azul

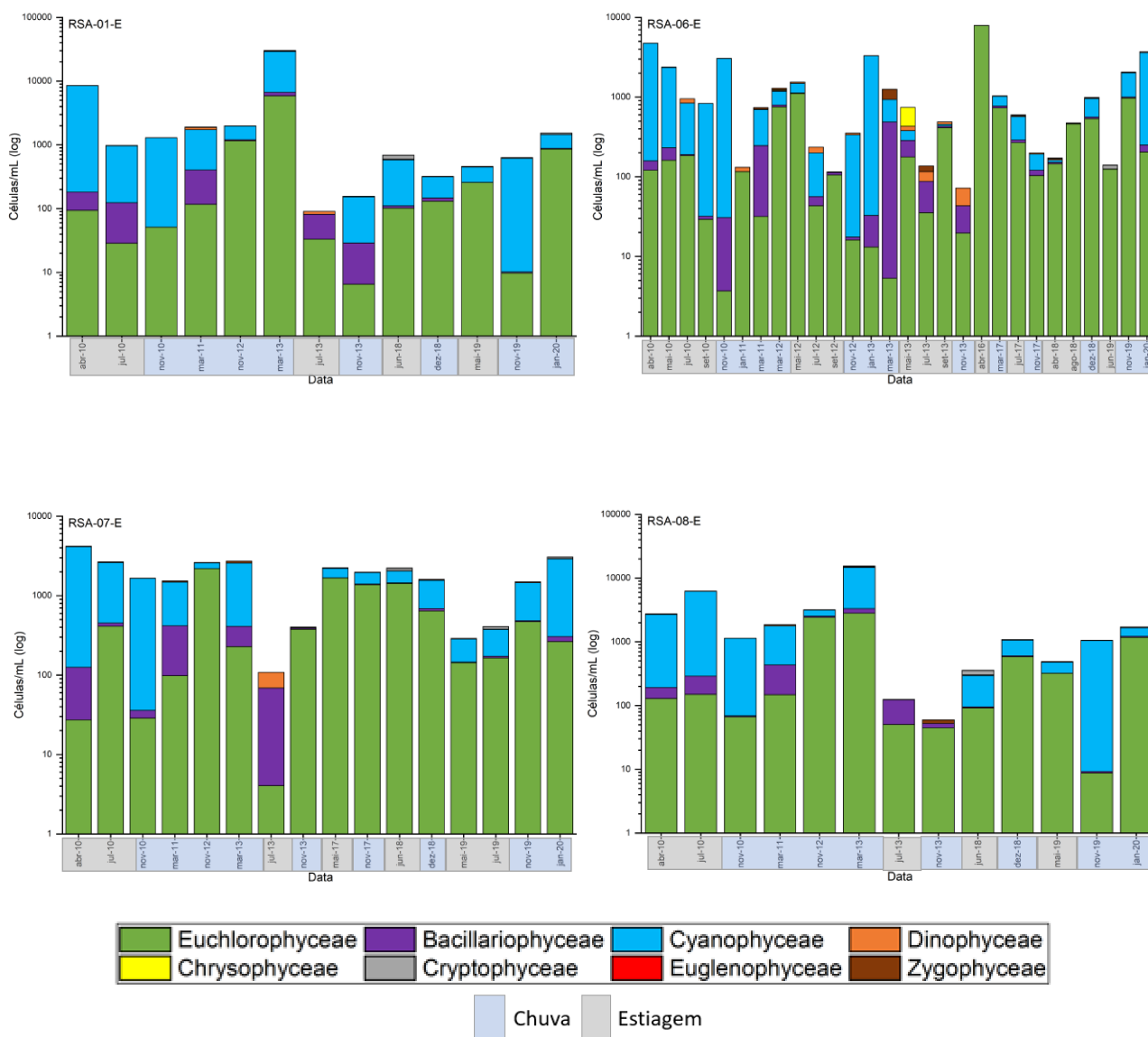
Tendo em vista a discussão mais aprofundada para a avaliação dos dados do biomonitoramento do reservatório Rio Manso, publicada nos artigos (APÊNDICE H), os resultados do biomonitoramento dos reservatórios Serra Azul e Vargem das Flores, serão discutidos de forma comparativa.

No reservatório Serra Azul ocorreram oito classes de fitoplâncton (Bacillariophyceae, Chrysophyceae, Cryptophyceae, Cyanophyceae, Dinophyceae, Euchlorophyceae,

Euglenophyceae e Zygothryxaceae) – Figura 46, sendo essas classes semelhantes às encontradas no reservatório Rio Manso para o mesmo período de monitoramento (2010 a 2020), conforme indicado no item 5.2.1 e em Barroso *et al.* (2024). As classes Eukaryotophyceae, Dinophyceae e Cyanophyceae foram registradas mais vezes ao longo do monitoramento, mas em termos quantitativos (nº de células quantificadas), as classes Cyanophyceae, Eukaryotophyceae e Bacillariophyceae predominaram (Tabela F3 – Apêndice F; Figura 46). Diferentemente do reservatório Rio Manso, no reservatório Serra Azul, não foi possível observar um padrão de sucessão entre as classes fitoplânctônicas, nem a ocorrência de maior dominância de uma determinada classe em período sazonal específico. Além disso, no reservatório Serra Azul, a densidade de células fitoplanctônicas foi inferior em relação ao Rio Manso.

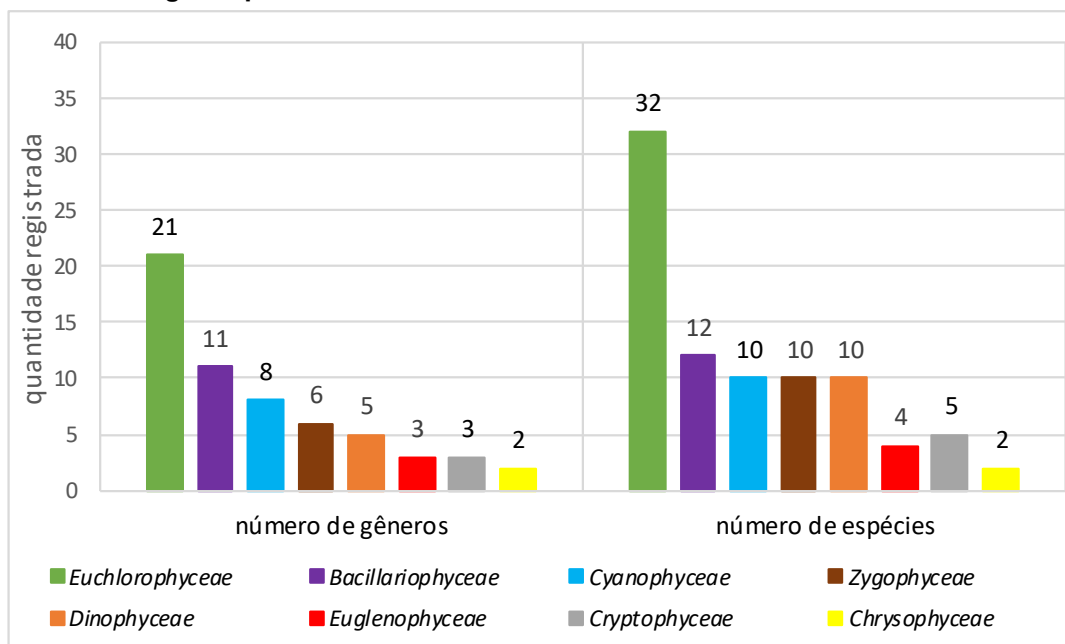
Especialmente para a classe Cyanophyceae, que merece destaque do ponto de vista sanitário, em função, principalmente, da possibilidade de produção de toxinas (CHORUS e BARTRAM, 1999; CODD, MORRISON e METCALF, 2005), não houve indicativo de florações. A densidade de cianobactérias foi majoritariamente inferior a 10.000 células/mL ao longo de todo o período de monitoramento do reservatório Serra Azul. Apenas dois resultados pontuais foram maiores que 10.000 células/mL, ambos em março/2013 (período chuvoso), sendo um deles registrado na estação RSA-01-E e o outro na estação RSA-08-E, e apenas na estação RSA-01-E (22.453,45 células/mL) a densidade superou o limite de 20.000 células/mL estabelecido para águas doces classe I.

Figura 46 – Distribuição das classes de fitoplâncton quantificadas nas estações de monitoramento inseridas no reservatório Serra Azul



Em relação aos gêneros, ao longo do monitoramento foram registrados 59 gêneros de fitoplâncton no reservatório Serra Azul, sendo a maior parte representativa das classes Euchlorophyceae (21) e Bacillariophyceae (11), conforme indicado na Figura 47. O gênero mais frequente (registrado mais vezes) foi o gênero *Cyclotella* pertencente a classe Bacillariophyceae e o gênero *Peridinium* pertencente a classe Dinophyceae. Enquanto os gêneros mais abundantes (nº de células quantificadas) foram *Aphanothece*, *Aphanocapsa* e *Coelastrum*, sendo os dois primeiros pertencentes a classe Cyanophyceae e o último a classe Euchlorophyceae. Em termos de riqueza de espécies, as classes Euchlorophyceae e Bacillariophyceae também foram mais ricas, com 32 e 12 espécies, respectivamente.

Figura 47 – Quantificação de gêneros e espécies de cada classe fitoplanctônica registrada ao longo do período de monitoramento no reservatório do Serra Azul

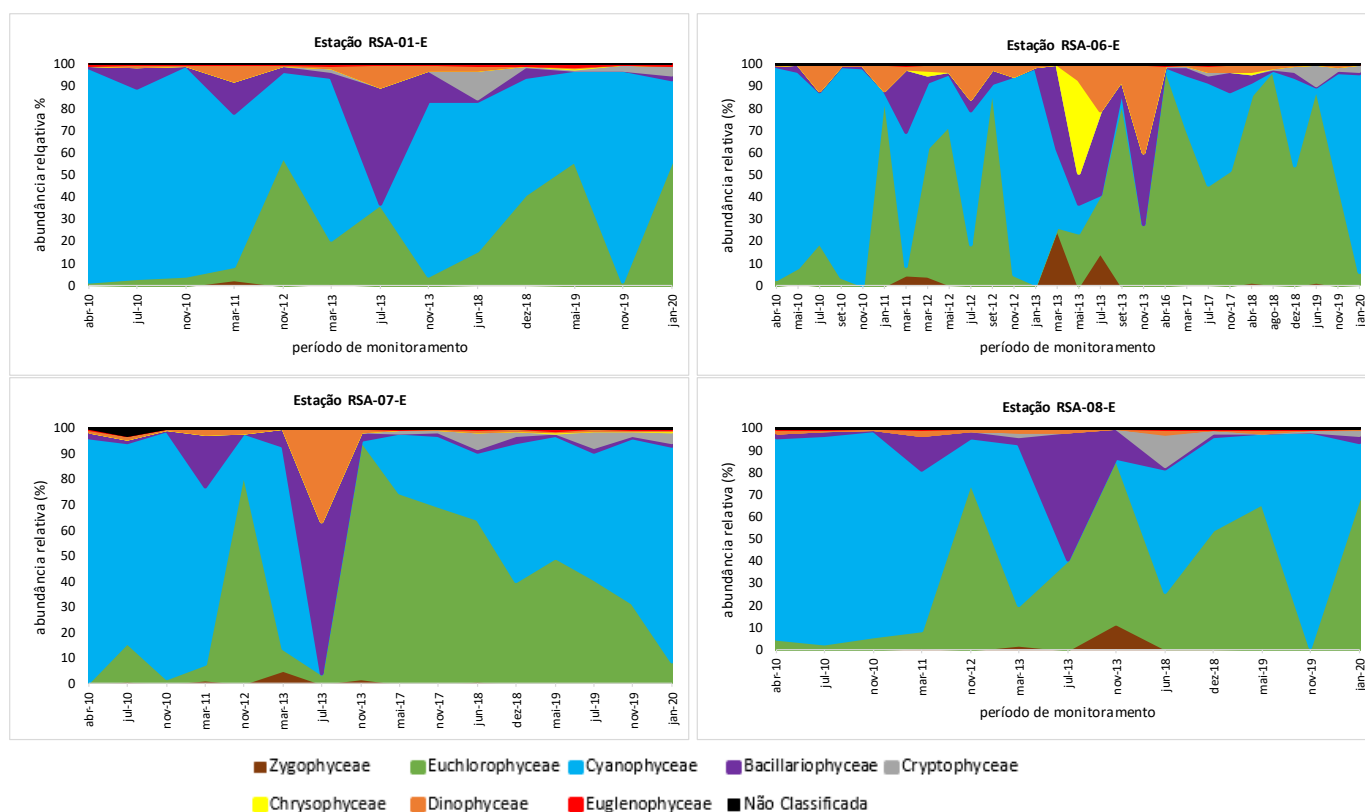


Do mesmo modo que para o reservatório Rio Manso, as espécies dos gêneros *Aphanothece* e *Aphanocapsa*, mais abundantes no reservatório Serra Azul, parecem não serem diretamente influenciadas pelas concentrações de nitrogênio e fósforo, visto que ambos os nutrientes também se mantiveram com concentrações predominantemente baixas no reservatório. O reservatório Serra Azul apresentou qualidade físico-química da água muito similar ao reservatório Rio Manso e, até mesmo, concentrações mais reduzidas, conforme demonstrado na comparação estatística espacial e temporal dos parâmetros físico-químicos de qualidade da água (item 5.1.3.1 e 5.1.3.2). A Análise de *Cluster* efetuada por Soares (2021), ao avaliar a qualidade da água das sub-bacias dos reservatórios do sistema Paraopeba, agrupou todas as estações dos reservatórios Rio Manso e Serra Azul na profundidade Secchi em um mesmo grupo, demonstrando a similaridade na qualidade de suas águas.

Ao analisar a proporção da distribuição das classes do fitoplâncton do reservatório Serra Azul ao longo do tempo (Figura 48), é possível notar o predomínio de maior abundância relativa (%) das classes *Euchlorophyceae* e *Cyanophyceae* ao longo de todo o período de monitoramento, e em todas as estações inseridas no reservatório. Especialmente em 2013, nota-se que ocorreu maior abundância relativa de *Bacillariophyceae*, quando se iniciou um período de maior estiagem na região. Este reservatório foi impactado por uma estiagem extensa durante seis anos consecutivos,

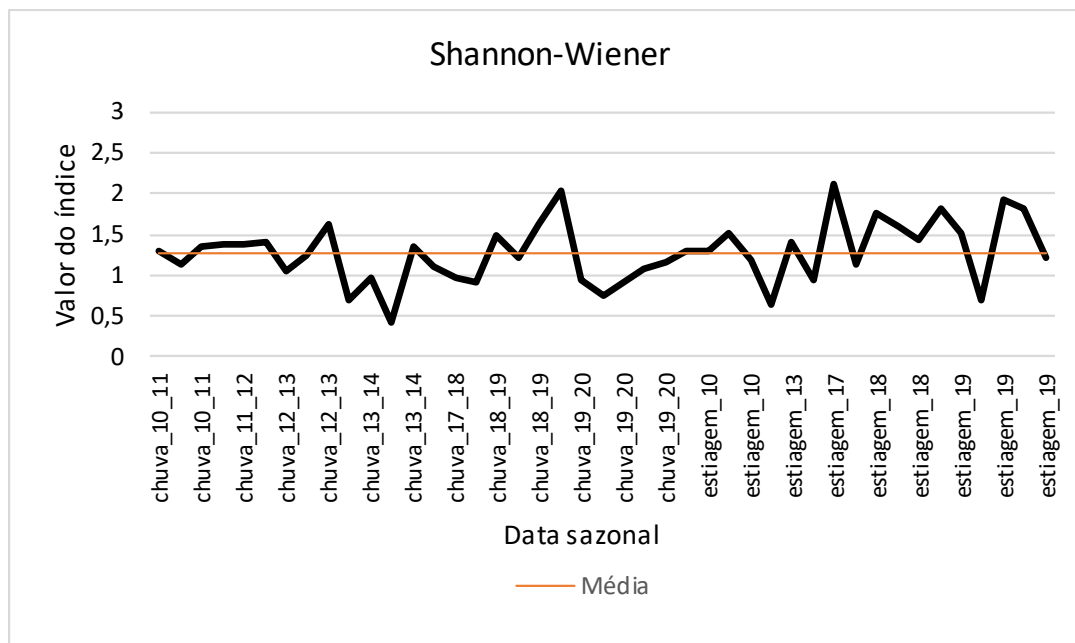
de 2012/13 a 2017/18, com efeitos diretos na redução do volume de água armazenada (SAMPAIO e PINTO, 2018; 2020). Entretanto, para o reservatório Serra Azul não foi possível observar uma sucessão clara entre as classes do fitoplâncton que possa indicar uma mudança nas características ambientais, em termos de direção de degradação do ambiente, como foi possível observar para o reservatório Rio Manso.

Figura 48 – Proporção de classes de fitoplâncton (abundância relativa %) encontradas nas estações de monitoramento do reservatório do Serra Azul



Em termos da diversidade da comunidade fitoplânctonica, considerando o agrupamento dos resultados por período sazonal – ano hidrológico, o índice de diversidade de Shannon-Wiener apresentou valor médio de $1,27 \pm 0,38$ (Figura 49), valor inferior ao registrado no reservatório Rio Manso ($1,37 \pm 0,53$). Mais uma vez, importante ressaltar a menor quantidade de dados disponibilizados tanto para o reservatório Serra Azul quanto para o Vargem das Flores, impedindo uma avaliação mais aprofundada da condição ambiental desses dois mananciais de abastecimento.

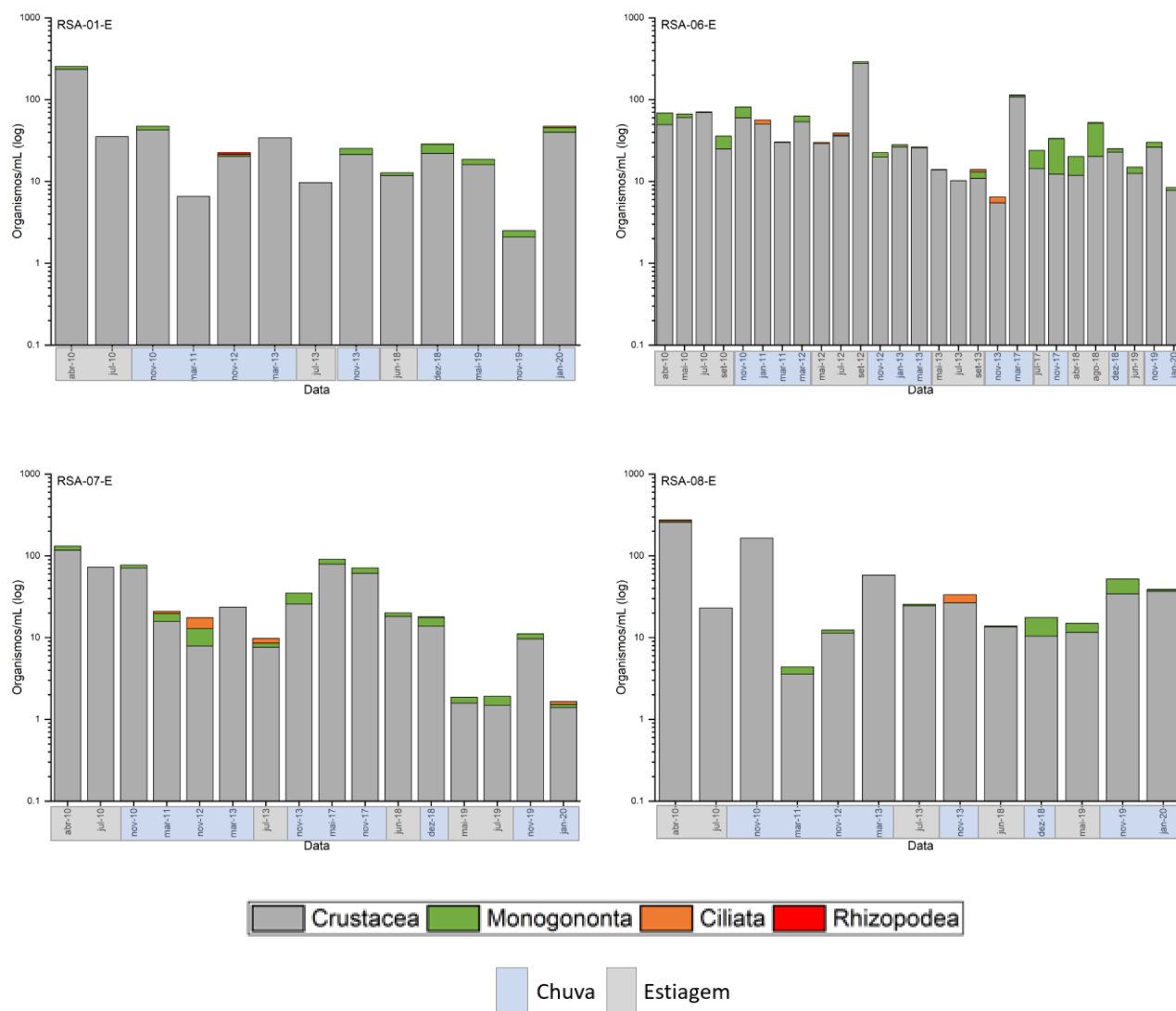
Figura 49 - Variação temporal do índice de Shannon-Wiener para o fitoplâncton considerando o período sazonal por ano hidrológico ao longo do período de monitoramento no reservatório Serra Azul



5.2.4 Composição do zooplâncton no reservatório Serra Azul

Em relação a comunidade zooplanctônica, no reservatório Serra Azul, ocorreram quatro classes (Ciliata, Crustacea, Monogononta e Rhizopodea) – Figura 50. As classes Crustacea e Monogononta, respectivamente, foram as mais frequentes e as mais abundantes (número de indivíduos quantificados) (Tabela F4 – Apêndice F; Figura 50), com o mesmo padrão registrado no reservatório Rio Manso ao se considerar o período de monitoramento semelhante (2010 a 2020) (BARROSO *et al.*, 2024).

Figura 50 – Distribuição das classes de zooplâncton quantificadas nas estações de monitoramento inseridas no reservatório Serra Azul

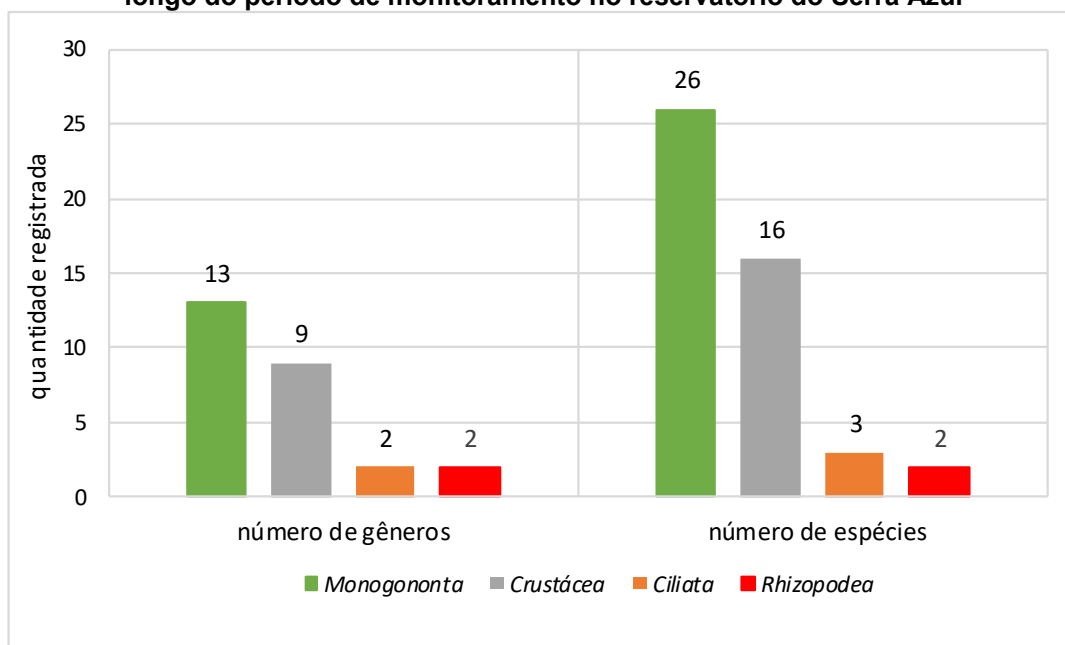


Conforme indicado na Figura 51, ao longo do monitoramento, foram registrados 26 gêneros de zooplâncton, sendo (13) pertencentes a classe de Monogononta, (9) a Crustacea, (2) a Ciliata e (2) a Rhizopodea. Os gêneros mais frequentes foram *Diaphanosoma* e *Conochilus*, pertencentes a classe Crustacea e Monogononta, respectivamente. Em relação a riqueza de espécies, a classe Monogononta (26 espécies) foi a mais rica, seguida por Crustacea (16 espécies). Em termos de abundância (número de indivíduos/mL) o gênero *Diaphanosoma* (Crustacea) se destacou.

No estudo de De-Carli *et al.* (2018) desenvolvido em sete reservatórios do estado de São Paulo, a abundância do crustáceo *Diaphanosoma spinulosum* no reservatório

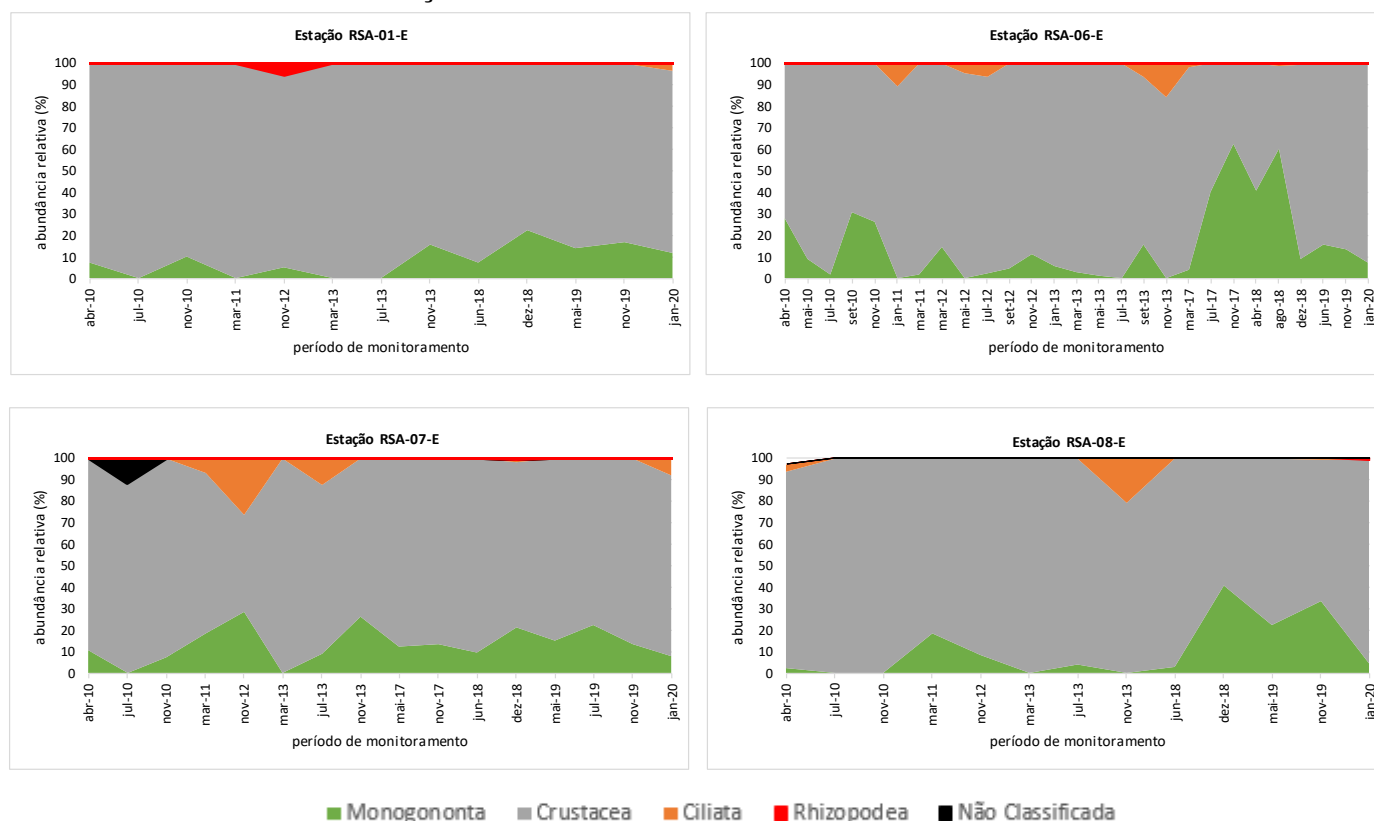
Salto Grande esteve relacionada com o estado trófico, sólidos em suspensão, fósforo e condutividade. Enquanto nos reservatórios Rio Grande, Igaratá e Atibainha, que possuíam menor grau de trofia, *Diaphanossoma sp.* ocorreu em locais com maior transparência. Especificamente no reservatório Serra Azul, a qualidade físico-química da água prevaleceu boa ao longo do monitoramento, com reduzidas concentrações de nutrientes, matéria orgânica e sólidos no interior do reservatório, conforme indicado nas avaliações anteriores (item 5.1), evidenciando a predominância deste táxon em condições de boa qualidade da água.

Figura 51 – Quantificação de gêneros e espécies de cada classe zooplancônica registrada ao longo do período de monitoramento no reservatório do Serra Azul



Ao analisar a proporção da distribuição das classes do zooplâncton do reservatório Serra Azul ao longo do tempo (Figura 52), é possível notar o predomínio de maior abundância relativa (%) da classe crustácea em todas as estações e ao longo de todo o período de monitoramento, sem indicativo de sucessão de classes. Essa classe também predominou a partir do ano 2010 no reservatório Rio Manso, conforme discutido anteriormente.

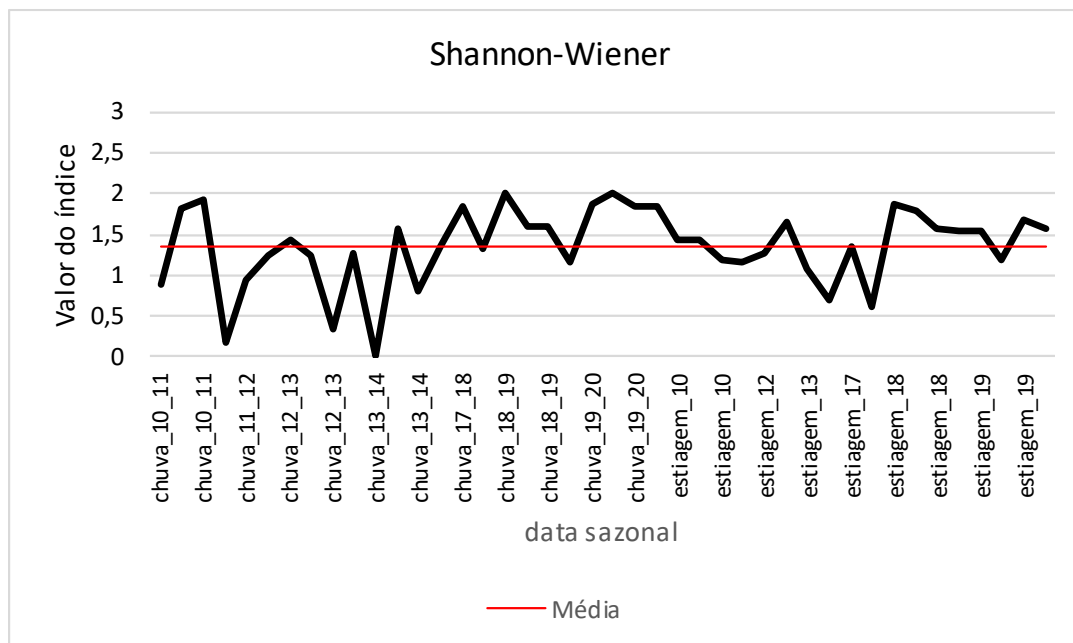
Figura 52 – Proporção de classes de zooplâncton (abundância relativa %) encontradas nas estações de monitoramento do reservatório do Serra Azul



Em termos da diversidade da comunidade zooplânctonica, considerando o agrupamento dos resultados por período sazonal – ano hidrológico, o índice de diversidade de Shannon-Wiener apresentou valor médio de $1,35 \pm 0,48$ (Figura 53), valor também inferior ao registrado no reservatório Rio Manso ($1,57 \pm 0,59$).

Especialmente para o reservatório Rio Manso, o período de monitoramento foi muito mais abrangente, abarcando mais de 30 anos de monitoramento, permitindo identificar mudanças especialmente após os anos 2000 e mais marcadamente a partir de 2010. Assim, provavelmente, também houve alterações na condição ambiental e, conseqüentemente, na distribuição das comunidades bióticas do reservatório Serra Azul que não foram observadas dada a limitação do período de monitoramento disponível para análise.

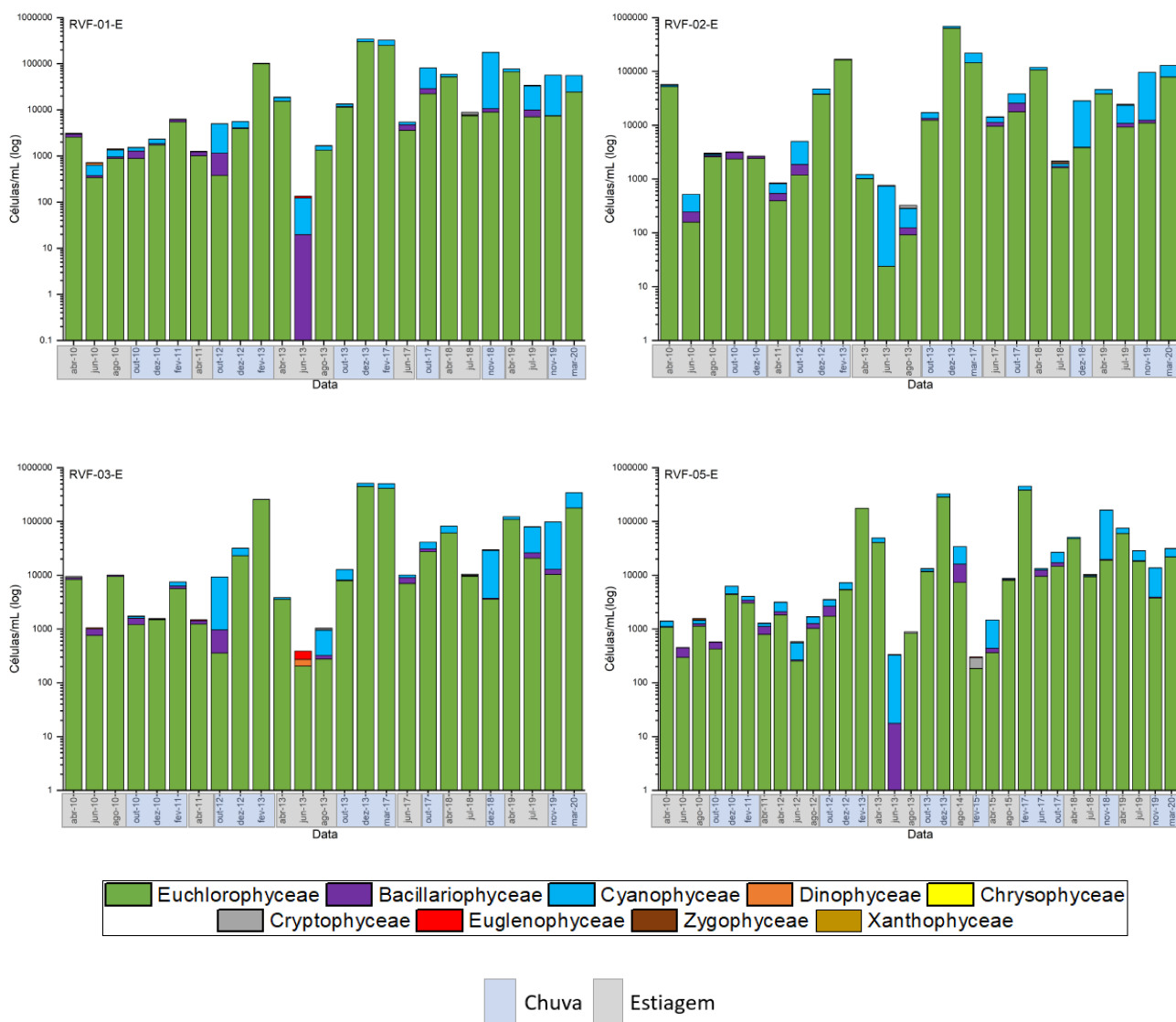
Figura 53 - Variação temporal do índice de Shannon-Wiener para o zooplâncton considerando o período sazonal por ano hidrológico ao longo do período de monitoramento no reservatório Serra Azul



5.2.5 Composição do fitoplâncton no reservatório Vargem das Flores

No reservatório Vargem das Flores ocorreram nove classes de fitoplâncton (Bacillariophyceae, Chrysophyceae, Cryptophyceae, Cyanophyceae, Dinophyceae, Euchlorophyceae, Euglenophyceae, Xanthophyceae e Zygothryx). As classes Euchlorophyceae, Bacillariophyceae e Cyanophyceae foram registradas mais vezes ao longo do monitoramento, e também foram as classes mais abundantes (nº de células quantificadas) (Tabela F5 – Apêndice F; Figura 54), com destaque para Euchlorophyceae e Cyanophyceae, respectivamente. Assim como no reservatório Rio Manso, houve uma maior densidade de células de cianobactérias nos anos finais do monitoramento e, principalmente, nas coletas efetuadas no período chuvoso, o qual favorece a estratificação da coluna d'água e ocorrência de cianobactérias (GOMES *et al.*, 2012).

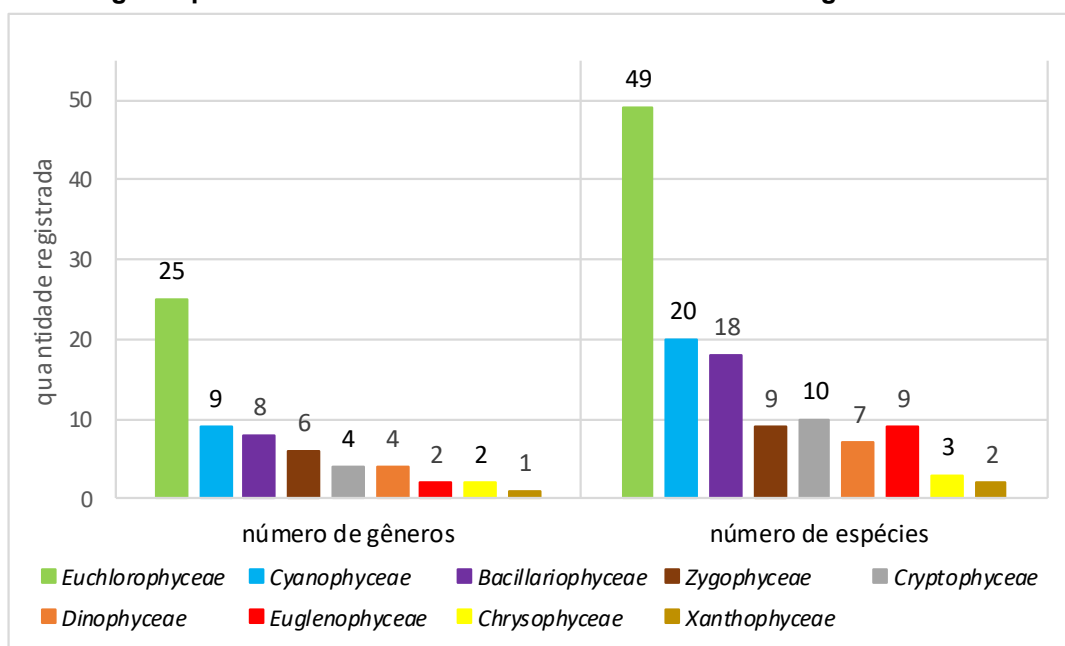
Figura 54 – Distribuição das classes de fitoplâncton quantificadas nas estações de monitoramento inseridas no reservatório Vargem das Flores



Cabe destacar que, especialmente para a classe Cyanophyceae, apesar de também não haver predomínio de condição de florações no reservatório Vargem das Flores, a densidade de cianobactérias foi mais elevada se comparada aos outros dois reservatórios estudados, corroborando a avaliação físico-química da qualidade da água (item 5.1) e consequente pior condição ambiental do reservatório Vargem das Flores. Em 32% das coletas a densidade de cianobactérias foi superior a 10.000 células/mL, sendo que destes, 70% ocorreram no período chuvoso (verão). Em relação ao limite de 20.000 células/mL estabelecido para águas doces classe I, 24% das amostras ultrapassaram este limite, indicando maior deterioração da qualidade das águas do manancial Vargem das Flores, bem como necessidade de maior proteção e de um monitoramento mais acurado.

Em relação aos gêneros, ao longo do monitoramento foram registrados 61 gêneros de fitoplâncton no reservatório Vargem das Flores, sendo a maior parte representativa das classes *Euchlorophyceae* (25) e *Cyanophyceae* (9), conforme indicado na Figura 55. Os gêneros mais frequentes (registrado mais vezes) foram os gêneros *Coelastrum* e *Cyclotella* pertencentes as classes *Euchlorophyceae* e *Bacillariophyceae*, respectivamente. Enquanto os gêneros mais abundantes (nº de células quantificadas) foram *Coelastrum* e *Aphanocapsa*, pertencentes as classes *Euchlorophyceae* e *Cyanophyceae*. Estes gêneros também foram abundantes nos reservatórios Rio Manso e Serra Azul. Em termos de riqueza de espécies, as classes *Euchlorophyceae* e *Cyanophyceae* também foram mais ricas, com 49 e 20 espécies, respectivamente, sendo a espécie *Coelastrum reticulatum* a mais abundante.

Figura 55 – Quantificação de gêneros e espécies de cada classe fitoplanctônica registrada ao longo do período de monitoramento no reservatório do Vargem das Flores



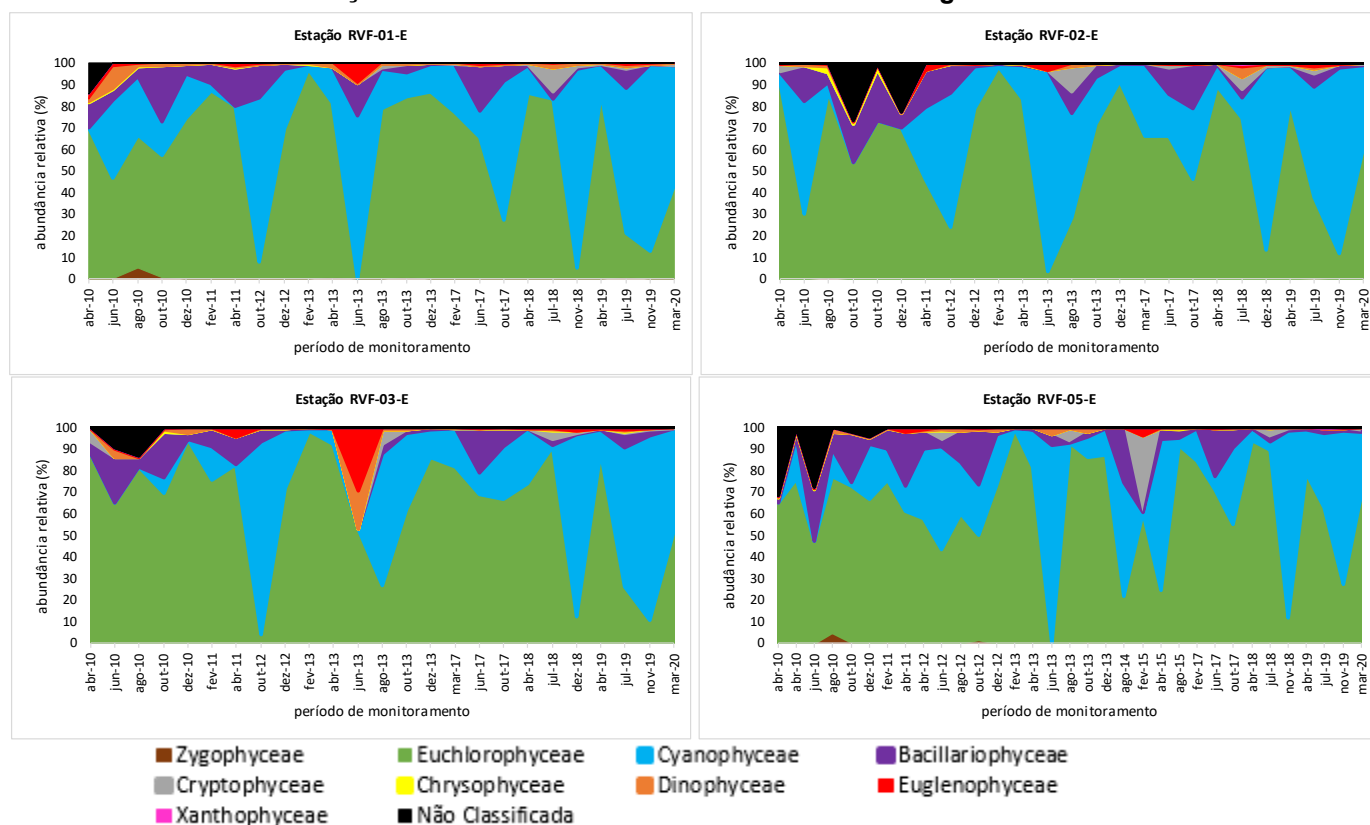
Um ponto interessante para o reservatório Vargem das Flores foi a maior densidade registrada também para o gênero *Microcystis*, potencialmente tóxico. Este gênero foi o terceiro mais abundante no reservatório Vargem das Flores, enquanto não foi registrado no reservatório Serra Azul e não se destacou no reservatório Rio Manso. O gênero *Microcystis* é conhecidamente produtor de microcistinas, hepatotoxinas mais amplamente estudadas. Em estudo efetuado por Gomes (2008) sobre a associação entre parâmetros bióticos e abióticos e a ocorrência de florações de cianobactérias no reservatório de Vargem das Flores, entre 2004 e 2007, a autora encontrou uma

sucessão das espécies de cianobactérias encontradas no reservatório, com predomínio do gênero *Microcystis* no início do monitoramento e do gênero *Aphanocapsa* (picoplâncton) ao final do monitoramento, o que poderia estar relacionado com modificações do ambiente aquático, uma vez que esses gêneros apresentam características diferenciadas.

Um ponto importante ressaltado por Gomes (2008) e que pode também ter influenciado as avaliações discutidas no presente estudo, se refere à variação no tamanho celular das cianobactérias, e também dos outros grupos do fitoplâncton, encontrados durante o monitoramento. Seria mais adequado o emprego do cálculo do biovolume para melhor comparação em termos de biomassa algal. Porém, a presente pesquisa foi efetuada com base em dados secundários, em que quantificação do fitoplâncton foi feita por meio da contagem do número de células, provavelmente em função dessa ser a forma de quantificação exigida nas legislações ambientais vigentes (CONAMA 357, 2005; DN COPAM-CERH 08/2022; PORTARIA DE POTABILIDADE nº 888/2021).

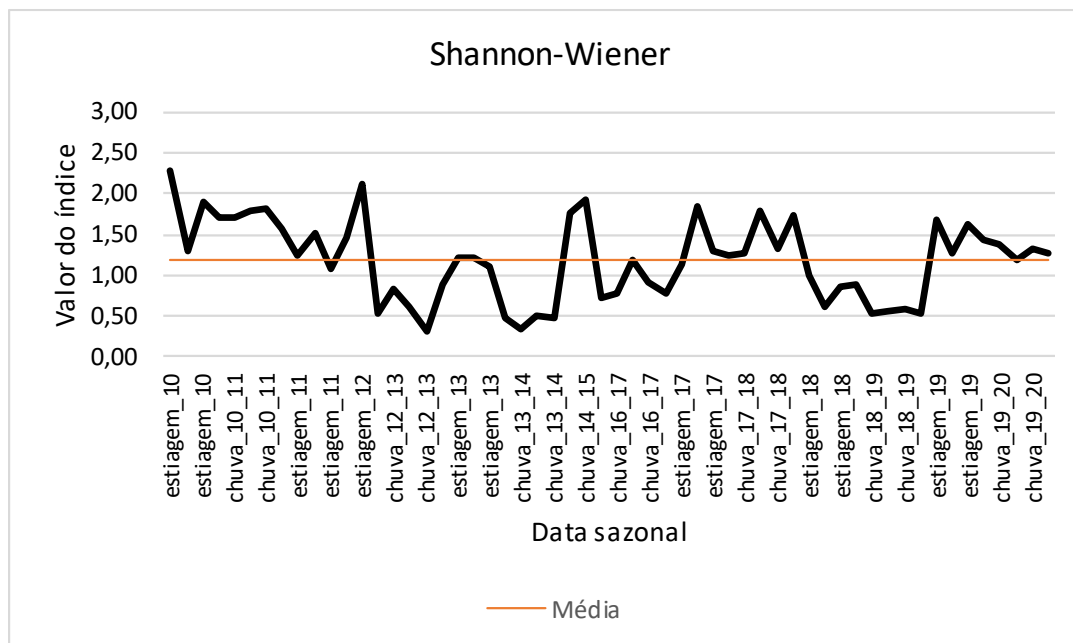
Ao analisar a proporção da distribuição das classes do fitoplâncton do reservatório Vargem das Flores ao longo do tempo (Figura 56), é possível notar o predomínio de maior abundância relativa (%) das classes Eukaryophyceae e Cyanophyceae ao longo de todo o período de monitoramento, e em todas as estações inseridas no reservatório, assim como observado para os outros dois reservatórios no mesmo período de análise. Do mesmo modo que no reservatório Serra Azul, para o reservatório Vargem das Flores não foi possível observar uma sucessão clara entre as classes do fitoplâncton que possa indicar uma mudança nas características ambientais, em termos de degradação do ambiente. Cabe destacar o período mais reduzido dos dados, que limitou uma avaliação mais aprofundada da condição ambiental tanto do reservatório Serra Azul, quanto do reservatório Vargem das Flores.

Figura 56 – Proporção de classes de fitoplâncton (abundância relativa %) encontradas nas estações de monitoramento do reservatório do Vargem das Flores



Em termos da diversidade da comunidade fitoplânctônica, considerando o agrupamento dos resultados por período sazonal – ano hidrológico, o índice de diversidade de Shannon-Wiener apresentou valor médio de $1,19 \pm 0,50$ (Figura 57), valor inferior ao registrado nos reservatórios Rio Manso ($1,37 \pm 0,53$) e Serra Azul ($1,27 \pm 0,38$), o que pode corroborar o indicativo de condição mais degradada no reservatório Vargem das Flores.

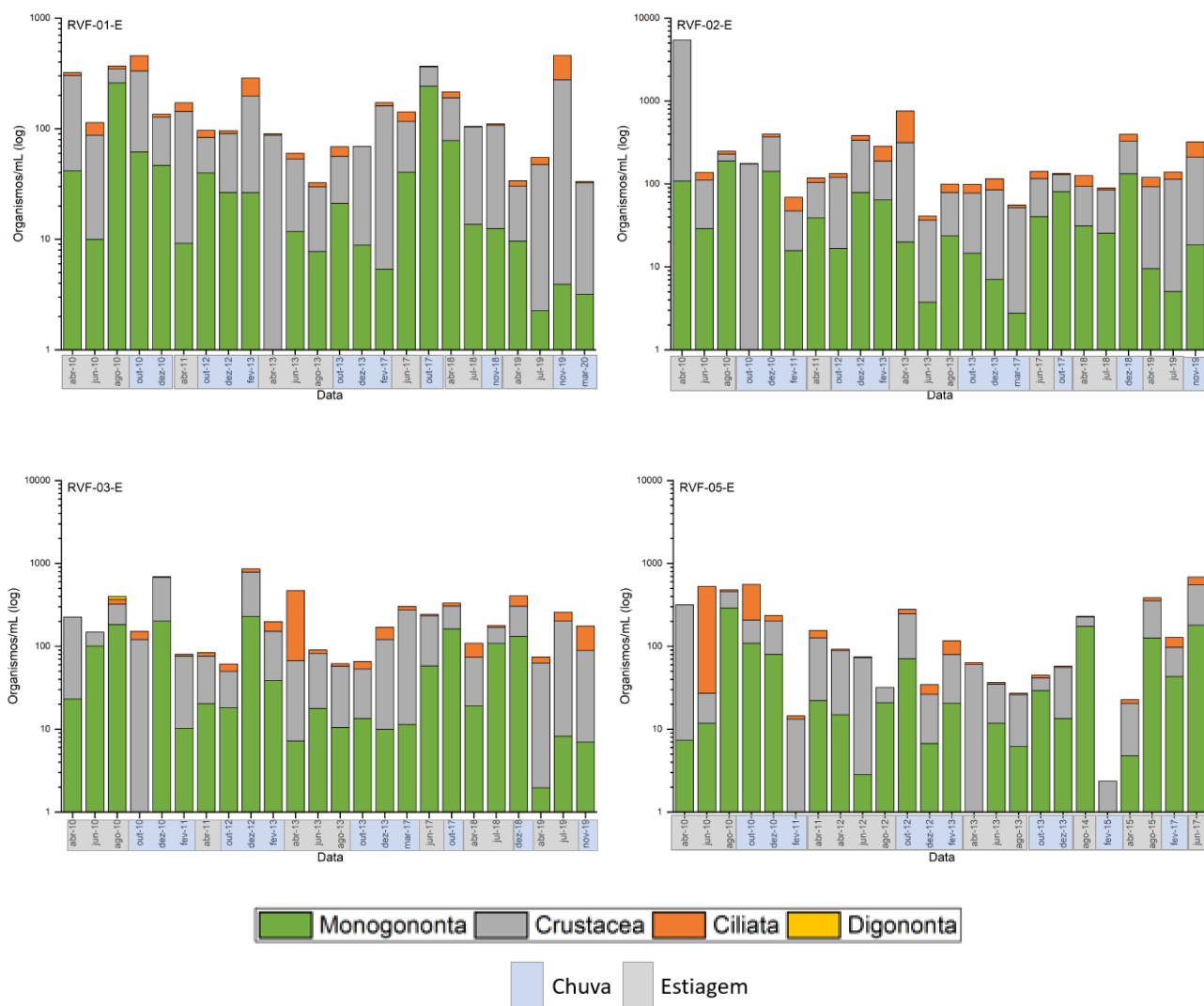
Figura 57 - Variação temporal do índice de Shannon-Wiener para o fitoplâncton considerando o período sazonal por ano hidrológico ao longo do período de monitoramento no reservatório Vargem das Flores



5.2.6 Composição do zooplâncton no reservatório Vargem das Flores

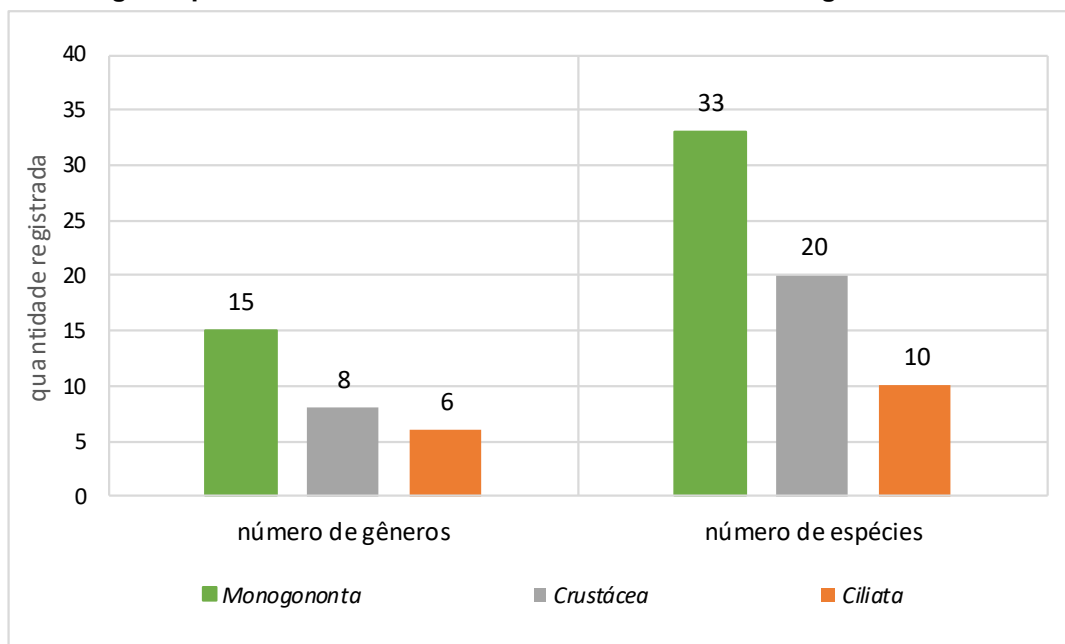
Em relação a comunidade zooplancônica, no reservatório Vargem das Flores, ocorreram quatro classes (Ciliata, Crustacea, Monogononta e Digononta), sendo as classes Crustacea e Monogononta, respectivamente, as mais frequentes e as mais abundantes (número de indivíduos quantificados) (Tabela F6 – Apêndice F; Figura 58). Com exceção do menor número de classes, manteve-se o mesmo padrão de dominância registrado tanto no reservatório Rio Manso quanto no reservatório Serra Azul, ao se considerar o período de monitoramento semelhante (2010 a 2020).

Figura 58 – Distribuição das classes de zooplâncton quantificadas nas estações de monitoramento inseridas no reservatório Vargem das Flores



Conforme indicado na Figura 59, ao longo do monitoramento, foram registrados 29 gêneros de zooplâncton, sendo (15) pertencentes a classe de Monogononta, (8) a Crustacea e (6) a Ciliata. A classe Digononta não foi quantificada a nível de gênero e espécie, com ocorrência pontual na estação RVF-03-E. O gênero mais frequente foi *Trichodina*, pertencente a classe Ciliata, enquanto os mais abundantes (número de indivíduos/mL) foram *Notodiptomus* e *Trichodina*, pertencentes às classes Crustacea e Ciliata, respectivamente. Em relação a riqueza de espécies, a classe Monogononta (33 espécies) foi a mais rica, seguida por Crustacea (20 espécies). As espécies do gênero *Notodiptomus* foram mais abundantes, no reservatório Vargem das Flores, seguida da espécie *Trichodina pediculus*.

Figura 59 – Quantificação de gêneros e espécies de cada classe zooplancônica registrada ao longo do período de monitoramento no reservatório do Vargem das Flores



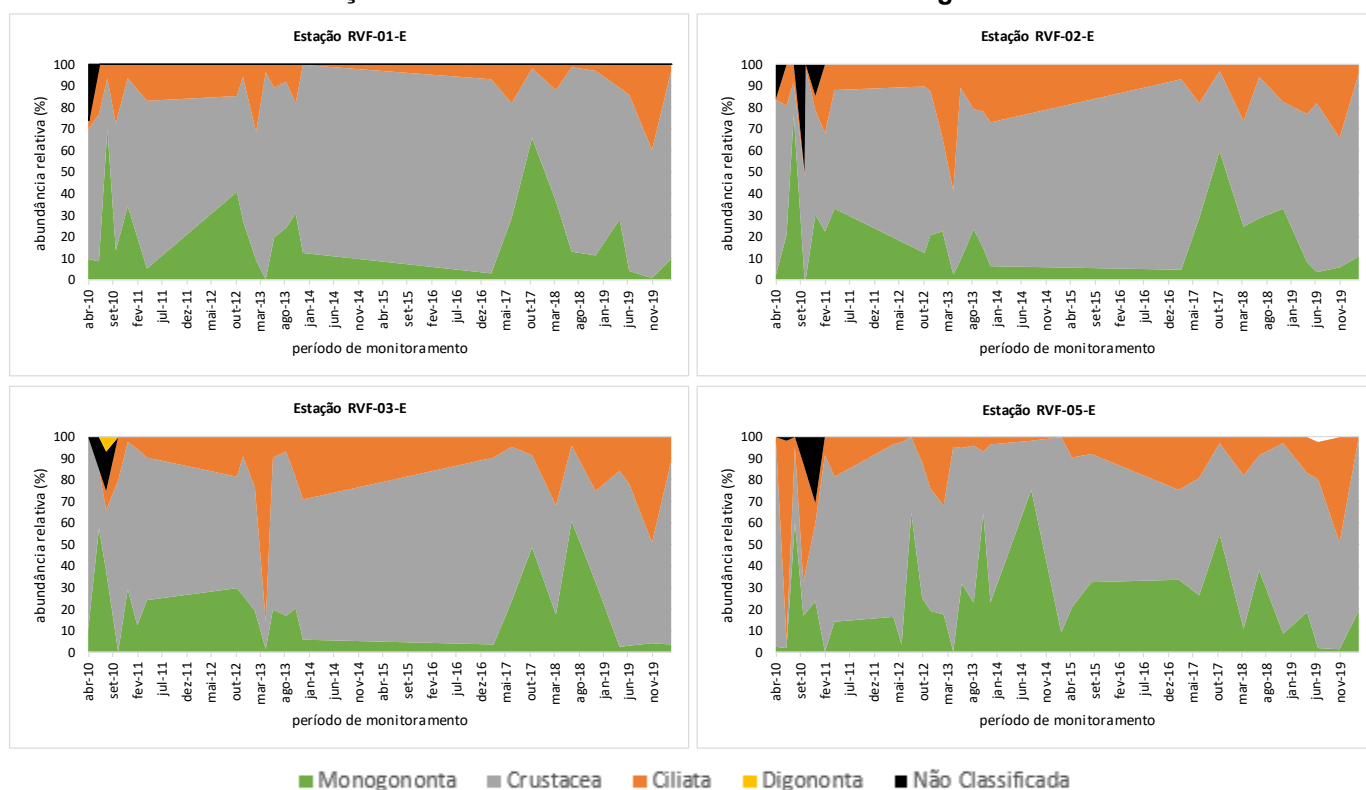
No estudo de De-Carli *et al.* (2018), conforme já mencionado, desenvolvido em sete reservatórios do estado de São Paulo, microcrustáceos calanóides como *Notodiaptomus* ocorreram em reservatórios eutróficos e com alta concentração de material em suspensão. No caso do copépode calanóida *Notodiaptomus iheringi*, os indivíduos podem se alimentar e sobreviver com uma dieta restrita à cianobactéria *Microcystis sp.*, encontrada geralmente em ambientes eutrofizados (GER, LEITAO e PANOSSO, 2016). Por outro lado, alguns autores sugerem que os calanóides são organismos mais sensíveis às mudanças de condições ambientais (MEIRINHO e POMPEO, 2015).

A avaliação dos parâmetros físico-químicos (item 5.1) do reservatório Vargem das Flores indicou prevalência de baixas concentrações de nutrientes e sólidos no interior do reservatório. Ainda assim, a qualidade da água no reservatório Vargem das Flores apresentou-se mais degradada em relação aos outros dois reservatórios avaliados. Logo, ainda que não seja possível estabelecer uma relação direta entre a qualidade físico-química da água e a dinâmica da comunidade zooplânctônica, nota-se a prevalência de gêneros no reservatório Vargem das Flores, em geral, associados a ambientes com pior qualidade da água, como *Notodiaptomus* (copépode calanóida) e *Trichodina* um protozoário ciliado que apresenta características típicas de ciliados,

como o uso de cílios para locomoção e alimentação, que podem favorecer sua sobrevivência em ambientes mais degradados.

Ao analisar a proporção da distribuição das classes do zooplâncton do reservatório Vargem das Flores ao longo do tempo (Figura 60), é possível notar o predomínio de maior abundância relativa (%) da classe crustácea em todas as estações e ao longo de todo o período de monitoramento, sem indicativo de sucessão de classes. Essa classe também predominou a partir do ano 2010 nos reservatórios Rio Manso e Serra Azul, conforme discutido anteriormente. No entanto, no reservatório Vagem das Flores, a abundância relativa da classe Monogononta foi menos expressiva enquanto da classe Ciliata foi mais expressiva, se comparado aos outros dois reservatórios.

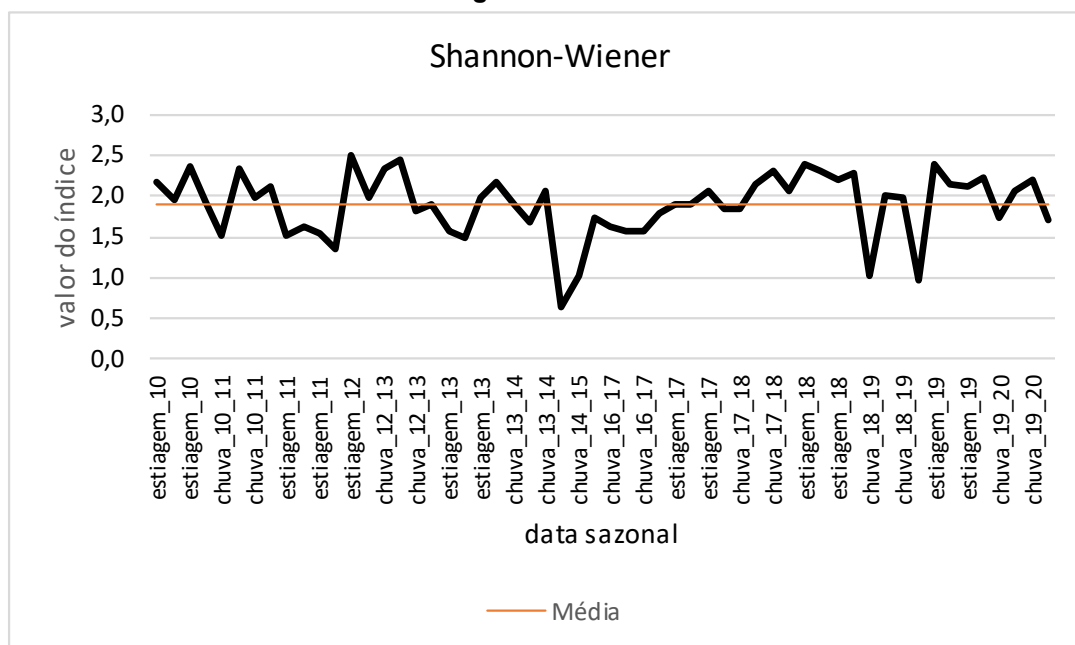
Figura 60 – Proporção de classes de zooplâncton (abundância relativa %) encontradas nas estações de monitoramento do reservatório do Vargem das Flores



Em termos da diversidade da comunidade zooplânctonica, considerando o agrupamento dos resultados por período sazonal – ano hidrológico, o índice de diversidade de Shannon-Wiener apresentou valor médio de $1,89 \pm 0,40$. Ao contrário do registrado para fitoplâncton, o valor do índice para a diversidade do zooplâncton

foi superior no Vargem das Flores se comparado ao registrado no reservatório Rio Manso ($1,57 \pm 0,59$) e no reservatório Serra Azul $1,35 \pm 0,48$ (Figura 61).

Figura 61 - Variação temporal do índice de Shannon-Wiener para o zooplâncton considerando o período sazonal por ano hidrológico ao longo do período de monitoramento no reservatório Vargem das Flores



5.3 Relação da qualidade das águas com a cobertura e uso da terra

Nas Tabelas 13, 14 e 15 são apresentados os quantitativos das áreas ocupadas por cada classe de cobertura e uso da terra (km^2 e %) nas áreas de influência delimitadas para os reservatórios Rio Manso, Serra Azul e Vargem das Flores, respectivamente, conforme explicado no item 4.5, considerando o período de 2010 a 2020, comum ao monitoramento da qualidade das águas dos mananciais. Nas tabelas também consta a variação de cada classe ao se considerar o ano inicial e final do monitoramento. Uma análise do uso da terra entre os anos de 1989 e 2020 para o manancial reservatório Rio Manso pode ser encontrada em um dos artigos elaborados como produto desta tese (BARROSO, GOMES e OLIVEIRA, 2025 – APÊNDICE H).

Tabela 13 – Classes de cobertura e uso da terra quantificadas na área de influência do manancial Reservatório Rio Manso

Classe de cobertura e uso da terra	2010		2011		2012		2013		2014		2015		2016		2017		2018		2019		2020		Diferença (%)	Situação
	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%		
Reservatório Rio Manso																								
Pastagem	333,21	49,65	326,93	48,72	322,88	48,11	316,08	47,10	310,79	46,31	309,35	46,10	313,67	46,74	318,09	47,40	320,35	47,74	319,47	47,61	319,13	47,56	-2,10	↓
Floresta	177,67	26,48	177,18	26,40	178,61	26,62	181,34	27,02	182,57	27,21	184,99	27,57	186,01	27,72	185,94	27,71	185,84	27,69	186,90	27,85	186,79	27,83	1,36	↑
Silvicultura e mosaico de usos	108,35	16,15	113,40	16,90	114,80	17,11	118,65	17,68	122,23	18,21	120,49	17,95	113,95	16,98	108,28	16,14	105,25	15,68	104,75	15,61	104,31	15,54	-0,60	↓
Formação natural não florestal	18,98	2,83	18,98	2,83	19,17	2,86	19,14	2,85	19,22	2,86	19,04	2,84	18,88	2,81	18,68	2,78	18,49	2,75	18,89	2,81	18,98	2,83	0,00	=
Mineração	13,16	1,96	14,44	2,15	15,09	2,25	15,48	2,31	15,78	2,35	16,10	2,40	16,17	2,41	16,36	2,44	16,57	2,47	16,69	2,49	16,90	2,52	0,56	↑
Agricultura	1,32	0,20	1,08	0,16	0,96	0,14	0,94	0,14	1,36	0,20	2,20	0,33	3,42	0,51	4,35	0,65	4,51	0,67	4,17	0,62	4,32	0,64	0,45	↑
Área urbanizada	5,51	0,82	6,14	0,91	6,43	0,96	6,71	1,00	6,97	1,04	7,18	1,07	7,27	1,08	7,51	1,12	7,67	1,14	7,83	1,17	8,11	1,21	0,39	↑
Cursos d'água	11,32	1,69	11,29	1,68	11,48	1,71	11,13	1,66	10,57	1,58	9,82	1,46	9,82	1,46	10,13	1,51	10,84	1,62	10,80	1,61	11,07	1,65	-0,04	↓
Outras áreas não vegetadas	1,55	0,23	1,65	0,25	1,64	0,24	1,59	0,24	1,59	0,24	1,90	0,28	1,88	0,28	1,73	0,26	1,57	0,23	1,58	0,24	1,47	0,22	-0,01	↓

Tabela 14 – Classes de cobertura e uso da terra quantificadas na área de influência do manancial Reservatório Serra Azul

Classe de cobertura e uso da terra	Reservatório Serra Azul																							
	2010		2011		2012		2013		2014		2015		2016		2017		2018		2019		2020		Diferença (%)	Situação
	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%		
Pastagem	86,50	32,88	85,92	32,66	85,69	32,57	84,41	32,09	85,31	32,43	84,92	32,28	84,96	32,30	84,78	32,23	83,25	31,65	81,16	30,85	79,31	30,15	-2,73	↓
Floresta	90,24	34,30	90,09	34,25	90,06	34,23	89,57	34,05	89,21	33,91	89,23	33,92	89,26	33,93	89,61	34,06	89,21	33,91	89,81	34,14	89,13	33,88	-0,42	↓
Silvicultura e mosaico de usos	57,67	21,92	57,22	21,75	57,44	21,83	58,25	22,14	57,51	21,86	57,41	21,83	56,93	21,64	56,32	21,41	58,32	22,17	59,63	22,67	61,42	23,35	1,42	↑
Formação natural não florestal	8,51	3,23	8,77	3,33	8,38	3,19	8,69	3,30	9,49	3,61	9,77	3,71	10,04	3,82	10,29	3,91	10,02	3,81	9,79	3,72	9,58	3,64	0,41	↑
Mineração	3,86	1,47	4,06	1,54	4,13	1,57	4,19	1,59	4,22	1,60	4,25	1,62	4,27	1,62	4,29	1,63	4,33	1,65	4,36	1,66	4,41	1,68	0,21	↑
Agricultura	0,06	0,02	0,07	0,03	0,07	0,03	0,07	0,03	0,05	0,02	0,10	0,04	0,09	0,04	0,12	0,05	0,10	0,04	0,09	0,03	0,10	0,04	0,01	↑
Área urbanizada	8,45	3,21	9,23	3,51	9,46	3,60	10,47	3,98	11,04	4,20	11,40	4,33	11,65	4,43	11,81	4,49	11,97	4,55	12,13	4,61	12,36	4,70	1,48	↑
Cursos d'água	7,54	2,87	7,45	2,83	7,51	2,86	6,75	2,56	3,70	1,41	3,39	1,29	3,39	1,29	3,39	1,29	4,32	1,64	5,30	2,02	6,24	2,37	-0,50	↓
Outras áreas não vegetadas	0,24	0,09	0,26	0,10	0,32	0,12	0,68	0,26	2,55	0,97	2,60	0,99	2,47	0,94	2,46	0,93	1,54	0,59	0,80	0,30	0,53	0,20	0,11	↑

Tabela 15 – Classes de cobertura e uso da terra quantificadas na área de influência do manancial Reservatório Vargem das Flores

Reservatório Vargem das Flores																								
Classe de cobertura e uso da terra	2010		2011		2012		2013		2014		2015		2016		2017		2018		2019		2020		Diferença (%)	Situação
	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%	km²	%		
Pastagem	24,70	19,93	24,04	19,40	23,55	19,01	23,04	18,59	23,43	18,91	23,24	18,76	22,98	18,55	22,62	18,26	21,93	17,70	21,37	17,25	20,94	16,90	-3,03	↓
Floresta	40,44	32,64	40,15	32,41	39,89	32,20	39,13	31,59	38,95	31,44	39,49	31,88	39,03	31,50	39,29	31,71	38,79	31,31	38,47	31,05	37,96	30,64	-2,00	↓
Silvicultura e mosaico de usos	22,97	18,54	22,65	18,28	22,78	18,39	23,85	19,25	23,92	19,31	23,88	19,28	24,02	19,39	23,39	18,88	23,44	18,92	24,01	19,38	24,30	19,62	1,08	↑
Formação natural não florestal	2,03	1,64	2,15	1,74	2,08	1,68	1,96	1,58	1,88	1,52	1,77	1,43	1,79	1,44	1,93	1,56	2,02	1,63	2,00	1,62	1,87	1,51	-0,13	↓
Mineração	0,66	0,53	0,68	0,55	0,71	0,57	0,71	0,57	0,71	0,57	0,74	0,60	0,74	0,60	0,74	0,60	0,75	0,60	0,97	0,78	0,97	0,78	0,25	↑
Área urbanizada	26,95	21,75	28,18	22,75	28,82	23,26	29,42	23,75	29,74	24,00	29,96	24,19	30,53	24,65	31,05	25,06	31,59	25,50	31,78	25,65	32,33	26,10	4,34	↑
Cursos d'água	5,32	4,29	5,11	4,12	5,10	4,11	4,66	3,76	4,08	3,30	3,77	3,04	3,76	3,03	3,86	3,11	4,47	3,61	4,54	3,66	4,77	3,85	-0,44	↓
Outras áreas não vegetadas	0,83	0,67	0,93	0,75	0,97	0,78	1,13	0,91	1,18	0,95	1,04	0,84	1,04	0,84	1,01	0,82	0,92	0,74	0,75	0,60	0,75	0,60	-0,07	↓

Observa-se nas Tabelas 13, 14 e 15 a presença de classes de uso da terra semelhantes nas áreas de drenagem delimitadas para os mananciais avaliados, com exceção da classe agricultura, para a qual foi registrada ocorrência apenas nas áreas dos mananciais Rio Manso e Serra Azul (em geral, em menos de 0,5% de ambas sub-bacias de drenagem). Tal fato pode ser justificado pela localização dos mananciais na RMBH, em regiões mais adensadas e com menor desenvolvimento da atividade de Agricultura. Além disso, como destacado por Cordova (2020) e Awuah *et al.* (2018), a resolução espacial das imagens, neste caso 30 m, pode resultar em menor precisão para identificação de classes com menor representatividade.

A classe Pastagem predominou na área de drenagem do reservatório Rio Manso em todos os anos avaliados (aproximadamente 50% - Tabela 13), ainda que tenha ocorrido uma redução percentual em torno de 2% entre o ano inicial (2010) e final (2020) do monitoramento. Na área de drenagem do reservatório Serra Azul (Tabela 14), esta foi a segunda classe predominante (aproximadamente 30%), também com indicativo de redução de cerca de 3 % entre os anos de 2010 e 2020. E no reservatório Vargem das Flores (Tabela 15), figurou entre a terceira e quarta classe predominante (aproximadamente 19%), e também com redução de cerca de 3% entre o ano inicial e final da série histórica avaliada. As áreas de pastagem podem ser predominantemente plantadas e diretamente relacionadas à atividade agropecuária ou podem ser áreas de pastagem natural, por sua vez, predominantemente caracterizadas como formações campestres ou campo alagado, podendo ser submetidas ou não a práticas de pastejo.

Conforme indicado por Cordova (2020) as áreas de pastagem têm uma relação complexa com a qualidade da água, podendo aumentar ou reduzir as concentrações dos poluentes, dependendo da particularidade de cada região, mas quando bem manejadas podem auxiliar na melhoria da qualidade da água. No estudo de Cordova (2020), sobre a qualidade das águas da bacia hidrográfica do rio Pará, foi encontrada relação positiva entre a classe de pastagem e os parâmetros Clorofila-*a*, Indicador fecal, SST, Temperatura e Turbidez, e negativa para Cloreto total, Condutividade elétrica, DQO, Fe dissolvido, Fósforo Total, N-NO₃⁻, N-NH₄⁺, OD, pH e SDT. Já na bacia do Rio das Velhas, a classe Pastagem se relacionou positivamente apenas com

Clorofila-a e Turbidez e negativamente com Cloreto total, CE, DBO, DQO, Fósforo total, Indicador fecal, N-NO_3^- , N-NH_4^+ , pH e SDT.

Assim, no estudo de Cordova (2020) para as bacias hidrográficas do rio Pará e do Rio das Velhas, a classe de pastagem esteve atrelada a redução da maioria dos parâmetros de qualidade da água avaliados. Essa condição pode ser explicada pelo fato de que as pastagens, quando bem manejadas, promovem a cobertura do solo e podem favorecer o controle de processos erosivos e consequente redução do carreamento de sedimentos para os cursos d'água. Além disso, o sistema radicular das gramíneas atua na absorção de nutrientes e de alguns elementos tóxicos (FIQUEPRON, GARCIA e STENGER, 2013). Entretanto, essa relação pode variar conforme cada área de estudo e, além disso, pastagens plantadas e atreladas a agropecuária podem contribuir para a deterioração da qualidade das águas, especialmente em função do incremento de poluentes oriundos de fertilizantes e agrotóxicos, bem como devido a intensificação de processos erosivos quando manejadas de forma incorreta. Logo, deve-se priorizar a manutenção da cobertura florestal natural em detrimento de outros usos da terra, incluindo pastagens, de forma a promover a preservação das matas ciliares, fundamentais para a garantia da integridade ecológica dos ambientes aquáticos.

A classe Floresta predominou na área de drenagem dos reservatórios Serra Azul (Tabela 14) (aproximadamente 34%) e Vargem das Flores (aproximadamente 32%) – Tabela 15, com redução de 0,5% e 2% respectivamente entre os anos de 2010 e 2020. Já para o reservatório Rio Manso, essa classe foi a segunda mais predominante (aproximadamente 28%, Tabela 13), com incremento percentual de 1,4% entre o ano inicial e final da série histórica.

A cobertura florestal, em geral, é positivamente associada à qualidade da água devido à redução do escoamento superficial e, consequentemente, redução dos processos erosivos e da afluência de sedimentos nos corpos hídricos, bem como devido a maior capacidade de filtrar e absorver nutrientes, proporcionando o retenção e modificação de potenciais poluentes. Nas áreas florestais, o arranjo das raízes, bem como o acúmulo de serapilheira no solo, muitas vezes pode funcionar como barreira física e filtro, reduzindo o escoamento e, assim, a chegada de poluentes no curso d'água (DAI

et al., 2017; FIQUEPRON, GARCIA e STENGER, 2013). Em estudos que relacionaram a qualidade das águas superficiais com as classes de cobertura e uso da terra, em geral, os autores encontraram relações negativas entre áreas florestais e DQO (LIU *et al.*, 2015; LIU *et al.*, 2017; MAINALI e CHANG, 2018), temperatura (ATTUA, AYAMGA e PABI, 2014) e turbidez (ATTUA, AYAMGA e PABI, 2014; FIQUEPRON, GARCIA e STENGER, 2013).

A classe Silvicultura e mosaico de usos também representa uma área expressiva das sub-bacias de drenagem dos três reservatórios, sendo, em geral, a terceira classe predominante nas três sub-bacias de drenagem (cerca de 16% para o Rio Manso – Tabela 13; cerca de 22% para o Serra Azul – Tabela 14 e; cerca de 19% para o Vargem das Flores – Tabela 15). Esta classe inclui áreas de uso agropecuário onde não foi possível distinguir entre pastagem e agricultura, bem como espécies arbóreas plantadas para fins comerciais (ex. pinus, eucalipto, araucária). Em termos de variação, entre 2010 e 2020 houve aumento desta classe nas sub-bacias dos mananciais dos reservatórios Serra Azul e Vargem das Flores (aproximadamente 1,4 e 1%, Tabelas 14 e 15, respectivamente) e redução na sub-bacia do reservatório Rio Manso (0,6% - Tabela 13).

A presença da atividade de silvicultura nas áreas avaliadas pode estar atrelada a produção de madeira e carvão vegetal para abastecimento da indústria siderúrgica, consolidada no estado de Minas Gerais. Além disso, destaca-se a produção de eucalipto, sendo o estado o maior produtor, conforme apontado por Cordova (2020). Em geral, na bacia do Rio Paraopeba (SOARES, 2021), o aumento de floresta plantada esteve atrelado a produção de eucalipto. A classe Silvicultura e mosaico de usos, quando atrelada ao reflorestamento, pode favorecer a qualidade da água assim como as florestas naturais, uma vez que a cobertura florestal reduz o escoamento e promove a infiltração de água no solo circundante. Por outro lado, pode também degradar a qualidade das águas em função dos insumos utilizados no plantio, como por exemplo fertilizantes, que podem intensificar o aporte de nutrientes para os cursos d'água. Essa última condição também está atrelada a parcela da terra destinada ao plantio agrícola.

Em relação a classe Formação Natural não Florestal, para as áreas delimitadas, há ocorrência de Formação Campestre, Afloramento Rochoso e, em menor proporção apenas nas áreas de drenagem dos Reservatórios Serra Azul e Vargem das Flores, de Campos Alagados e Áreas Pantanosas. Essa classe foi pouco expressiva nas áreas dos reservatórios do Sistema Paraopeba, ocupando menos de 5% das áreas de drenagem ao longo dos anos avaliados. Em termos comparativos, entre o ano de 2010 e 2020, praticamente não houve mudança na área ocupada por esta classe nas sub-bacias de drenagem dos três reservatórios.

A classe área urbanizada, em geral, apontada como uma das principais classes responsáveis pela degradação da qualidade das águas, foi mais expressiva na sub-bacia de drenagem do reservatório Vargem das Flores, representando em torno de 25% (Tabela 15). Já para as sub-bacias dos reservatórios Rio Manso (Tabela 13) e Serra Azul (Tabela 14), a classe área urbanizada representou cerca de 1% e 4%, respectivamente. Interessante destacar que, dentre todas as classes identificadas nos mananciais estudados, as classes área urbana e mineração foram as únicas que apresentaram aumento entre os anos de 2010 e 2020 em todas as áreas de drenagem, indicando a expansão urbana e das atividades minerárias na RMBH. Tal fato reforça que a urbanização e a mineração representam uma das principais fontes de pressão para a degradação da qualidade das águas dos mananciais superficiais da RMBH. Destaca-se especialmente o reservatório Vargem das Flores como o curso d'água potencialmente mais degradado em função da expansão urbana no entorno do reservatório, que contribui para a poluição das suas águas oriunda principalmente do despejo de efluentes domésticos. Neste reservatório a variação de área ocupada pela classe área urbanizada entre 2010 e 2020 foi de 4,36%, o equivalente a 538 hectares.

Conforme indicado por Soares (2021) e Soares *et al.* (2021), a qualidade da água dos afluentes do reservatório de Vargem das Flores vem sendo degradada em decorrência de mudanças no uso da terra na bacia hidrográfica. Ao longo dos anos, segundo os autores, houve crescimento da Infraestrutura urbana na área de drenagem do rio Betim até o exutório do Reservatório Vargem das Flores, mesmo estando inteiramente dentro dos limites da Área de Proteção Ambiental Estadual de Vargem das Flores. Estudo mais antigo, realizado por Junior, Cota e Lemos (2016), mostrou que de 1984

a 2014 a sub-bacia do reservatório Vargem das Flores teve perdas florestais e alterações antrópicas mais intensas que outras áreas próximas, indicando que o processo de intensa urbanização já ocorria na sub-bacia há anos.

O aumento de áreas urbanas é um dos maiores contribuintes para o aumento de sedimentos, matéria orgânica, nutrientes e patógenos em ecossistemas aquáticos (XIA *et al.*, 2016), em função da maior área impermeável e consequente maior escoamento superficial, somado ao lançamento de efluentes domésticos e industriais (CHEN, *et al.*, 2016a; LIU *et al.*, 2018; MELLO *et al.*, 2018; RODRIGUES *et al.*, 2018).

No estudo realizado por Cordova (2020) para a bacia do Rio Pará, a autora identificou por meio de modelos de regressão que esta classe apresentou relação significativa positiva para muitos indicadores da qualidade da água, incluindo Cloreto total, CE, DQO, Fe dissolvido, Fósforo total, Indicador fecal, N-NH_4^+ , SDT, SST e Turbidez, e negativa para OD, indicando piora da qualidade das águas superficiais na bacia do rio Pará. Para a bacia do Rio das Velhas, a autora identificou relação significativa e positiva para as variáveis Cloreto total, CE, DBO, DQO, Fe dissolvido, Fósforo total, Indicador fecal, N-NH_4^+ , SDT e Zinco total; e negativa significativa para OD, sugerindo, da mesma forma, que o aumento da área urbanizada leva a uma degradação da qualidade da água dos corpos hídricos. Destaca-se que outros estudos também identificaram correlações positivas entre áreas urbanizadas e parâmetros de qualidade das águas como Condutividade elétrica, DQO, Indicador Fecal, N-NH_4^+ , N-NO_3^- , Fósforo total, e negativas com OD (ERVINIA *et al.*, 2019; MELLO *et al.*, 2018; VITRO *et al.*, 2017).

Essa condição ressalta o fato de que as taxas de desenvolvimento de infraestrutura de saneamento geralmente ficam abaixo das taxas de expansão urbana, levando assim ao sério comprometimento dos cursos d'água urbanos, principalmente em países em desenvolvimento (CUNHA, SABOGAL-PAZ e DODDS, 2016; TROMBONI e DODDS, 2017; XIA *et al.*, 2016). A expansão da área urbana na área de estudo, pode justificar a tendência de degradação da qualidade das águas ao longo dos anos avaliados, ainda que, a avaliação da cobertura e uso da terra tenha sido feita em escala de bacia hidrográfica para cada reservatório.

A classe Mineração, conforme mencionado, também aumentou entre os anos de 2010 e 2020. Essa área corresponde a cerca de 2% das sub-bacias de drenagem dos reservatórios Rio Manso e Serra Azul (Tabelas 13 e 14) e 1% da sub-bacia do Vargem das Flores (Tabela 15). A atividade de mineração é uma atividade expressiva na região de estudo, destacando-se a região do Quadrilátero Ferrífero. Segundo o Plano de Segurança Hídrica da RMBH (PSH-RMBH, 2022a), na RMBH as áreas de mineração estão mais concentradas na bacia hidrográfica do Rio das Velhas, especialmente nos municípios de Nova Lima, Itabirito e Ouro Preto, e na bacia do Paraopeba nos municípios de Brumadinho e Itatiaiuçu.

Deste modo, além da contribuição natural de elementos metálicos como ferro para os cursos d'água da área de estudo, as atividades de mineração intensificam a exposição desses metais ao meio ambiente favorecendo maiores concentrações nos mananciais avaliados. Além disso, a atividade minerária pode degradar a qualidade das águas pelo maior aporte de sólidos suspensos, bem como de demais poluentes oriundos dos efluentes industriais do processo produtivo.

A classe Agricultura, em termos proporcionais, foi pouco representativa nas áreas de drenagem dos mananciais avaliados (não ocorrendo na sub-bacia do Vargem das Flores), representando menos de 1% da área total quando identificada (Tabelas 13 e 14), o que pode ser justificável pela maior proximidade dos mananciais dos centros urbanos. Para as sub-bacias em que foi contabilizada, indica a presença de cultivo de café, outras lavouras perenes e outras lavouras temporárias. Essa classe, em geral, assim como área urbanizada e mineração, está atrelada a piora da qualidade da água, principalmente em função da utilização de fertilizantes no processo produtivo, que tendem a favorecer o aumento da concentração de nutrientes nos cursos d'água (CHEN *et al.*, 2016a; CÓRDOVA, 2020; DIAMANTINI *et al.*, 2018; MELLO *et al.*, 2018; XUE *et al.*, 2018). Além disso, podem contribuir para a elevação de substâncias tóxicas, como agrotóxicos, nos cursos d'água (CHEN *et al.*, 2016a).

Por fim, a classe corpos d'água representou menos de 5% da totalidade de cada uma das sub-bacias de drenagem avaliadas e, para todos os casos, houve redução entre os anos de 2010 e 2020, ainda que pequena em termos percentuais (menos de 1% - Tabelas 13 a 15). As reduções dos cursos d'água podem estar atreladas a

intensificação das outras tipologias de cobertura e uso da terra no entorno e ao maior adensamento populacional, que contribuem para maiores demandas de água, reduzindo, dessa forma, a disponibilidade hídrica da região. Além disso, as demais atividades desenvolvidas na bacia do rio Paraopeba, como atividades industriais e mineração, também podem contribuir para a redução da disponibilidade hídrica dos mananciais de abastecimento da RMBH.

Conforme indicado por Soares (2021), para todas as áreas dos reservatórios foi observada a diminuição da classe água, com maior relevância a partir do ano de 2015, especialmente na área de drenagem do reservatório Serra Azul. Este reservatório passou por uma intensa seca durante seis anos consecutivos, de 2012/13 a 2017/18, onde a baixa precipitação colaborou para a grande redução do volume de água armazenada no reservatório (SAMPAIO e PINTO, 2018, 2020). Cordova (2020) também apontou para a redução da classe cursos d'água tanto para áreas de drenagem da bacia do Rio das Velhas, quanto para áreas da bacia do rio Pará, ambas sub-bacias da bacia hidrográfica do Rio São Francisco, assim como a bacia do rio Paraopeba. A autora atrelou a redução tanto a expansão de áreas destinadas a outros usos, como agricultura, pastagem e atividades industriais, quanto a questão da redução da pluviosidade reportada no sudeste brasileiro nas últimas décadas (RAO *et al.*, 2016).

O estudo desenvolvido por Nobre *et al.* (2016) sobre as características e os impactos da seca e da crise hídrica no sudeste do Brasil durante 2014 e 2015, apontou que desde o final de 2013, o sudeste do Brasil enfrentava uma das secas mais severas em décadas, e essa situação continuou durante 2015. Cidades como São Paulo, Rio de Janeiro e Belo Horizonte enfrentaram escassez de água, visto que os reservatórios que fornecem água para essas cidades estavam em níveis extremamente baixos em 2013/2014 e continuaram muito baixos durante 2014/2015, devido a temporada de chuvas deficientes, acompanhada por temperaturas recordes e subsequente aumento na demanda de água pela população. No mesmo contexto, especificamente a Região Metropolitana de Belo Horizonte, abastecida pelos reservatórios do Sistema Integrado Paraopeba, também vivenciou, entre os anos de 2014 e 2015, uma situação de escassez hídrica nos mananciais de abastecimento público, em virtude da deficiência pluviométrica prolongada, conforme apontado no estudo de Melo *et al.* (2020). Os

resultados deste estudo revelaram que a maioria dos meses nos anos de 2014 e 2015 apresentaram vazões menores que a média histórica nos sistemas produtores. Melo *et al.* (2021), em estudo sobre o desenvolvimento de um modelo de risco de segurança da água bruta para abastecimento urbano da RMBH, também destacou a ocorrência de um período de estiagem mais pronunciado entre os anos 2014 e 2015, quando houve uma seca severa na região sudeste.

Deste modo, tanto o incremento das classes de urbanização e mineração, quanto a redução da classe cursos d'água e consequente provável redução do volume de água dos reservatórios, podem ter contribuído para a degradação da qualidade das suas águas, corroborando os indicativos de tendência de elevação para alguns parâmetros em determinadas estações de monitoramento, bem como a modificação da dominância das comunidades planctônicas ao longo dos anos avaliados, ainda que em geral, se tenha um predomínio de boas condições de qualidade da água dos mananciais avaliados.

Os mapas de cobertura e uso da terra na sub-bacia de drenagem do reservatório Rio Manso, do reservatório Serra Azul e do reservatório Vargem das Flores, são apresentados nas Figuras 62, 63 e 64, respectivamente. Nos mapas é possível visualizar a dimensão das alterações entre o ano inicial (2010) e o ano final (2020) da série histórica. Na análise visual, para o reservatório Rio Manso (Figura 62) é possível notar a predominância da classe pastagem em ambos os períodos, além do incremento principalmente da área ocupada por mineração, bem como a prevalência de cobertura florestal no entorno do reservatório. Já para as sub-bacias dos reservatórios Serra Azul (Figura 63) e Vargem das Flores (Figura 64), é possível notar mudanças mais perceptíveis da classe de infraestrutura urbana, destacando-se o maior incremento dessa classe de uso da terra na área do Vargem das Flores. Também é possível perceber como o reservatório Serra Azul apresenta o entorno mais preservado com áreas de formação florestal, o que pode justificar, em geral, a melhor qualidade de suas águas.

Figura 62 - Cobertura e uso da terra na sub-bacia de drenagem do reservatório Rio Manso no ano de 2010 (esquerda) e 2020 (direita)

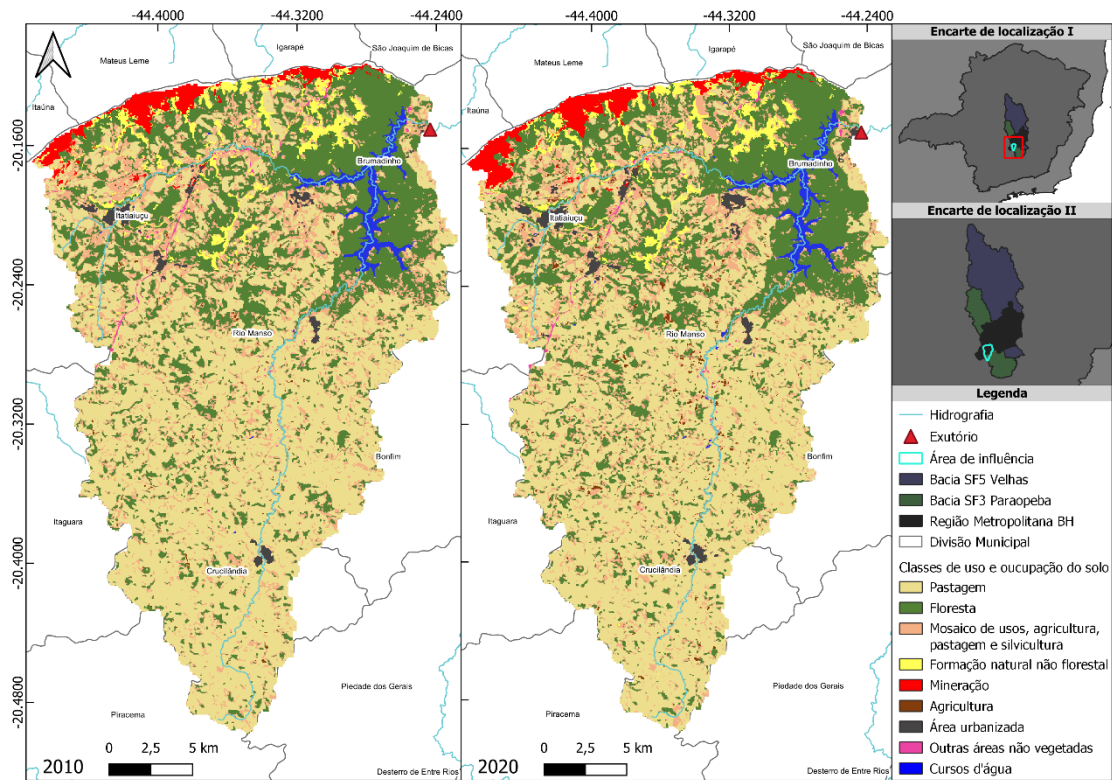


Figura 63 - Cobertura e uso da terra na sub-bacia de drenagem do reservatório Serra Azul no ano de 2010 (esquerda) e 2020 (direita)

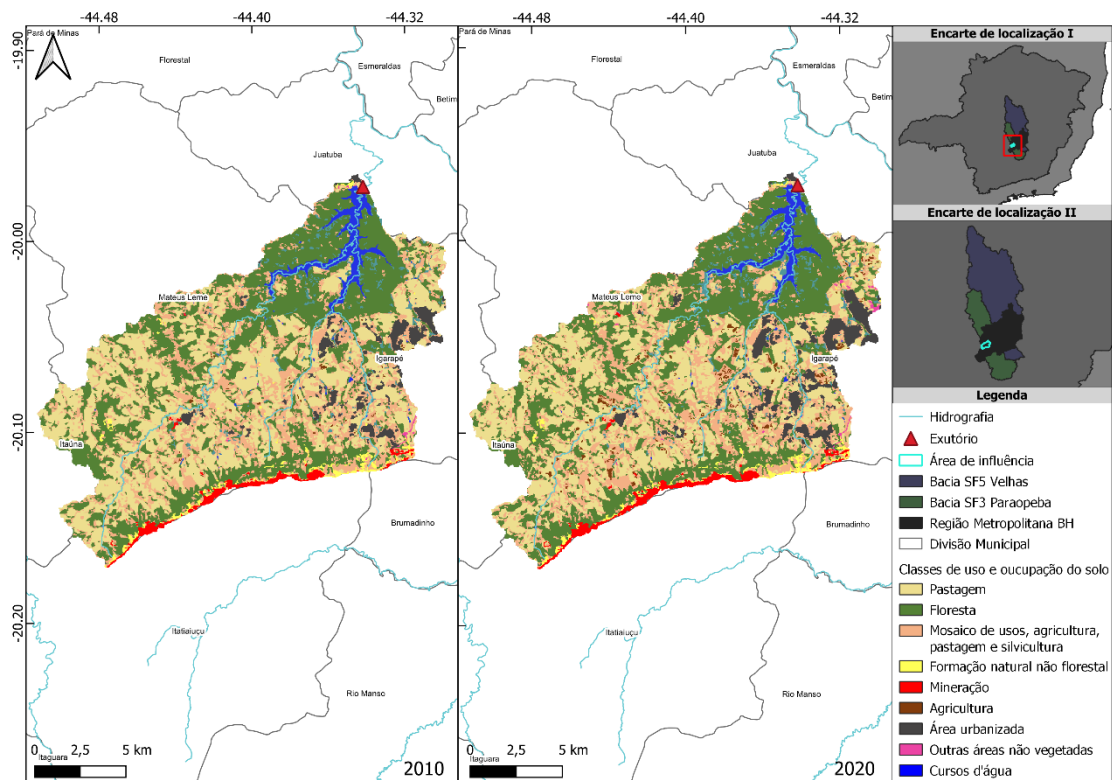
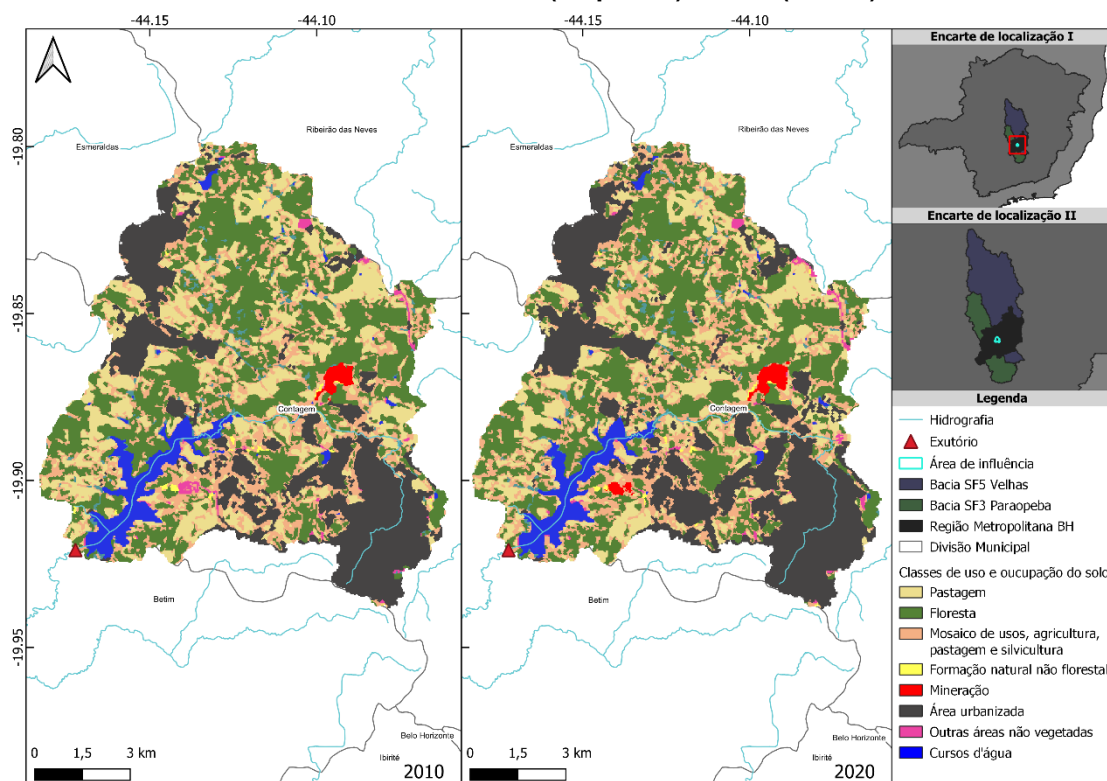


Figura 64 - Cobertura e uso da terra na sub-bacia de drenagem do reservatório Vargem das Flores no ano de 2010 (esquerda) e 2020 (direita)



Conforme indicado no Plano de Segurança Hídrica da RMBH (PSH-RMBH, 2022b), as áreas em que os três mananciais avaliados estão inseridos se enquadram como áreas críticas frente a necessidade de recuperação e conservação ambiental, e apresentam prioridade alta para a segurança hídrica, tanto do ponto de vista quantitativo quanto qualitativo, especialmente na sub-bacia do Vargem das Flores. O manancial Vargem das Flores apresenta maior grau de vulnerabilidade em segurança hídrica em relação aos outros dois avaliados, especialmente em termos da qualidade da água devido ao crescimento urbano.

Deste modo, considerando a importância dos três reservatórios do Sistema Integrado Paraopeba para o abastecimento da RMBH e a crescente pressão antrópica que esses mananciais estão submetidos, torna-se extremamente relevante o correto ordenamento da cobertura e uso da terra na região. Políticas públicas devem ser direcionadas para garantir o uso sustentável da terra no entorno destes mananciais, bem como prover o constante monitoramento destes cursos d'água e o investimento em infraestrutura, especialmente saneamento básico, com foco na segurança hídrica da região.

5.4 Índice multimétrico para avaliação da condição ambiental dos mananciais superficiais

5.4.1 Avaliação dos dados

Para o desenvolvimento do índice, mais de 15.000 dados referentes a 71 parâmetros de qualidade da água, monitorados ao longo de 30 anos em quatro estações de monitoramento do reservatório Rio Manso foram analisados na profundidade Secchi (Tabela 16).

Tabela 16 - Parâmetros monitorados e resumo da avaliação estatística

	Físico-Químicos	Metais	Orgânicos/Pesticidas	Bacteriológicos	Biomonitoramento
Parâmetros monitorados	Acidez Total, Alcalinidade Bicarbonato, Alcalinidade Carbonato, Alcalinidade Total, Substâncias Tensoativas, Cianetos, Cloretos, Clorofila-a, Condutividade Elétrica, Cor, Dem. Bioq de Oxigênio, Dem. Química de Oxigênio, Dureza Cálcio, Dureza Magnésio, Dureza Total, Fenóis, Fluoreto, Fósforo Total, Nitrato, Nitrito, Nitrogênio Amoniacal, Nitrogênio Orgânico, Nitrogênio Total, Oleos e Graxas, Ortofosfatos, Oxigênio Dissolvido, pH, Sólidos Dissolvidos Totais, Sólidos Suspensão Totais, Sólidos Totais, Sulfatos, Sulfetos, Temperatura Amostra, Temperatura do Ar, Transparência, Turbidez	Alumínio Dissolvido, Antimônio Total, Arsênio Total, Bário Total, Berílio Total, Boro Total, Cádmio Total, Chumbo Total, Cobalto Total, Cobre Dissolvido, Cromo Total, Ferro Total, Ferro Dissolvido, Lítio total, Magnésio Total, Manganês Dissolvido, Manganês Total, Mercúrio Total, Níquel Total, Potássio, Prata total, Sódio, Vanádio total, Zinco total	Benzo-a-antraceno, Benzo-a-pireno, Benzo-b-fluoranteno, Benzo-K-fluoranteno, Criseno, Dibenzo-a h-antraceno, Indeno-1,2,3-CD-pireno	Coliformes Totais, Escherichia Coli/Coliformes Termotolerantes	Fitoplâncton e Zooplâncton
	36	24	7	2	2

	Físico-Químicos	Metais	Orgânicos/Pesticidas	Bacteriológicos	Biomonitoramento
Parâmetros com N amostral reduzido (<240)	Alcalinidade Bicarbonato, Alcalinidade Carbonato, Alcalinidade Total, Substâncias Tensoativas, Cianetos, Cloretos, Dem. Bioq de Oxigênio, Dureza Cálcio, Dureza Magnésio, Dureza Total, Fenóis, Fluoreto, Nitrogênio Total, Oleos e Graxas, Ortofosfatos, Sólidos Dissolvidos Totais, Sólidos Totais, Sulfatos, Sulfetos	Alumínio Dissolvido, Antimônio Total, Arsênio Total, Bário Total, Berílio Total, Boro Total, Cádmio Total, Chumbo Total, Cobalto Total, Cobre Dissolvido, Cromo Total, Ferro Total, Ferro Dissolvido, Lítio Total, Magnésio Total, Manganês Dissolvido, Manganês Total, Mercúrio Total, Níquel Total, Potássio, Prata total, Sódio, Vanádio total, Zinco total	Benzo-a-antraceno, Benzo-a-pireno, Benzo-b-fluoranteno, Benzo-K-fluoranteno, Criseno, Dibenzo-a h- antraceno, Indeno- 1,2,3-CD-pireno	Coliformes Totais, Escherichia Coli/Coliformes Termotolerantes	-
	19	24	7	2	-
Parâmetros com baixa variabilidade (%LQ≥85%)	Substâncias Tensoativas, Cianetos, Fenóis, Nitrito, Nitrogênio Orgânico, Ortofosfatos, Sulfetos	Antimônio Total, Arsênio Total, Berílio Total, Boro Total, Cádmio Total, Cobalto Total, Cobre Dissolvido, Cromo Total, Lítio Total, Mercúrio Total, Níquel Total, Prata Total, Vanádio Total	Benzo-b-fluoranteno, Benzo-K-fluoranteno, Criseno, Dibenzo-a h- antraceno, Indeno- 1,2,3-CD-pireno	-	-
	7	13	5	0	-
Parâmetros que nunca violaram os limites legais vigentes ¹	Cloretos, Fluoreto, Nitrato, Nitrito, pH, Sólidos Suspensão Totais, Sulfatos	Antimônio Total, Arsênio Total, Bário Total, Berílio Total, Boro Total, Cobalto Total, Cromo Total, Lítio Total, Mercúrio Total, Níquel Total, Vanádio total	Benzo-b-fluoranteno, Benzo-K-fluoranteno, Criseno, Dibenzo-a h- antraceno, Indeno- 1,2,3-CD-pireno	Escherichia Coli/Coliformes Termotolerantes	-
	7	11	5	1	-

¹ Limites para Classe 1, conforme Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 08 de 2022 - MINAS GERAIS, 2022
OBS.: não foram considerados parâmetros não detectáveis, traços ou que foram medidos uma única vez.

O resultado da estatística preliminar apontou, dentre os parâmetros monitorados, àqueles com número de dados (N amostral) reduzido, neste caso foi considerado N<240, ou seja, que não possuíam ao menos duas coletas ao ano, por estação de monitoramento, para representatividade das variações anuais e sazonais. Observa-se na Tabela 16, que dentre o grupo de parâmetros físico-químicos, 19 apresentaram N<240, enquanto que para os demais grupos de parâmetros (metais, orgânicos/pesticidas e bacteriológicos) todos os parâmetros apresentaram N<240, sendo, em geral, monitorados apenas na estação da torre de tomada d'água e de forma mais esporádica. Todos os parâmetros acima listados com N<240 não foram considerados para compor possíveis métricas, visto que um N amostral muito reduzido

pode comprometer as análises efetuadas bem como gerar conclusões imprecisas sobre a condição ambiental do reservatório. Ademais, o número reduzido de dados é um indicativo que estes parâmetros não são monitorados com frequência, ou seja, não possuem um programa de monitoramento bem estabelecido, o que poderia comprometer a robustez do índice desenvolvido.

Em termos de variabilidade, nota-se na Tabela 16 que para o grupo de parâmetros físico-químicos, dentre os 35 monitorados, apenas 7 apresentaram a maior parte dos resultados abaixo do LQ, ou seja, mais de 85% dos resultados não quantificados, indicando assim reduzida variabilidade ao longo dos anos monitorados. Dentre o grupo dos metais, 13 parâmetros apresentaram %LQ maior ou igual a 85%. Para o grupo de parâmetros orgânicos/pesticidas, dos 7 monitorados, 5 apresentaram mais de 85% dos resultados abaixo do LQ. Enquanto para os parâmetros bacteriológicos, todos os resultados foram quantificados. Esses parâmetros que apresentaram %LQ $\geq$ 85 foram considerados menos relevantes para explicar a qualidade da água, dada a baixa variabilidade e a prevalência de resultados de magnitude reduzida, e, portanto, também não foram considerados como possíveis métricas, visto que não terão sensibilidade para demonstrar alterações no ambiente.

Em relação à comparação dos parâmetros de qualidade da água com os limites legais vigentes, a maioria dos parâmetros apresentaram a maior parte dos resultados abaixo dos padrões definidos para águas Classe 1, classe de qualidade mais restritiva a qual se enquadra o reservatório. Além disso, dentre os parâmetros monitorados e que possuem limites estabelecidos, alguns deles nunca violaram os respectivos limites, sendo um indicativo também de ausência de alterações frente as pressões antrópicas estabelecidas no ambiente. Neste caso, 7 parâmetros físico-químicos, 11 metais, 5 orgânicos/pesticidas e um bacteriológico, permaneceram 100% do tempo abaixo dos limites legais, também não sendo considerados como possíveis métricas.

A avaliação multivariada dos parâmetros físico-químicos em conjunto com dados de biomonitoramento e uso da terra, por meio da Análise de Cluster, realizada por Barroso, Gomes e Oliveira (2025), apontou para a alteração da qualidade da água do reservatório ao longo dos anos, com condição mais degradada nos últimos anos do monitoramento. Do mesmo modo, a avaliação da composição da comunidade

fitoplânctônica e zooplânctônica ao longo dos anos monitorados, indicou haver uma alternância de dominância tanto do fitoplâncton quanto do zooplâncton, bem como uma variação na diversidade de espécies no reservatório Rio Manso. Nos anos finais do monitoramento, houve um aumento na densidade de diatomáceas (*Bacillariophyceae*) e algas verdes (*Euchlorophyceae*), seguido do predomínio de cianobactérias (*Cyanophyceae*) no reservatório, com queda da diversidade de espécies. Enquanto para o zooplâncton, houve uma alternância entre o predomínio de rotíferos (*Monogononta*) e crustáceos (*Crustacea*). Tal fato é um indicativo para utilização de classes e gêneros específicos das comunidades fitoplânctônicas e zooplânctônicas e do índice de diversidade como métricas do índice elaborado no presente estudo.

Outro parâmetro avaliado pelas referidas autoras, foi o índice de estado trófico (IET), calculado considerando dados de Fósforo total e Clorofila-*a*, parâmetros relacionados ao enriquecimento de nutrientes e ao crescimento da biomassa fitoplanctônica. Os resultados apontaram variabilidade dos graus de trofia do reservatório ao longo do monitoramento, com predomínio de condições oligotróficas e mesotróficas. Dessa forma, considera-se o IET também como uma possível métrica a ser incorporada ao índice.

5.4.2 Seleção e definição das métricas

5.4.2.1 Indicação de possíveis métricas

Após a avaliação dos dados descrita no item anterior (5.4.1) foram selecionados os parâmetros físico-químicos indicados como possíveis métricas para compor o índice (Tabela 17). Considerando o desenvolvimento de um índice robusto, é fundamental que os parâmetros que compõem o índice sejam medidos facilmente no programa de monitoramento. Nota-se que os parâmetros físico-químicos indicados como possíveis métricas refletem esta condição. Além disso, esses parâmetros estão em conformidade com estudos anteriores, que utilizaram índices para avaliação da qualidade da água, incorporando, a princípio, parâmetros que representam a poluição por nutrientes (nitrogênio e fósforo), o parâmetro oxigênio dissolvido que é crítico para sustentar a vida em ecossistemas aquáticos e reflete os impactos da poluição orgânica e o parâmetro turbidez, que reflete condições de luz e poluição

bacteriológica, conforme discutido por Yongo *et al.* (2023) em estudo comparativo sobre o desempenho do índice de qualidade da água e do índice de integridade biótica do fitoplâncton na avaliação do estado ecológico de três rios urbanos na cidade de Haikou, China.

Tabela 17– Parâmetros indicados como possíveis métricas

Físico-Químicos	Biomonitoramento
Clorofila-a; Cor; Fósforo Total; Nitrogênio Amoniacal Total; Oxigênio Dissolvido; Transparência; Turbidez; TS _{tsr}	Métricas de composição/abundância; Métricas de riqueza/ diversidade; Métricas de sensibilidade/tolerância/métricas funcionais.
8	Vide Tabela 18

Também foram consideradas como possíveis métricas do índice, métricas relativas ao biomonitoramento do fitoplâncton e do zooplâncton, englobando métricas de composição/abundância; riqueza/ diversidade; sensibilidade/tolerância e métricas funcionais (Tabela 17). De acordo com Vadas Jr *et al.* (2022), a escolha das métricas relativas ao biomonitoramento englobando essas diferentes categorias permite compreender melhor a condição do ambiente e ter maior sensibilidade para detectar impactos antropogênicos. As métricas relativas ao biomonitoramento que são comumente empregadas na literatura para avaliação da integridade ecológica de cursos d'água superficiais, que podem ser incorporadas ao índice, considerando o monitoramento efetuado na área de estudo, são apresentadas na Tabela 18.

Tabela 18 – Métricas candidatas do fitoplâncton e zooplâncton comumente empregadas na literatura

Fitoplâncton	Referência	Zooplâncton	Referência
Abundância Centrales/Abundância Pennales	Kane <i>et al.</i> (2009)	Abundância de (Calanoida)/(Cladocera + Cyclopoida)	Kane <i>et al.</i> (2009)
Densidade total do fitoplâncton	Spatharis e Tsirtsis (2010)	Densidade total de calanoides	Pomari <i>et al.</i> (2019)
Clorofila a		Densidade total de ciclopoides	
Índice de Menhinick (baseado na riqueza de espécies e abundância total)	Maulood <i>et al.</i> (2011)	Número total de táxons	Cai <i>et al.</i> (2020)
Concentração de Clorofila-a		Número taxonômico de Cladocera	
Densidade total do Fitoplâncton		Número taxonômico de Copepoda	
Abundância relativa de Centrales (%)		Número taxonômico de Rotifera	
Abundância relativa Pennales (%)		Número taxonômico de Protozoários	
Abundância relativa de diatomáceas (%)		Proporção do número de táxons de Cladocera	
Abundância relativa Clorofíceas (%)		Proporção do número de táxons de Copepoda	
Abundância relativa Cianofíceas (%)		Proporção do número de táxons de Rotifera	
Índice de riqueza		Proporção do número de táxons de Protozoa	
		Índice de Shannon-Wiener	

Fitoplâncton	Referência	Zooplâncton	Referência
Número total de táxons			
Número de táxons de Bacillariophyta			
Número de táxons de Cyanophyta			
Número de táxons de Chlorophyta		% abundância total composta de rotífero	
% de táxons de Bacillariophyta		% abundância total composta de cladóceros e	
% de táxons de Cyanophyta		Copépode	Zhang <i>et al.</i> (2020)
% de táxons de Chlorophyta		Número de espécies de zooplâncton	
Índice de Pielou	Cai <i>et al.</i> (2012)	Índice de Shannon-Wiener	
Densidade celular total		Diversidade de Simpson	
Densidade celular de Bacillariophyta			
Densidade celular de Cyanophyta			
Densidade celular de Chlorophyta			
%Densidade celular de Bacillariophyta			
%Densidade celular de Cyanophyta			
%Densidade celular de Chlorophyta			
		Abundância total (ind/L) de comunidades zooplancônicas (rotíferos, cladóceros e copépodes	
Clorofila-a		RZoo: razão da abundância dos principais grupos de crustáceos das comunidades zooplancônicas → RZoo = copépodes calanoides / (cladóceros+ copépodes ciclopoideos)	Stamou <i>et al.</i> (2022)
Índice de Diversidade de Margalef	Wu Schmalz, e Fohrer (2012)		
Índice de Diversidade de Menhinick			
Riqueza de espécies - número total de espécies encontradas.			
Índice de diversidade de Menhinick	Facca <i>et al.</i> (2014)		
Clorofila a	Pomari <i>et al.</i> (2019)		
Riqueza de fitoplâncton			
Diversidade de fitoplâncton			
Densidade total do fitoplâncton	Wu <i>et al.</i> (2019)		
Clorofila a			
Índice de Menhinick			
% abundância total composta por Bacillariophyta			
% abundância total de bacilariófitas e clorofitas	Zhang <i>et al.</i> (2020)		
Número de espécies de fitoplâncton			
Número de espécies de Bacillariophyta			
Índice de Margalef			
Índice de Shannon-Wiener			
Porcentagem de gêneros Cyanophyta	Feng <i>et al.</i> (2021)		
Número de espécies totais			
Porcentagem de abundância de Cyanophyta			
Índice de Shannon-Wiener			
Índice Pielou			
Densidade de espécies totais	Yongo <i>et al.</i> (2023)		
Índice de riqueza de Margalef			
Clorofila-a			
Índice de Pielou			
Densidade celular de Bacillariophyta			
% de táxons de Bacillariophyta	Zhu <i>et al.</i> (2021)		
% de táxons de Chlorophyta			
Densidade celular de Cyanophyta			
% Densidade celular de Bacillariophyta			

Observa-se que métricas relativas ao biomonitoramento levantadas na literatura sobre a temática (Tabela 18), e indicadas como possíveis métricas para compor o índice multimétrico proposto, são atributos fundamentais que refletem a densidade, a biomassa, e a diversidade do fitoplâncton e do zooplâncton, que podem ser facilmente comparados em grandes escalas. Conforme mencionado, métricas simples, que podem ser mensuradas de forma rápida e eficiente em ambientes aquáticos, especialmente em países em desenvolvimento, onde, em geral, os recursos e os programas de monitoramentos são mais limitados (RUARO e GUBIANI, 2013; WU *et al.*, 2019), são preferíveis para compor o índice. Geralmente, as métricas mais

eficazes que refletem alterações na estrutura da comunidade planctônica são métricas de produtividade e densidade de espécies. Como uma representação da biomassa do fitoplâncton, a métrica clorofila-a, além da densidade de espécies, têm sido amplamente utilizadas na avaliação ecológica de águas superficiais e foram consideradas parâmetros cruciais no cumprimento da Diretiva Quadro da Água da União Europeia. Além disso, o emprego de índices de diversidade, uniformidade, e dominância também é frequente, conforme indicado na Tabela 18.

No presente estudo, para o fitoplâncton e o zooplâncton, as métricas relativas a abundância e densidade foram consideradas no nível taxonômico de classes, sendo que, níveis mais específicos foram considerados nas métricas relativas aos índices de diversidade, equidade e riqueza apresentados na etapa de seleção das métricas. Já as métricas relativas ao número e proporção de táxons não foram consideradas, visto que as métricas de densidade e abundância dos principais grupos planctônicos, bem como os respectivos índices, já incorporam essa avaliação.

5.4.2.2 Definição das métricas

Para o grupo de parâmetros físico-químicos indicados como possíveis métricas para compor o índice, conforme Tabela 17, foi aplicado o teste de correlação de Spearman para os períodos sazonais de chuva e estiagem, ao nível de significância de 5%, visando eliminar métricas redundantes. Nas Tabelas 19 e 20 consta a correlação entre as métricas de parâmetros físico-químicos, incluindo o Índice de Estado Trófico para reservatórios tropicais e subtropicais (TSItsr – CUNHA, CALIJURI e LAMPARELLI, 2013), para o período de chuva e estiagem, respectivamente.

Tabela 19 – Resultados da correlação de Spearman entre as métricas de parâmetros físico-químicos (chuva)

Métricas	Cl-a	Cor	PT	N. Amon	OD	Turb.	Transp.	TSItsr
Cl-a	1,00							
Cor	-0,10	1,00						
PT	0,44	0,02	1,00					
N. Amon.	0,11	0,13	0,04	1,00				
OD	0,09	0,05	0,18	0,13	1,00			
Turb.	-0,04	0,79	-0,09	-0,03	-0,02	1,00		
Transp.	-0,23	-0,52	-0,19	-0,19	-0,21	-0,57	1,00	
TSItsr	0,87	0,02	0,76	0,04	0,21	-0,02	-0,33	1,00

*Em vermelho estão destacadas as correlações significativas (valor-p <0,05) e em negrito e sublinhado as correlações que foram significativas e fortes (coeficiente de correlação >0,6).

Tabela 20 – Resultados da correlação de Spearman entre as métricas de parâmetros físico-químicos (estiagem)

Métricas	Cl-a	Cor	PT	N. Amon	OD	Turb.	Transp.	TSItsr
Cl-a	1,00							
Cor	-0,10	1,00						
PT	0,29	-0,23	1,00					
N. Amon.	0,02	0,22	-0,07	1,00				
OD	0,25	-0,31	0,11	0,01	1,00			
Turb.	-0,11	0,82	-0,15	0,33	-0,39	1,00		
Transp.	-0,09	-0,55	0,11	-0,14	0,25	-0,77	1,00	
TSItsr	0,72	-0,13	0,77	0,09	0,19	-0,07	-0,03	1,00

*Em vermelho estão destacadas as correlações significativas (valor-p <0,05) e em negrito e sublinhado as correlações que foram significativas e fortes (coeficiente de correlação >0,6).

Nota-se correlação significativa e forte entre TSItsr e Clorofila-a e PT (valor-p < 0,05 e coeficiente de correlação >0,6), tanto no período de chuva quanto no período de estiagem, conforme esperado. Deste modo, para representar as condições de trofia do reservatório (considerando tanto o aporte de nutrientes como o desenvolvimento da biomassa de fitoplâncton) optou-se por manter a métrica TSItsr. Isso porque este índice foi desenvolvido considerando uma longa série histórica de dados de 18 reservatórios tropicais/subtropicais e apresenta categorias de estado trófico bem definidas. Além disso, na indisponibilidade de dados de Fósforo total ou de Clorofila, ainda é possível calcular o índice considerando apenas um dos parâmetros. Outros parâmetros que apresentaram correlação significativa e forte (valor-p < 0,05 e coeficiente de correlação >0,6) foram Turbidez e Cor, tanto na chuva quanto na estiagem, e Transparência e Turbidez na estiagem. Assim, optou-se por manter o parâmetro Turbidez por ser, em geral, mais facilmente mensurável, além de interferir na parcela de cor aparente bem como na transparência da água, sendo este um parâmetro relevante para avaliar a qualidade da água de reservatórios, visto que interfere na passagem de luz e na produtividade primária do ambiente. Logo, após a avaliação da análise de correlação das 8 métricas candidatas relativas aos parâmetros físico-químicos, 4 foram pré-selecionadas, sendo elas: N.Amon., OD, Turb. e TSItsr.

A mesma análise de correlação foi realizada para o grupo de parâmetros relativos ao biomonitoramento, considerando àqueles apontados na literatura e aplicáveis ao monitoramento efetuado na área de estudo (Tabela 18), tanto para o período de chuva

quanto para o período de estiagem. Nas Tabelas 21 e 22 consta a correlação entre as métricas do biomonitoramento para os períodos de chuva e de estiagem, respectivamente.

Tabela 21 – Resultados da correlação de Spearman entre as métricas do biomonitoramento (chuva)

Métricas	Total Fito.	Total Chlo ro.	Total Bacilla.	Total Cya no.	AR Chlo ro.	AR Bacilla.	AR Cya no.	AR Bacilla. e Chlo ro.	AR Cent ra.	AR Pen na.	Riqueza Fito.	Marg . Fito	Men hi. Fito.	Shanon Fito.	Simpson Fito.	Pielou Fito.	Total Zoo.	Total Crusta.	Total Mono.	Rotí. + Cladó. + Copé.	AR Rotí.	AR Crustá.	Total Cladó.	Total Cala.	Total Cíclo.	Cala. /(Cladó.+ Cíclo.)	Riqueza Zoo.	Marg a. Zoo.	Men hi. Zoo.	Shanon Zoo.	Simpson Zoo.	Pielou Zoo.
Total Fito.	1,00																															
Total Chlo ro.	0,78	1,00																														
Total Bacilla.	0,22	0,41	1,00																													
Total Cya no.	0,41	-0,02	-0,27	1,00																												
AR Chlo ro.	0,15	0,64	0,22	-0,60	1,00																											
AR Bacilla.	-0,54	-0,24	0,65	-0,49	0,03	1,00																										
AR Cya no.	-0,01	-0,48	-0,46	0,86	-0,81	-0,35	1,00																									
AR Bacilla. e Chlo ro.	-0,06	0,46	0,43	-0,78	0,87	0,39	-0,90	1,00																								
AR Centra.	-0,63	-0,28	0,51	-0,56	0,19	0,91	-0,44	0,53	1,00																							
AR Penna.	-0,48	-0,36	-0,28	-0,44	0,19	0,10	-0,17	0,17	0,68	1,00																						
Riqueza Fito.	0,52	0,43	0,04	0,19	0,08	-0,38	-0,09	-0,17	-0,39	-0,35	1,00																					
Marga.. Fito	0,29	0,28	0,08	0,00	0,13	-0,18	-0,19	-0,09	-0,18	-0,23	0,94	1,00																				
Menhi. Fito.	-0,62	-0,34	-0,04	-0,53	0,14	0,41	-0,34	0,15	0,47	0,40	0,11	0,40	1,00																			
Shanon Fito	0,10	0,20	0,30	-0,02	0,02	0,18	-0,18	-0,11	0,06	-0,05	0,58	0,67	0,46	1,00																		
Simpson Fito.	0,03	0,14	0,27	0,02	-0,03	0,21	-0,12	-0,14	0,07	0,05	0,44	0,54	0,44	0,97	1,00																	
Pielou Fito.	-0,19	-0,01	0,26	-0,12	0,00	0,38	-0,15	-0,04	0,24	0,19	0,16	0,31	0,55	0,87	0,92	1,00																
Total Zoo.	-0,24	-0,16	0,06	0,12	-0,09	0,27	0,13	-0,05	0,24	-0,39	-0,19	-0,15	0,15	-0,05	-0,02	0,06	1,00															
Total Crusta.	-0,13	-0,11	-0,02	0,21	-0,13	0,09	0,18	-0,14	0,06	-0,26	-0,13	-0,15	0,01	-0,11	-0,08	-0,03	0,94	1,00														
Total Mono.	-0,37	-0,17	0,19	-0,10	0,06	0,46	-0,05	0,15	0,40	-0,49	-0,27	-0,16	0,31	0,00	0,02	0,17	0,91	0,74	1,00													
Rotí. + Cladó. + Copé.	-0,25	-0,17	0,06	0,12	-0,09	0,28	0,12	-0,04	0,25	-0,38	-0,21	-0,17	0,16	-0,06	-0,03	0,06	1,00	0,94	0,92	1,00												
AR Rotí.	-0,05	0,25	0,44	-0,66	0,47	0,40	-0,67	0,55	0,42	0,06	0,08	0,21	0,35	0,32	0,25	0,29	-0,24	-0,43	0,10	-0,24	1,00											
AR Crustá.	0,03	-0,22	-0,48	0,57	-0,38	-0,45	0,59	-0,46	-0,45	-0,13	-0,13	-0,25	-0,36	-0,42	-0,36	-0,37	0,11	0,35	-0,13	0,11	-0,94	1,00										
Total Cladó.	-0,18	-0,14	0,04	0,09	-0,07	0,20	0,07	-0,05	0,20	-0,24	-0,24	-0,23	0,00	-0,14	-0,10	-0,02	0,83	0,89	0,67	0,83	-0,38	0,30	1,00									
Total Cala.	-0,04	-0,02	-0,07	0,10	0,04	-0,04	0,04	-0,01	0,00	-0,37	0,04	0,00	0,01	-0,11	-0,10	-0,11	0,81	0,88	0,59	0,80	-0,37	0,33	0,79	1,00								

Métricas	Total Fito.	Total Chlo ro.	Total Bacil la.	Total Cya no.	AR Chlo ro.	AR Bacil la.	AR Cya no.	AR Bacil la. e Chlo ro.	AR Cent ra.	AR Pen na.	Riqu eza Fito.	Marg . Fito	Men hi. Fito.	Sha non Fito	Sim pson Fito.	Pielo u Fito.	Total Zoo.	Total Crus ta.	Total Mon o.	Roti. + Clad ó. + Cop é.	AR Roti.	AR Crus tá.	Total Clad o.	Total Cala.	Total Cycl o.	Cala. /(Clad o.+ Cycl o.)	Riqu eza Zoo.	Marg a. Zoo.	Men hi. Zoo.	Sha non Zoo.	Sim pson Zoo.	Pielo u Zoo.
Total Cyclo. Cala./(Clado.+Cycl o.)	-0,02	0,00	-0,13	0,31	-0,10	-0,12	0,24	-0,23	-0,18	-0,40	0,07	0,02	0,00	0,05	0,06	0,06	0,83	0,89	0,61	0,83	-0,39	0,41	0,68	0,69	1,00							
Riqueza Zoo.	-0,03	-0,15	-0,01	0,06	-0,13	0,05	0,10	0,00	0,12	-0,15	-0,16	-0,18	-0,09	-0,23	-0,18	-0,16	0,02	0,07	-0,05	0,02	-0,25	0,18	0,12	0,44	-0,18	1,00						
Marga. Zoo.	0,25	0,17	0,30	0,14	-0,09	0,11	-0,02	-0,05	0,08	-0,24	0,32	0,31	0,00	0,34	0,30	0,16	0,09	-0,03	0,03	0,07	0,07	-0,32	-0,06	-0,18	-0,15	-0,18	1,00					
Menhi. Zoo.	0,34	0,13	0,11	0,34	-0,25	-0,19	0,22	-0,25	-0,16	0,22	0,42	0,36	-0,17	0,28	0,23	0,04	-0,55	-0,52	-0,54	-0,57	-0,01	-0,10	-0,55	-0,46	-0,33	-0,08	0,89	1,00				
Shanon Zoo.	0,31	0,11	0,00	0,37	-0,26	-0,25	0,30	-0,30	-0,24	0,48	0,35	0,27	-0,21	0,23	0,20	0,04	-0,78	-0,71	-0,75	-0,80	-0,07	-0,03	-0,67	-0,59	-0,50	0,00	0,63	0,90	1,00			
Simpson Zoo.	0,14	0,19	0,33	0,00	0,08	0,16	-0,17	0,04	0,11	-0,43	0,30	0,31	0,10	0,37	0,34	0,26	0,10	0,03	0,08	0,08	0,02	-0,18	0,10	-0,05	-0,04	-0,23	0,78	0,60	0,47	1,00		
Pielou Zoo.	0,05	0,11	0,21	-0,02	0,03	0,04	-0,17	-0,03	-0,01	-0,36	0,27	0,27	0,08	0,35	0,34	0,24	-0,07	-0,02	-0,11	-0,08	0,00	-0,05	0,09	-0,10	-0,03	-0,22	0,50	0,47	0,43	0,90	1,00	
	-0,04	0,08	0,14	-0,11	0,08	0,10	-0,16	0,00	0,01	-0,29	-0,01	-0,03	0,02	0,11	0,15	0,14	0,13	0,21	0,10	0,14	-0,07	0,10	0,33	0,08	0,13	-0,15	-0,02	-0,12	0,00	0,50	0,69	1,00

*Em vermelho estão destacadas as correlações significativas (valor-p <0,05) e em negrito e sublinhado as correlações que foram significativas e fortes (coeficiente de correlação >0,6).

Tabela 22 – Resultados da correlação de Spearman entre as métricas do biomonitoramento (estiagem)

	Total Fito.	Total Chlo. ro.	Total Bacilla.	Total Cya no.	AR Chlo. ro.	AR Bacilla.	AR Cya no.	AR Bacilla. e Chlo. ro.	AR Centra.	AR Penna.	Riqueza Fito.	Marg a. Fito.	Menhi. Fito.	Shanon Fito.	Simpson Fito.	Pielou Fito.	Total Zoo.	Total Crusta.	Total Mon o.	Rotí. + Clad ó. + Cop é.	AR Rotí.	AR Crustá.	Total Clad o.	Total Cala.	Total Cycl o.	Cala. /(Clado.+ Cycl o.)	Riqueza Zoo.	Marg a. Zoo.	Menhi. Zoo.	Shanon Zoo.	Simpson Zoo.	Pielou Zoo.
Total Fito.	1,00																															
Total Chlo. ro.	<u>0,97</u>	1,00																														
Total Bacilla.	0,53	0,47	1,00																													
Total Cya no.	<u>0,63</u>	0,53	0,39	1,00																												
AR Chlo. ro.	0,51	<u>0,64</u>	0,00	-0,10	1,00																											
AR Bacilla.	-0,55	-0,57	0,38	-0,33	-0,53	1,00																										
AR Cya no.	-0,08	-0,21	0,06	<u>0,68</u>	<u>-0,62</u>	0,11	1,00																									
AR Bacilla. e Chlo. ro.	0,17	0,26	0,29	-0,26	<u>0,63</u>	0,17	<u>-0,69</u>	1,00																								
AR Centrale	<u>-0,77</u>	<u>-0,79</u>	-0,29	-0,48	-0,54	0,47	0,11	-0,04	1,00																							
AR Penna. Riqueza Fito.	-0,35	-0,35	<u>-0,42</u>	-0,19	-0,27	-0,09	0,21	-0,35	0,30	1,00																						
Marga. Fito	0,53	0,54	0,03	-0,05	0,37	<u>-0,64</u>	-0,51	-0,06	<u>-0,51</u>	-0,08	1,00																					
Marga. Fito	0,18	0,20	-0,15	<u>-0,39</u>	0,19	<u>-0,42</u>	<u>-0,60</u>	-0,16	<u>-0,28</u>	0,05	<u>0,89</u>	1,00																				
Menhi. Fito.	<u>-0,77</u>	<u>-0,74</u>	-0,50	<u>-0,78</u>	-0,35	0,36	-0,22	<u>-0,22</u>	0,48	0,29	-0,06	0,32	1,00																			
Shanon Fito	-0,10	-0,11	0,08	<u>-0,31</u>	<u>-0,23</u>	0,15	-0,21	<u>-0,29</u>	0,03	-0,09	0,33	0,50	0,41	1,00																		
Simpson Fito.	-0,17	-0,18	0,10	<u>-0,27</u>	<u>-0,32</u>	0,27	-0,10	<u>-0,30</u>	0,11	0,03	0,16	0,33	0,41	<u>0,96</u>	1,00																	
Pielou Fito.	<u>-0,50</u>	<u>-0,48</u>	0,02	<u>-0,33</u>	<u>-0,41</u>	<u>0,60</u>	0,03	-0,14	0,34	-0,01	<u>-0,37</u>	-0,13	0,48	<u>0,67</u>	<u>0,78</u>	1,00																
Total Zoo.	-0,13	-0,14	0,17	0,19	<u>-0,22</u>	0,35	0,36	0,01	0,11	-0,07	<u>-0,37</u>	<u>-0,34</u>	-0,02	-0,18	-0,11	0,11	1,00															
Total Crusta.	0,03	0,06	0,13	0,13	0,03	0,16	0,15	0,13	0,02	-0,14	-0,18	<u>-0,24</u>	-0,06	-0,10	-0,06	0,04	<u>0,91</u>	1,00														
Total Mono.	-0,21	<u>-0,23</u>	0,24	0,07	<u>-0,30</u>	0,47	0,32	0,03	0,17	-0,14	<u>-0,41</u>	<u>-0,31</u>	0,07	-0,12	-0,06	0,22	<u>0,91</u>	<u>0,63</u>	1,00													
Rotí. + Cladó. + Copé.	-0,14	-0,15	0,15	0,20	<u>-0,22</u>	0,35	0,39	0,02	0,10	-0,08	<u>-0,39</u>	<u>-0,36</u>	-0,02	-0,20	-0,13	0,12	1,00	<u>0,92</u>	<u>0,91</u>	1,00												
AR Rotí.	0,09	0,09	0,18	-0,27	0,10	-0,02	<u>-0,36</u>	0,16	-0,12	-0,07	0,27	0,35	0,13	0,27	0,21	0,12	<u>-0,37</u>	<u>-0,26</u>	-0,10	<u>-0,37</u>	1,00											
AR Crustá.	-0,05	-0,03	<u>-0,33</u>	0,21	0,05	-0,15	0,19	-0,11	0,10	0,35	-0,12	<u>-0,24</u>	-0,07	-0,12	-0,07	-0,03	-0,02	0,30	<u>-0,39</u>	0,01	<u>-0,96</u>	1,00										

	Total Fito.	Total Chlo ro.	Total Bacil la.	Total Cya no.	AR Chlo ro.	AR Bacil la.	AR Cya no.	AR Bacil la. e Chlo ro.	AR Cent ra.	AR Pen na.	Riqu eza Fito.	Marg a. Fito.	Men hi. Fito.	Sha non Fito.	Sim pson Fito.	Pielo u Fito.	Total Zoo.	Total Crus ta.	Total Mon o.	Rotí. + Clad ó. + Cop é.	AR Rotí.	AR Crus tá.	Total Clad o.	Total Cala.	Total Cycl o.	Cala. /(Clad o.+ Cycl o.)	Riqu eza Zoo.	Marg a. Zoo.	Men hi. Zoo.	Sha non Zoo.	Sim pson Zoo.	Pielo u Zoo.	
Total Clado. Total Cala. Total Cyclo. Cala./(Clado.+Cyclo.) Riqueza Zoo. Marga. Zoo. Menhi. Zoo. Shanon Zoo. Simpson Zoo. Pielou Zoo.	-0,09	-0,07	0,12	0,14	-0,11	0,30	0,23	0,10	0,16	0,11	-0,20	-0,24	0,03	-0,06	0,01	0,15	0,87	0,89	0,68	0,87	-0,18	0,27	1,00										
	-0,09	-0,10	0,11	-0,07	-0,10	0,24	0,10	0,09	0,05	0,38	-0,24	-0,22	0,05	0,04	0,07	0,21	0,87	0,91	0,72	0,88	-0,05	0,22	0,86	1,00									
	0,12	0,16	0,17	0,11	0,15	0,05	-0,02	0,20	0,01	-0,18	-0,10	-0,16	-0,13	-0,15	-0,15	-0,08	0,85	0,97	0,54	0,86	-0,26	0,29	0,76	0,83	1,00								
	-0,12	-0,15	-0,01	-0,18	-0,10	0,12	-0,13	0,00	0,00	-0,47	-0,18	-0,06	0,06	0,19	0,21	0,32	-0,13	-0,19	0,13	-0,11	0,59	-0,32	-0,14	0,14	-0,27	1,00							
	0,16	0,15	0,24	0,22	0,03	0,03	0,08	0,03	-0,28	-0,22	0,13	0,11	-0,11	-0,08	-0,09	-0,13	0,56	0,16	0,62	0,54	-0,20	-0,46	0,14	-0,05	0,11	-0,08	1,00						
	0,43	0,41	0,19	0,16	0,22	-0,36	-0,23	0,02	-0,52	-0,50	0,63	0,51	-0,13	0,08	0,01	-0,29	0,02	-0,11	-0,04	-0,02	0,02	-0,29	-0,16	-0,30	-0,11	-0,23	0,88	1,00					
	0,23	0,20	-0,09	0,13	0,05	-0,38	-0,08	-0,22	-0,38	-0,29	0,55	0,50	-0,02	0,14	0,10	-0,18	-0,54	-0,53	-0,57	-0,56	-0,30	0,04	-0,50	-0,62	-0,50	-0,24	0,41	0,76	1,00				
	0,12	0,14	0,20	-0,03	0,10	0,02	-0,06	0,11	-0,37	-0,14	0,19	0,18	-0,04	0,02	0,00	-0,01	0,39	0,09	0,51	0,37	-0,01	-0,35	0,18	-0,10	-0,01	0,01	0,83	0,67	0,34	1,00			
	0,23	0,25	0,35	-0,14	0,17	0,01	-0,22	0,21	-0,31	-0,56	0,33	0,29	-0,08	0,21	0,18	0,08	-0,07	-0,18	0,13	-0,10	0,24	-0,33	-0,05	-0,21	-0,22	0,13	0,51	0,54	0,41	0,89	1,00		
	-0,27	-0,25	-0,10	-0,28	-0,14	0,21	0,09	-0,06	0,07	-0,08	-0,09	0,00	0,27	0,25	0,27	0,41	-0,10	0,01	-0,03	-0,09	0,04	0,12	0,23	0,11	-0,12	0,25	-0,28	-0,27	-0,03	0,22	0,53	1,00	

*Em vermelho estão destacadas as correlações significativas (valor-p <0,05) e em negrito e sublinhado as correlações que foram significativas e fortes (coeficiente de correlação >0,6).

Para o fitoplâncton, considerando o período de chuva (Tabela 21), a métrica Total Fito., que representa a densidade total do fitoplâncton apresentou correlação significativa e forte (valor- $p < 0,05$; coeficiente de correlação $> 0,6$) com as métricas Total Chloro. (densidade total de *Chlorophyta*), Centrale AR (Abundância Relativa de Centrales) e Índice de Menhirick (Menhirick Fito), deste modo, optou-se por manter apenas métrica Total Fito, representativa da totalidade do fitoplâncton e comumente medida nos programas de monitoramento. A métrica Total Bacilla. (densidade total de *Bacillariophyta*), apresentou correlação significativa forte com a métrica AR Bacilla. (Abundância relativa de *Bacillariophyta*), deste modo optou-se por manter apenas Total Bacilla. A métrica densidade total de *Cyanophyta* (Total Cyano.) apresentou correlação significativa e forte com a métrica abundância relativa de *Cyanophyta* (AR Cyano), abundância relativa de *Chlorophyta* (AR Chloro.), abundância relativa de *Bacillariophyta* e *Chlorophyta* (AR Bacilla. e Chloro.) e abundância relativa de Rotífero (AR Rotí.), deste modo, optou-se por manter apenas a métrica (Total Cyano.), por ser diretamente medida no monitoramento, apresentar limites definidos nas legislações vigentes e estar associada a degradação da qualidade da água. A métrica Índice de Margalef calculada para o fitoplâncton (Margalef Fito.) foi fortemente correlacionada com a métrica Riqueza Fito., visto que esse índice fornece uma indicação de quantas espécies diferentes existem em uma determinada amostra em relação ao número total de indivíduos dessa amostra. Considerando que o índice é uma medida da riqueza de espécies amplamente empregada na literatura, optou-se por manter a métrica Margalef Fito. Entretanto, o índice de Margalef foi fortemente correlacionado com o Índice de diversidade de Shannon-Wiener (Shannon Fito.), sendo este último fortemente correlacionado com as métricas índices de Simpson e Pielou também calculadas para o fitoplâncton. Deste modo, optou-se por manter apenas a métrica Shannon Fito., sendo este índice também amplamente empregado na literatura para avaliar a diversidade biológica, que leva em conta tanto o número de espécies em uma comunidade (riqueza de espécies) quanto a distribuição proporcional dos indivíduos entre essas espécies.

Considerando o período de estiagem (Tabela 22), a métrica Total Fito., que representa a densidade total do fitoplâncton (células/ml) apresentou correlação significativa e forte com as mesmas métricas apontadas no período chuvoso, e além disso, com a métrica Total Cyano., que representa a densidade total de *Cyanophyta* (Total Cyano.),

optando-se por manter apenas esta última. A métrica Total Bacilla., foi mantida, pois não apresentou correlação significativa e forte com nenhuma outra métrica. A métrica AR Penna., também não apresentou correlação significativa e forte com nenhuma outra métrica, porém, como a métrica AR centra. não foi mantida, optou-se por não considerar nenhuma das métricas, visto que a relação entre as duas que é usualmente empregada para expressar a condição ecológica do meio. Contudo, essa relação também não foi considerada devido a impossibilidade de cálculo ou valores nulos em grande parte das amostras, devido a ocorrência de apenas um dos grupos em específico.

Em termos das métricas do zooplâncton, considerando o período de chuva (Tabela 21), a métrica Total Zoo., que representa a densidade total do zooplâncton (indivíduos/ml) apresentou correlação significativa e forte (valor- $p < 0,05$ e coeficiente de correlação $> 0,6$) com as demais métricas associadas a densidade do zooplâncton, sendo elas: Total Crusta., Total Monogo., Rotíf. +Cladó.+Cope., Total Clado., Total Cala. e Total Cyclo e também com a métrica Índice de Menhirick (Menhirick Zoo.). Deste modo, optou-se por manter apenas a métrica Total Zoo, representativa da totalidade do zooplâncton. A métrica abundância relativa de rotíferos (AR Rotíf.) apresentou correlação forte e negativa (valor- $p < 0,05$ e coeficiente de correlação = -0,96) com a abundância relativa de crustácea (AR Crusta.), deste modo optou-se por manter a métrica AR Crustá., visto que a métrica AR Rotíf. já foi considerada redundante devido a forte correlação com a métrica densidade total de *Cyanophyta*. A métrica relacionada a riqueza do zooplâncton (Riqueza Zoo) foi fortemente correlacionada com as métricas dos Índices de Margalef, Menhirick e de diversidade de Shannon-Wiener. A métrica do Índice de Margalef para zooplâncton (Marga. Zoo.) também apresentou correlação significativa e forte com os índices de Menhirick (Menhi. Zoo.) e de Shannon-Wiener. Além disso, a métrica relativa ao Índice de diversidade de Shannon-Wiener (Shannon zoo.) foi fortemente correlacionada com a métrica índices de Simpson e este com o de Pielou. Deste modo, no que diz respeito as métricas da diversidade do zooplâncton optou-se por manter apenas (Shannon Zoo.), sendo este último um índice que mede a uniformidade ou equidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies em uma comunidade ecológica, e mais amplamente empregado na literatura.

No período de estiagem (Tabela 22), as métricas relativas a densidade de zooplâncton mantiveram-se correlacionadas, confirmando a manutenção apenas da métrica Total Zoo. A métrica Cala./(Clado.+Cyclo.) foi mantida, pois assim como no período de chuva, no período de estiagem não apresentou correlação com nenhuma outra métrica.

Em suma, após a avaliação da análise de correlação das 32 métricas candidatas relativas aos dados de biomonitoramento, tanto no período de chuva quanto no período de estiagem, 7 foram pré-selecionadas, sendo elas: Total Bacilla., Total Cyano., Shannon Fito., Total Zoo., AR Crustá., Cala./(Clado.+Cyclo.), Shannon Zoo.

As 4 métricas relativas aos parâmetros físico-químicos e as 7 métricas relativas aos dados de biomonitoramento pré-selecionadas após a análise de correlação de Spearman, foram analisadas conjuntamente por meio da ACP, de forma a identificar a relação entre elas e a contribuição sobre a variabilidade da qualidade da água do reservatório. Na Tabela 23 são apresentadas as cargas fatoriais das correlações entre as métricas avaliadas e as componentes retidas. Em negrito e sublinhado estão indicadas as correlações fortes (maior ou igual a 0,75) e em apenas negrito as correlações moderadas (maior ou igual a 0,50 e menor que 0,75) entre a métrica e a CP, ou seja, para qual CP a métrica mais contribuiu. Assim, as métricas com correlações fortes foram consideradas as mais importantes para explicar a variabilidade da qualidade da água e, portanto, as métricas indicadas para compor o índice multimétrico. Na Figura 65 é apresentado o gráfico *biplot* da ACP para o período de chuva e na Figura 66 para o período de estiagem.

Tabela 23 - Cargas fatoriais das correlações entre as métricas pré-selecionadas e as componentes avaliadas

MÉTRICAS	CHUVA					MÉTRICAS	ESTIAGEM			
	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5		CP1	CP2	CP3	CP4
N.Amo	0,019	-0,660	-0,138	0,254	0,123	N.Amo	0,230	0,487	-0,708	0,007
OD	-0,102	<u>-0,822</u>	0,113	-0,305	-0,101	OD	-0,160	0,713	-0,076	0,033
Turb.	0,322	0,740	-0,242	-0,180	0,119	Turb.	0,609	0,280	-0,396	0,271
TSItsr	0,122	0,019	<u>0,769</u>	0,457	0,018	TSItsr	-0,344	0,316	0,379	0,556
Total Bacilla.	<u>0,819</u>	-0,230	-0,326	0,275	-0,085	Total Bacilla.	0,533	0,110	0,556	-0,466
Total Cyano.	0,567	-0,064	-0,600	0,472	0,116	Total Cyano.	-0,220	0,272	0,453	-0,430
Shanon Fito.	<u>0,820</u>	0,012	0,155	-0,096	-0,225	Shanon Fito.	0,331	-0,698	-0,156	-0,196
Total Zoo.	-0,250	0,003	-0,355	-0,024	<u>-0,840</u>	Total Zoo.	0,703	0,380	0,343	0,252
AR crustá.	-0,636	-0,086	-0,374	0,302	0,335	AR crustá.	<u>-0,763</u>	0,066	-0,403	-0,320

MÉTRICAS	CHUVA					MÉTRICAS	ESTIAGEM			
	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5		CP1	CP2	CP3	CP4
Cala./(Clado.+Cyclo.)	-0,271	0,206	0,248	0,749	-0,291	Cala./(Clado.+Cyclo.)	0,175	-0,664	-0,049	0,397
Shanon Zoo	0,823	-0,115	0,266	-0,071	0,073	Shanon Zoo	0,548	0,132	-0,298	-0,442
Autovalor	3,012	1,780	1,570	1,365	1,018	Autovalor	2,417	2,104	1,719	1,342
% Total	27,385	16,185	14,272	12,411	9,258	% Total	21,968	19,128	15,623	12,200
% Acumulado	27,385	43,571	57,842	70,253	79,511	% Acumulado	21,968	41,096	56,719	68,919

Em itálico e negrito = cargas fortes; em negrito = cargas moderadas.

Figura 65 - Biplot (CP1 x CP2) das métricas pré-selecionadas após etapa de correlação de Spearman, para o período de chuva

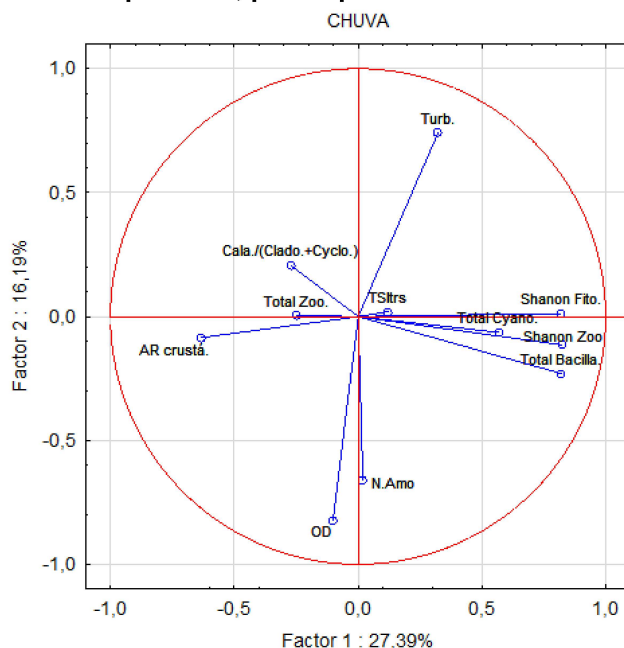
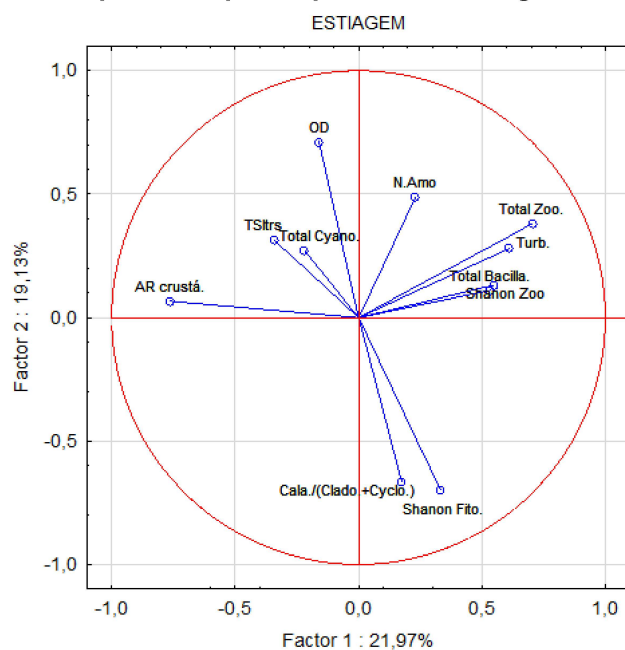


Figura 66 - Biplot (CP1 x CP2) das métricas pré-selecionadas após etapa de correlação de Spearman, para o período de estiagem



Nota-se que, as componentes principais conseguiram explicar entre 79,51% e 68,92% (Tabela 23) da variabilidade total da qualidade da água do reservatório, no período de chuva e de estiagem, respectivamente, restando 5 componentes no período de chuva e 4 no período de estiagem, seguindo o critério de Kaiser (KAISER, 1960), onde apenas os autovalores maiores que 1,00 foram mantidos. No período de chuva, observa-se que as métricas fortemente correlacionadas com a CP1 foram densidade total de Bacillariophyta (Total Bacilla.), índice de Shannon-Winer para fitoplâncton (Shanon Fito.) e índice de Shannon-Winer para zooplâncton (Shanon Zoo.). Enquanto para a CP2 apenas a métrica Oxigênio dissolvido (OD) e para CP3 apenas a métrica Índice de estado trófico (TSItsr) foram fortemente correlacionadas com as respectivas CPs. Na CP4 nenhuma métrica foi fortemente correlacionada, enquanto na CP5 apenas a métrica Densidade total de Zooplâncton (Total Zoo.) foi fortemente correlacionada. Já no período de estiagem, apenas a métrica Abundância relativa de Crustácea (AR Crusta.) apresentou correlação forte com a CP1. Portanto, após análise da ACP nos períodos sazonais, foram selecionadas 7 métricas para compor o índice multimétrico, ou seja, àquelas fortemente correlacionadas com as CPs.

Entretanto, além dessas 7 métricas, foram incluídas as métricas turbidez e densidade total de Cyanophyta, que apesar de não serem selecionadas pelo método da ACP, são métricas consideradas relevantes para compor o índice, conforme considerado em trabalhos anteriores (Tabela 18). A turbidez foi considerada uma métrica relevante por expressar o teor de sólidos, que pode afetar a transparência da coluna d'água e consequentemente o desenvolvimento do fitoplâncton. Já a densidade de cianobactérias representa uma das principais métricas do fitoplâncton que indica a deterioração da qualidade da água, sendo comumente monitorada em cursos d'água, além de apresentar limites definidos na legislação nacional e internacional. Sendo assim, as nove métricas finais selecionadas para compor o índice, 3 relativas a parâmetros físico-químicos e 6 a parâmetros do fitoplâncton e do zooplâncton, estão apresentadas na Tabela 24.

Tabela 24- Métricas finais selecionadas para compor o índice multimétrico

Físico-Químicos	Biomonitoramento
Oxigênio dissolvido (OD) TSltsr Turbidez (Turb.)	Densidade total de Bacillariophyta (Total Bacilla.) Densidade total de Cyanophyta (Total Cyano) Índice de Shannon-Winer para fitoplâncton (Shanon Fito.) Densidade total do zooplâncton (Total Zoo) Abundância relativa de crustácea (AR crustá.) Índice de Shannon-Winer para zooplâncton (Shanon Zoo.)
3	6

5.4.3 Definição das condições de referência e padronização das métricas

Conforme mencionado na metodologia (item 4.6.3), as condições de referência foram definidas com base nos limites definidos na legislação estadual vigente (MINAS GERAIS, 2022). Também foram considerados critérios e limiares definidos na literatura relativa a temática, conforme indicado na Tabela 25. Para cada métrica, uma pontuação de 1, 3 ou 5 foi atribuída com base nos intervalos definidos para as condições de referência estabelecidas, sendo 1 o indicativo de condições mais degradadas e 5 o indicativo de melhores condições e de um ambiente ecologicamente mais equilibrado.

Tabela 25 – Métricas e respectivas condições de referência

Métricas	Resposta a degradação	Pontuação 1	Pontuação 3	Pontuação 5
¹ OD (mg/L)	Reduz com a degradação	valor<5	5≤valor<6	*valor≥6
² TSltsr	Aumenta com a degradação	valor > 55,7	53,1<valor≤55,7	valors≤53,1
¹ Turbidez	Aumenta com a degradação	valor>100	40<valors≤100	valors≤40
³ Total Bacilla. (cel./mL)	Reduz com a degradação	valor < 93	93≤valor<601	valors≥601
⁴ Total Cyano. (cel./mL)	Aumenta com a degradação	valor > 20.000	10.000<valors≤20.000	valors≤10.000
⁵ Shanon Fito.	Reduz com a degradação	valor<1,0	1,0≤valor<2,2	valors≥2,2
⁶ Total Zoo. (ind.L)	Reduz com a degradação	Valor < 65	65≤valor<900	valors≥900
³ Abundância relativa de Crustácea (AR Crusta.)	Reduz com a degradação	valor<56	56≤valor<94	≥94
⁵ Shanon Zoo.	Reduz com a degradação	valor<1,0	1,0≤valor<2,2	valors≥2,2

- 1: faixas definidas conforme limites de classe I e II estabelecidos na DN COPAM-CERH/MG 8/2022; * valores de OD acima da saturação podem indicar elevada atividade fotossintética e condição de florações. Neste caso, deverá ser atribuído valor igual a 1.
- 2: O índice só poderá ser calculado se houver dados de Fósforo total. Na ausência de dados de clorofila-a, o cálculo do TSItsr deverá ser realizado considerando apenas o parâmetro fósforo. As mesmas faixas de classificação do TSItsr devem ser consideradas, conforme Cunha, Calijuri e Lamparelli, 2013.
- 3: para definição das faixas considerou-se a metodologia baseada em percentis, conforme também realizado por outros autores, como Wu, Schmalz e Fohrer, 2012, Zhu *et al.*, 2021 e Stamou *et al.*, 2022. O limite superior foi definido com base no percentil 90% dos dados, e o limite intermediário com base no percentil 50% dos dados para o reservatório Rio Manso.
- 4: faixas definidas conforme limites estabelecidos na portaria de potabilidade nº 888/2021 e na DN COPAM-CERH/MG 8/2022.
- 5: para definição das faixas de pontuação para o índice de Shanon Fito. e Shanon Zoo. considerou-se a metodologia baseada em percentis, conforme também realizado por outros autores, como Wu, Schmalz e Fohrer, 2012, Zhu *et al.*, 2021 e Stamou *et al.*, 2022. Neste caso, considerou-se como limite superior o percentil 90% dos dados calculados para o reservatório Rio Manso. O limite inferior foi considerado como 1, visto que valores menores que 1 apontam para uma distribuição menos homogênea entre indivíduos de diferentes espécies em relação ao total da amostra.
- 6: Para este caso foram mantidas as faixas indicadas na literatura, Stamou *et al.*, 2022., uma vez que o cálculo das faixas considerando os valores de percentis do banco de dados analisado mantiveram-se próximas as da literatura.

5.4.4 Agregação das métricas e definição das categorias de classificação

Considerando que as 9 métricas recebam a pontuação máxima (5), tem-se uma pontuação global igual a 45. Ao considerar que todas recebam a pontuação mínima (1), tem-se a pontuação global igual a 9. Partindo da diferença entre a pontuação máxima global e a mínima global e considerando a divisão em 5 partes iguais, tem-se o estabelecimento de 5 classes de qualidade (Tabela 26), variando entre: 9-16 (muito ruim); 16-23 (ruim); 23-30 (moderada); 30-37 (boa); 37-45 (excelente). Logo, o valor final do índice corresponde a soma das pontuações atribuídas para cada uma das 9 métricas que o compõe, sendo que, quanto maior o valor melhor a condição ecológica do curso d'água avaliado, visto que se encontra mais próximo das condições de referência estabelecidas para um ambiente não degradado.

Tabela 26 – Categorias de classificação da condição ecológica do reservatório

Classificação	Valor final do índice
EXCELENTE	37-45
BOA	30-37
MODERADA	23-30
RUIM	16-23
MUITO RUIM	9-16

5.4.5 Aplicação do índice desenvolvido para avaliar a integridade ambiental dos reservatórios estudados

A aplicação do índice para os dados do reservatório Rio Manso, para o período completo do monitoramento, indicou que a maioria dos resultados se enquadraram na categoria boa (61,47%) e moderada (34,86%), apenas 3,67% se enquadraram na faixa ruim e nenhuma amostra foi classificada como excelente ou muito ruim, conforme apresentado na Tabela 27. No período de chuva 75,86% dos resultados foram

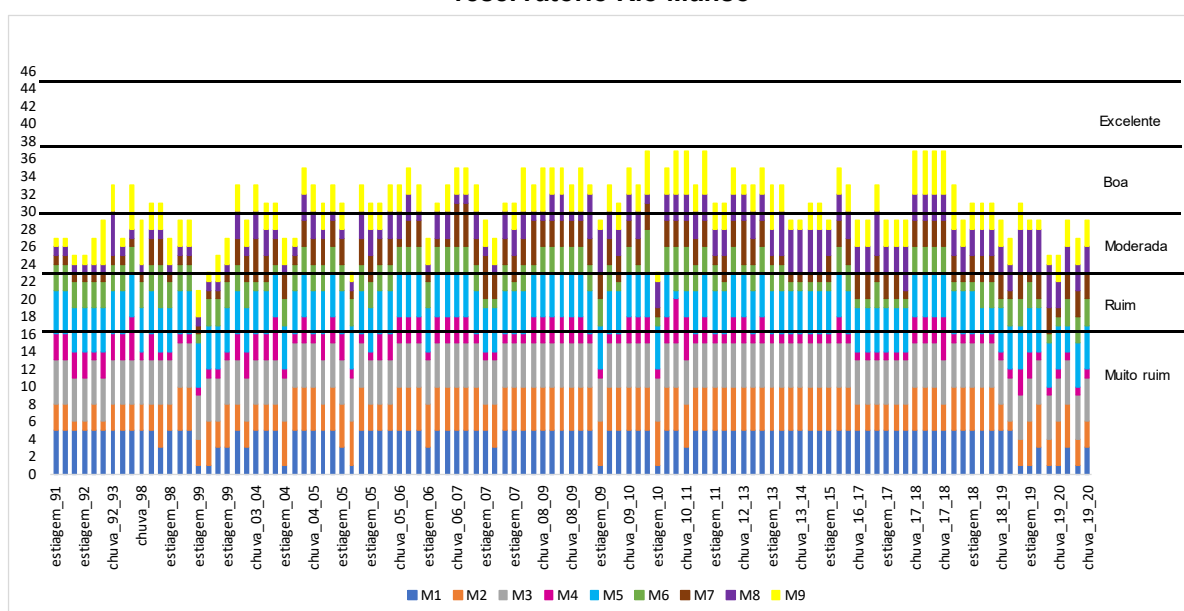
classificados na faixa boa e 24,14% na faixa moderada. Enquanto no período de estiagem, que tende a ter melhor qualidade da água, houve redução da proporção de resultados classificados na faixa boa (45,10%) e aumento para a faixa moderada (47,06%), além de 7,84% dos resultados terem se enquadrado na faixa ruim. O detalhamento do cálculo do índice e respectivas métricas é apresentado no Apêndice G.

Tabela 27 – Resultado final do índice calculado para os dados do reservatório Rio Manso

Classificação	Período completo	Período de chuva	Período de estiagem
EXCELENTE	0,00	0,00	0,00
BOA	61,47	75,86	45,10
MODERADA	34,86	24,14	47,06
RUIM	3,67	0,00	7,84
MUITO RUIM	0,00	0,00	0,00

Na Figura 67 é apresentado o índice calculado ao longo do período de monitoramento para o reservatório Rio Manso, bem como a contribuição de cada métrica para o resultado final do índice. Nota-se que a prevalência de classificação moderada ocorreu nos anos iniciais, em geral até 2004, e a partir do ano 2018. Entre esses dois períodos prevaleceu condição boa. Apenas em quatro amostras a classificação foi ruim.

Figura 67 – Resultado do índice calculado ao longo do período de monitoramento para o reservatório Rio Manso



Métricas: M1 – Oxigênio dissolvido; M2 – Índice de estado trófico (TSItsr); M3 – Turbidez; M4 – Densidade total de *Bacillariophyta*; M5 – Densidade total de *Cyanophyta*; M6 – Índice de Shannon-Winer para fitoplâncton; M7 – Densidade total do zooplâncton; M8 – Abundância relativa de crustácea; M9 – Índice de Shannon-Winer para zooplâncton

Conforme indicado na Figura 67, a métrica M3 (Turbidez) recebeu pontuação máxima em todas as amostras, confirmando que este parâmetro não representa um problema para o reservatório. Observa-se também prevalência de pontuação máxima para as métricas M1 (Oxigênio dissolvido) e M5 (Densidade total de Cyanophyta). De fato, conforme evidenciado nas análises anteriores, as águas superficiais do reservatório Rio Manso apresentaram-se bem oxigenadas, mas sem condição de supersaturação. Já para Cyanophyta, ainda que em determinados momentos tenha ocorrido um aumento da densidade, predominaram cianobactérias picoplanctônicas e não tóxicas, o que pode ter favorecido o zooplâncton, além disso, os níveis de cianobactérias não foram elevados para ocasionar floração, portanto os limites para essa métrica no índice não foram sensíveis para indicar piora da condição ecológica do reservatório. Por outro lado, nota-se maior variabilidade das métricas M8 (Abundância relativa de crustácea) e M9 (Índice de Shannon-Wiener para zooplâncton), indicando que as métricas do zooplâncton contribuíram mais para as diferentes classificações encontradas.

De todo modo, o índice calculado refletiu os resultados físico-químicos (item 5.1) e do biomonitoramento (itens 5.2.1 e 5.2.2) discutidos anteriormente, prevalecendo boa qualidade da água no reservatório Rio Manso. A falta de uma frequência de coleta padronizada no banco de dados analisado, bem como de parâmetros fundamentais para melhor entendimento das comunidades bióticas, como a medida da biomassa fitoplânctônica e da concentração de ficocianina (pigmento chave para cianobactérias), pode ter interferido na sensibilidade do índice para indicar a degradação do ecossistema avaliado.

Considerando a aplicação do índice para os dados do reservatório Serra Azul, para o período completo do monitoramento todos os resultados se enquadraram na categoria boa (54,55%) ou moderada (45,45%), sem ocorrência de condição excelente ou ruim e muito ruim, conforme indicado na Tabela 28. No período de chuva essa condição se manteve, com 52,38% dos resultados classificados na faixa boa e 47,62% na faixa moderada. Do mesmo modo, no período de estiagem, apenas as duas faixas de classificação foram mantidas, porém houve uma discreta melhora com mais resultados classificados na condição boa (58,33%) e menos na condição moderada

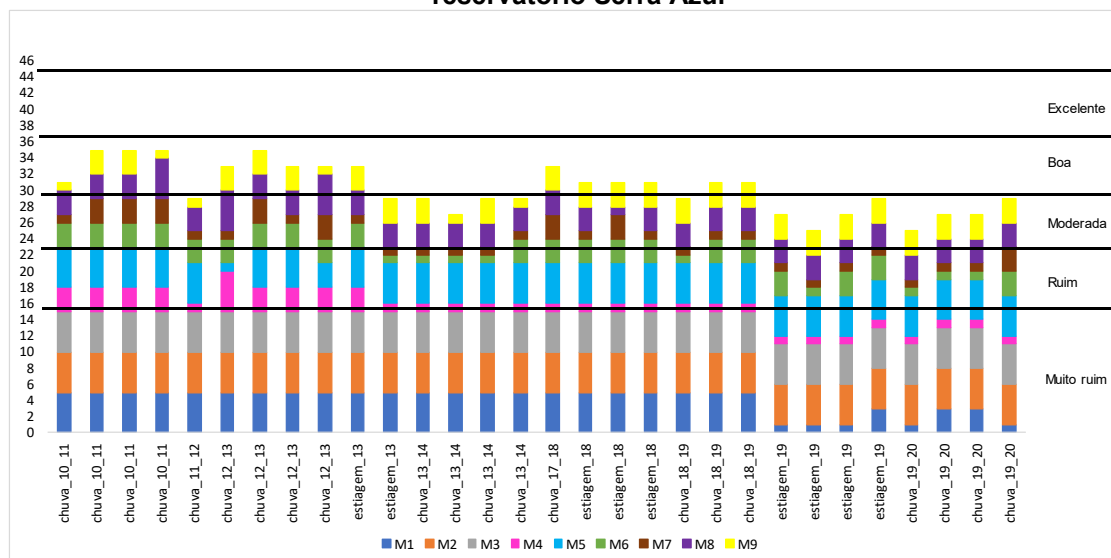
(41,67%). O resultado da classificação apontada pelo índice corrobora os resultados discutidos anteriormente para o reservatório Serra Azul (itens 5.1 e 5.2.3) o qual apresentou baixa variabilidade e concentrações reduzidas dos parâmetros físico-químicos, bem como condição ecológica equilibrada ao se considerar a distribuição das classes planctônicas, sem indicativo de ocorrência de florações ou dominância de espécies de cianobactérias tóxicas. O detalhamento do cálculo do índice e respectivas métricas é apresentado no Apêndice G.

Tabela 28 – Resultado final do índice calculado para os dados do reservatório Serra Azul

Classificação	Período completo	Período de chuva	Período de estiagem
EXCELENTE	0,00	0,00	0,00
BOA	54,55	52,38	58,33
MODERADA	45,45	47,62	41,67
RUIM	0,00	0,00	0,00
MUITO RUIM	0,00	0,00	0,00

Na Figura 68 é apresentado o índice calculado ao longo do período de monitoramento para o reservatório Serra Azul, bem como a contribuição de cada métrica para o resultado final do índice. Nota-se que a prevalência de classificação moderada ocorreu nos anos 2013/2014, corroborando os resultados discutidos anteriormente (itens 5.2.3 e 5.2.4) e provavelmente atrelados a condição de crise hídrica neste período. A condição moderada também prevaleceu nos anos finais do monitoramento, a partir da estiagem de 2019.

Figura 68 – Resultado do índice calculado ao longo do período de monitoramento para o reservatório Serra Azul



Métricas: M1 – Oxigênio dissolvido; M2 – Índice de estado trófico (TSI_{tr}); M3 – Turbidez; M4 – Densidade total de *Bacillariophyta*; M5 – Densidade total de *Cyanophyta*; M6 – Índice de Shannon Wiener para fitoplâncton; M7 – Densidade total do zooplâncton; M8 – Abundância relativa de crustácea; M9 – Índice de Shannon Wiener para zooplâncton

Conforme indicado na Figura 68, no reservatório Serra Azul as métricas M2 (Índice de estado trófico (TSItsr) e M3 (Turbidez) receberam pontuação máxima em todas as amostras, não representando um problema. No reservatório Serra Azul houve predomínio de condições ultraoligotróficas (considerando apenas o parâmetro fósforo total, dada a indisponibilidade de dados de clorofila-a) e os resultados de Turbidez mantiveram-se abaixo de 40 uT. A métrica M3 (Oxigênio dissolvido) apresentou pontuação máxima até 2019, e a partir daí oscilou entre 1 e 3, quando as concentrações de OD oscilaram entre 4,38 e 5,63 mg/L, enquanto nos períodos anteriores mantiveram-se acima de 6 mg/L. A métrica M5-Densidade total de Cyanophyta, com exceção de uma amostra, recebeu pontuação máxima ao longo de todo período, corroborando a ausência de florações neste reservatório. Deste modo, nota-se que as métricas que mais variaram e contribuíram para a redução da integridade ecológica do reservatório Serra Azul foram M4 (Densidade total de Bacillariophyta) e M7(Densidade total do zooplâncton), que de fato, foram menos abundantes se comparadas a condição registrada no reservatório Rio Manso.

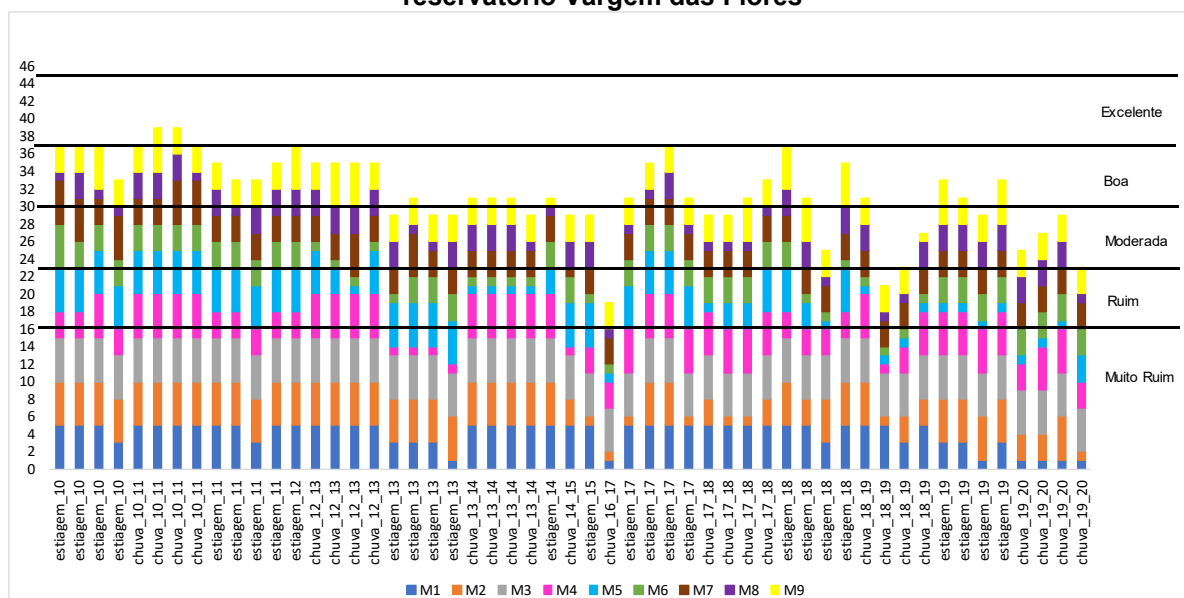
Considerando a aplicação do índice para os dados do reservatório Vargem das Flores, para o período completo do monitoramento a maioria dos resultados também se enquadraram na categoria boa (62,26%) e moderada (26,42%), conforme indicado na Tabela 29. Porém também houve classificação nas categorias excelente (3,77%) e ruim (7,55%). Assim, nota-se um maior percentual de condição ruim, se comparado ao Rio Manso (3,67%) e Serra Azul (0%), corroborando que, ainda que prevaleça condição boa também no reservatório Vargem das Flores, este se apresenta mais degradado em relação aos outros dois avaliados. No período de chuva, 46,15% dos resultados foram classificados na faixa boa, 30,77% na faixa moderada, 7,69% na faixa excelente e 15,38% na faixa ruim. Enquanto no período de estiagem, todos os resultados foram classificados na faixa boa (77,78%) ou moderada (22,22%), indicando assim uma melhor qualidade neste período, que tende a apresentar melhor qualidade da água. O detalhamento do cálculo do índice e respectivas métricas é apresentado no Apêndice G.

Tabela 29 – Resultado final do índice calculado para os dados do reservatório Vargem das Flores

Classificação	Período completo	Período de chuva	Período de estiagem
EXCELENTE	3,77	7,69	0,00
BOA	62,26	46,15	77,78
MODERADA	26,42	30,77	22,22
RUIM	7,55	15,38	0,00
MUITO RUIM	0,00	0,00	0,00

Na Figura 69 é apresentado o índice calculado ao longo do período de monitoramento para o reservatório Vargem das Flores, bem como a contribuição de cada métrica para o resultado final do índice.

Figura 69 – Resultado do índice calculado ao longo do período de monitoramento para o reservatório Vargem das Flores



Métricas: M1 – Oxigênio dissolvido; M2 – Índice de estado trófico (TSI_{tr}); M3 – Turbidez; M4 – Densidade total de *Bacillariophyta*; M5 – Densidade total de *Cyanophyta*; M6 – Índice de Shannon-Wiener para fitoplâncton; M7 – Densidade total do zooplâncton; M8 – Abundância relativa de crustáceas; M9 – Índice de Shannon-Wiener para zooplâncton

Diferentemente dos outros dois reservatórios analisados, é possível notar uma redução da integridade ecológica do reservatório Vargem das Flores apontada pelo índice calculado, com prevalência das classificações moderada e ruim nos anos finais do monitoramento (2019/2020), apontando para uma degradação da qualidade de suas águas. Nota-se que nessas condições, houve prevalência de pontuação mínima para a métrica M5 (Densidade total de *Cyanophyta*), indicando densidade de cianobactérias acima de 20.000 células/mL, e, portanto, um indício de florações que podem representar um problema para este manancial de abastecimento, especialmente ao se considerar a presença de gêneros e espécies potencialmente

tóxicos, como *Microcystis*, conforme discutido no item 5.2.5. A métrica M1 (Oxigênio dissolvido) também recebeu pontuação mínima (1) ou intermediária (3) neste período, com concentrações de 3,41 a 5,65 mg/L nas águas superficiais. A métrica Turbidez, assim como nos outros dois reservatórios, manteve-se com pontuação máxima. A métrica atrelada ao índice de estado trófico prevaleceu com pontuação máxima (predomínio de condições ultraoligotróficas com base nas concentrações de fósforo total), porém, apresentou variabilidade com ocorrência também de pontuações 1 e 3.

Portanto, para o reservatório Vargem das Flores, observa-se que as métricas que mais variaram e foram sensíveis para indicar a degradação da integridade ecológica foram as métricas relativas à comunidade fitoplânctônica, sendo elas: M4 (Densidade total de Bacillariophyta), M5 (Densidade total de Cyanophyta) e M6 (Índice de Shannon-Wiener para fitoplâncton). O fitoplâncton constitui o primeiro elo da cadeia alimentar, sendo diretamente impactado pelas alterações da qualidade do ambiente, especialmente decorrente da expansão das atividades antrópicas, como evidenciado para este reservatório e discutido nos itens anteriores (itens 5.1 a 5.3). Este resultado aponta que, ainda que o índice proposto não tenha sido sensível para as condições extremas, seja integridade excelente ou muito ruim, ele foi capaz de diferenciar cursos d'água mais e menos impactados, como no caso do reservatório Vargem das Flores.

Importante ressaltar que a falta de padronização da frequência de monitoramento e a indisponibilidade de dados completos ao longo do período de estudo, prejudicou a aplicação do índice nos reservatórios estudados, principalmente nos reservatórios Serra Azul e Vargem das Flores, visto que a ausência de resultados para uma das 9 métricas do índice impossibilita sua aplicação. Este resultado mais uma vez reforça a necessidade de se ter um programa de monitoramento bem estabelecido para o acompanhamento da integridade ambiental dos mananciais superficiais do país, especialmente àqueles destinados ao abastecimento público e inseridos em bacias hidrográficas antropizadas, como no caso dos mananciais estudados.

Ainda que o reservatório Vargem das Flores tenha apresentado um ambiente mais degradado em relação aos reservatórios Rio Manso e Serra Azul, também prevaleceu boa condição de qualidade da água, porém com indicativo de piora ao longo dos anos avaliados. Importante ressaltar que os três reservatórios estudados são destinados ao

abastecimento público e protegidos por área de preservação permanente, o que contribui para a manutenção da condição de boa qualidade de suas águas. Entretanto, o avanço de pressões antrópicas, associadas principalmente ao aumento da urbanização nas sub-bacias de drenagem dificulta a manutenção da integridade ecológica do ambiente, ressaltando a importância de políticas públicas voltadas à proteção destes mananciais, bem como a correta ordenação da cobertura e uso da terra na região.

Como o conjunto de dados usado para o desenvolvimento e avaliação do índice é de uma mesma região biogeográfica, para melhorar seu desempenho recomenda-se explorar e, se necessário, adaptar o índice desenvolvido e o sistema de pontuação de 3 graus das métricas, em diferentes regiões biogeográficas, sujeitas a diferentes condições geoquímicas e a diferentes impactos antrópicos, conforme apontado também no estudo de Stamou *et al.* (2022) sobre a introdução de um índice zooplânctônico para avaliar a qualidade da água de lagos naturais na região do Mediterrâneo. Do mesmo modo, para verificar de forma mais robusta a sensibilidade do índice em caracterizar a integridade ecológica dos mananciais frente aos impactos antrópicos, seria interessante testar a sua aplicabilidade em um reservatório eutrofizado e poluído, bem como em um ambiente protegido e mais próximo de condições naturais, permitindo assim capturar condições extremas.

No contexto do índice desenvolvido, vale ressaltar a importância de todas as etapas metodológicas empregadas para sua construção, partindo da avaliação estatística dos dados de monitoramento, da seleção e definição das métricas pautadas em critérios da literatura relativa a temática, bem como em análises estatísticas para eliminar métricas redundantes e definir métricas mais representativas, até a etapa de agregação e ponderação das métricas escolhidas para representação da condição de qualidade ecológica de um determinado manancial superficial em um valor único. Essas etapas são cruciais e podem ser empregadas em outros contextos, visando o desenvolvimento de outros índices multimétricos específicos para uma dada condição estudada. Além disso, aplicação do índice desenvolvido é uma forma complementar de se avaliar a qualidade da água, especialmente como uma ferramenta de gestão dos recursos hídricos que possibilita o entendimento e divulgação das informações de forma mais simplificada.

6 CONCLUSÕES

A avaliação estatística dos dados do monitoramento de parâmetros físico-químicos, metais, orgânicos/pesticidas e microbiológicos, permitiu identificar os cursos d'água mais impactados e os possíveis fatores que influenciam a qualidade da água dos reservatórios do Sistema Integrado Paraopeba, que abastecem a Região Metropolitana de Belo Horizonte. As estações localizadas nos tributários, especialmente nos afluentes do Reservatório Vargem das Flores (Ribeirão Betim e Córrego Água Suja), apresentaram qualidade da água mais degradada em relação às estações localizadas no interior dos reservatórios, denotando a importância da contribuição oriunda dos afluentes para a deterioração da qualidade ambiental dos reservatórios de abastecimento público estudados.

Em geral, a principal causa da degradação da qualidade da água dos tributários avaliados esteve associada à poluição orgânica, oriunda do lançamento de efluentes domésticos. Nesse contexto, destaca-se o parâmetro *Escherichia.coli/Coliformes termotolerantes*, que se apresentou como crítico nos tributários avaliados, com 57,68% da totalidade dos resultados em desconformidade com o limite estabelecido na legislação. Entretanto, no interior dos reservatórios esse parâmetro foi monitorado apenas nas estações da torre de tomada de água, no qual não houve registro de violações. Em relação aos demais parâmetros, a maior parte dos resultados dos metais e orgânicos/pesticidas analisados, com exceção de Ferro e Manganês, permaneceram abaixo do limite de quantificação do método analítico, indicando baixa variabilidade e baixas concentrações nos mananciais avaliados.

Em termos de tendência temporal, não houve tendência significativa de elevação ou de redução na maioria das estações avaliadas, indicando, em geral, condição de estabilidade dos parâmetros analisados. Entretanto, para alguns parâmetros, como Fósforo total, apesar da prevalência de concentrações reduzidas e inferiores aos limites legais, houve tendência positiva, indicando uma tendência de degradação da qualidade das águas. Esta condição pode estar atrelada a expansão da área urbana nas sub-bacias dos mananciais de abastecimento, apontada juntamente com a classe de mineração como a classe de uso da terra que teve incremento na bacia dos três reservatórios, ao se considerar o ano inicial e final do estudo. Ainda assim, os resultados dos parâmetros de qualidade da água analisados de forma integrada

indicaram condição predominantemente boa para a qualidade da água dos reservatórios Rio Manso, Serra Azul e Vargem das Flores.

Ao se considerar a dinâmica das comunidades planctônicas, especialmente para o reservatório Rio Manso, para o qual o período de dados disponíveis para análise é mais extenso, foi possível observar alterações em termos da composição e dominância do fitoplâncton e zooplâncton ao longo dos anos de monitoramento. Para o fitoplâncton, a classe Cyanophyceae passou a prevalecer juntamente com Euklorophyceae. Enquanto para o zooplâncton, a classe Crutacea passou a ser mais abundante em relação a classe Monogononta. Essa alteração possivelmente indica uma condição de qualidade da água mais degradada nos anos finais do monitoramento.

Tanto para o reservatório Serra Azul quanto para o reservatório Vargem das Flores não foi possível observar uma sucessão clara entre as classes do fitoplâncton e zooplâncton que possa indicar uma mudança nas características ambientais, em termos da degradação do ambiente. Entretanto, no reservatório Vargem das Flores, especialmente para a classe Cyanophyceae, a densidade de cianobactérias foi mais elevada se comparada aos outros dois reservatórios estudados, destacando-se o gênero *Microcystis*, potencialmente tóxico, o que corrobora o indicativo de pior qualidade da água deste reservatório.

Por fim, a aplicação índice multimétrico desenvolvido para avaliar a integridade ambiental dos reservatórios estudados, indicou o predomínio de condições boa e moderada nos três reservatórios estudados, corroborando as demais análises efetuadas neste estudo que apontaram para boa qualidade da água nos reservatórios. Nos três reservatórios, as métricas atreladas aos parâmetros físico-químicos contribuíram menos para o resultado final do índice, o que era esperado dado os valores reduzidos de Turbidez e Fósforo total nos reservatórios, bem como a adequada condição de oxigenação nas águas superficiais. Por outro lado, as métricas associadas ao biomonitoramento contribuíram mais. No reservatório Vargem das Flores, diferentemente dos outros dois reservatórios analisados, o índice calculado apontou uma redução da integridade ecológica ao longo dos anos, com prevalência das classificações moderada e ruim nos anos finais do monitoramento (2019/2020),

indicando a degradação da qualidade de suas águas. Portanto, o índice proposto foi capaz de diferenciar cursos d'água mais e menos impactados, como no caso do reservatório Vargem das Flores.

A falta de padronização da frequência de monitoramento e a indisponibilidade de parâmetros fundamentais, como a medida da biomassa fitoplânctônica e da concentração de ficocianina, pode ter interferido na sensibilidade do índice para indicar a degradação dos ecossistemas avaliados. Isso reforça a necessidade de se ter um programa de monitoramento bem estabelecido para o acompanhamento da integridade ambiental dos mananciais superficiais do país, especialmente àqueles destinados ao abastecimento público e inseridos em bacias hidrográficas urbanizadas, como no caso dos mananciais estudados.

Além disso, o avanço de pressões antrópicas, associadas principalmente ao aumento da urbanização e de atividades de mineração nas sub-bacias de drenagem dos reservatórios denota a importância de políticas públicas voltadas à proteção destes mananciais, destacando-se investimentos no setor de esgotamento sanitário dada a permanência desta fonte de poluição nas sub-bacias de contribuição dos mananciais, bem como da correta ordenação da cobertura e uso da terra na região.

Portanto, a avaliação dos dados de monitoramento da qualidade da água, dos dados de cobertura e uso da terra e dos resultados do índice multimétrico desenvolvido, permitiu identificar os principais fatores que influenciam a qualidade da água dos reservatórios do Sistema Integrado Paraopeba, bem como caracterizar a integridade ambiental destes ambientes. Assim, as ferramentas e avaliações empregadas no estudo mostraram-se eficientes para avaliar as condições ambientais de mananciais superficiais localizados em regiões tropicais e urbanizadas, fornecendo informações relevantes para uma melhor gestão dos recursos hídricos.

Além disso, a avaliação dos dados de biomonitoramento indicaram mudanças não evidenciadas pelos parâmetros físicos e químicos de qualidade da água analisados. Tal condição enfatiza a importância da avaliação de dados de biomonitoramento para se ter uma classificação da condição ecológica do curso d'água mais robusta, bem como direcionar de forma mais efetiva os esforços de monitoramento e melhorar a gestão dos ambientes aquáticos. Desse modo, é possível que os gestores de recursos

hídricos tomem decisões mais bem fundamentadas visando a manutenção da qualidade ecológica de mananciais superficiais, especialmente aqueles destinados ao abastecimento público, como no caso do presente estudo.

7 RECOMENDAÇÕES

- Em termos de monitoramento, recomenda-se a inclusão de parâmetros como ficocianina e biomassa/biovolume dos organismos fitoplanctônicos em mananciais superficiais destinados ao abastecimento público.
- Como o conjunto de dados usado para o desenvolvimento e avaliação do índice é de uma mesma região biogeográfica, para melhorar seu desempenho recomenda-se explorar e, se necessário, adaptar o índice desenvolvido e o sistema de pontuação das métricas em diferentes regiões.
- Do mesmo modo, para verificar de forma mais robusta a sensibilidade do índice em caracterizar a integridade ecológica dos mananciais frente aos impactos antrópicos, recomenda-se testar a sua aplicabilidade em um reservatório eutrofizado e poluído, bem como em um ambiente protegido e mais próximo de condições naturais, permitindo assim capturar condições extremas.
- Por fim, para uma avaliação mais aprofundada dos fatores que influenciam a condição ecológica de mananciais de abastecimento, especificamente reservatórios, recomenda-se avaliar a influência de variáveis morfométricas, meteorológicas e hidrodinâmicas nas comunidades planctônicas, quando da disponibilidade de dados.

REFERÊNCIAS

- ABILDTRUP, J.; GARCIA, S.; STENGER, A. The effect of forest land use on the cost of drinking water supply: a spatial econometric analysis. *Ecological Economics*, v. 92, p. 126–136, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.01.004>
- ABIRHIRE, O.; DAVIES, J-M.; IMTIAZY, N.; HUNTER, K.; EMMONS, S.; BEADLE, J.; HUDSONA, J. Response of phytoplankton community composition to physicochemical and meteorological factors under different hydrological conditions in Lake Diefenbaker. *Science of Total Environmental*, v. 856, n. 2, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159210>
- ACHIENG, A. O.; RABURU, P. O.; KIPKORIR, E. C.; NGODHE, S. O.; OBIERO, K. O.; ANI-SABWA, J. Assessment of water quality using multivariate techniques in river Sosiani, Kenya. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 189, n. 280, p. 1–13, 2017. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-5992-5>
- ADAMS, S.M.; GREELEY, M.S. Ecotoxicological Indicators of Water Quality: Using Multi-response Indicators to Assess the Health of Aquatic Ecosystems. *Water, Air, & Soil Pollution*, v.123, p. 103–115, 2000. <https://doi.org/10.1023/A:1005217622959>
- AGUILERA, A.; AUBRIOT, L.; ECHENIQUE, R.O.; SALERNO, G.L.; BRENA, B.M.; PÍREZ, M.; BONILLA, S. Synergistic effects of nutrients and light favor Nostocales over non-heterocystous cyanobacteria. *Hydrobiologia*, v.794, p.241-255, 2017. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3099-1>
- AKOGLU, H. User's guide to correlation coefficients. *Turkish Journal of Emergency Medicine*, v. 18, n.3, p. 91-93, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.tjem.2018.08.001>
- AKOTO, K.O.; ADOPLER, A.; TEPKOR, H.E.; OPUKO, F. A comprehensive evaluation of surface water quality and potential health risk assessments of Sisa river. *Groundwater for Sustainable Development*, n. 15, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2021.100654>
- AL-GHANIM, K.A. Spatio-Temporal Distribution and Composition of Zooplankton in Wadi Hanifah Stream Riyadh (Saudi Arabia) and Abu Zabaal Lakes (Egypt). *Pakistan Journal of Zoology*, v. 44, n. 3, p. 727-736, 2012.
- ALMANZA, V.; PEDREROS, P.; DAIL LAUGHINGHOUSE, H.; FELEZ, J.; PARRA, O.; OCAR, M.; AZÓCAR, M.; URRUTIA, R. Association between trophic state, watershed use and blooms of cyanobacteria in south-central Chile. *Limnologia*, v.75, p.30-41, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2018.11.004>
- ALMEIDA, V.L.S.; DANTAS, Ê.W.; MELO-JÚNIOR, M.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; MOURA, A.N. Zooplanktonic community of six reservoirs in northeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 69, n.1, p.57-65, 2009. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000100007>
- AMORIM C.A.; MOURA, A.N. Ecological impacts of freshwater algal blooms on water quality, plankton biodiversity, structure, and ecosystem functioning. *Science of The Total Environment*, v.758, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143605>

ANA - Agência Nacional de Águas. *Atlas Esgotos: Despoluição de bacias hidrográficas*. Brasil: ANA, 2017. 88 p. Disponível em: < [ATLASESGOTOSDespoluicaoodeBaciasHidrograficas-ResumoExecutivo livro.pdf \(ana.gov.br\)](http://atlase ESGOTOSDespoluicaoodeBaciasHidrograficas-ResumoExecutivo livro.pdf (ana.gov.br)) >. Acesso em 07 dez. 2021.

ANA - Agência Nacional de Águas. *Atlas Esgotos: Despoluição de bacias hidrográficas – Sistema Existente*, 2015. Disponível em: < https://portal1.snirh.gov.br/arquivos/Atlas_Esgoto/Minas_Gerais/Sistema_Atual/Igara p%C3%A9.pdf >. Acesso em: 01 mar.2025.

ANA - Agência Nacional de Águas. *Atlas Esgotos: Despoluição de bacias hidrográficas – Sistema Existente*, 2016. Disponível: < [Contagem.pdf \(snirh.gov.br\)](http://Contagem.pdf (snirh.gov.br)) >. Acesso em 30 jun. 2024.

ANA - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. *Atlas Água: Sistema Integrado Paraopeba – MG*, 2020. Disponível em: < [https://portal1.snirh.gov.br/arquivos/Croquis_SNIRH/3CC_MG_INT_16_Paraopeba.p df](https://portal1.snirh.gov.br/arquivos/Croquis_SNIRH/3CC_MG_INT_16_Paraopeba.pdf) >. Acesso em 01 mar. 2025.

ANA - Agência Nacional de Águas. *Outros sistemas hídricos: Paparopeba*, 2025. Disponível: < PARAOPEBA — Sistema de Acompanhamento de Reservatórios >. Acesso em 26 fev. 2025.

ANA - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. *Atlas Águas: segurança hídrica do abastecimento urbano*. Brasília: ANA, 2021. 332 p. Disponível em: < <https://portal1.snirh.gov.br/ana/apps/storymaps/stories/1d27ae7adb7f4baeb224d5893cc21730> >. Acesso em: 07 dez. 2021.

ANDREASEN, J.K.; O'NEILL, R.V.; NOSS, R.; SLOSSER, N.C. Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity. *Ecological Indicators*, v. 1, n.1, p. 21–35, 2001. [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(01\)00007-3](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(01)00007-3)

ARAÚJO, J. I. M. *Análise dos dados de monitoramento de qualidade da água e de sedimentos de reservatórios situados a jusante do rompimento da barragem de rejeitos de minério de ferro situada na bacia hidrográfica do rio Paraopeba*. 2022. 169 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2022.

ARNDT, H. Rotifers as predators on components of the microbial web (bacteria, heterotrophic flagellates, ciliates) - a review. *Hydrobiologia*, v.255-256, n. 1, p. 231–246, 1993. <https://doi.org/10.1007/BF00025844>

ARSAE – Agência Reguladora de Serviços de Água e Esgotamento Sanitário do Estado de Minas Gerais. *Relatório de Fiscalização: Sistema Integrado de Abastecimento de Água da RMBH: Bacia Paraopeba*. 2013. Disponível em: < https://arsae.mg.gov.br/images/documentos/rf_tec_op_saa_sistema_bacia_paraopeba.pdf >. Acesso em: 26 fev.2025.

ATTUA, E.M.; AYAMGA, J.; PABI, O. Relating land use and land cover to surface water quality in the Densu River basin. Ghana. *International Journal of River Basin Management*, v. 12, n. 1, p. 57–68, 2014. <https://doi.org/10.1080/15715124.2014.880711>

AWUAH, K. T.; NÖLKE, N.; FREUDENBERG, M.; DIWAKARA, B. N.; TEWARI, V. P.; KLEINN, C. Spatial resolution and landscape structure along an urban-rural gradient: Do they relate to remote sensing classification accuracy? A case study in the megacity of Bengaluru, India. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, v.12, p.89-98, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2018.10.003>

BARAKAT, A.; EL BAGHDADIA, M.; RAISA, J.; AGHEZZAFB, B.; SLASSI, M. Assessment of spatial and seasonal water quality variation of Oum Er Rbia river (Morocco) using multivariate statistical techniques. *International Soil and Water Conservation Research*, v. 4, n. 4, p. 284–292, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2016.11.002>

BARBOSA, H.O.; MACHADO, K.B.; VIEIRA, M.C.; PEREIRA, H.R.; GOMES, L.F.; NABOUT, J.C.; TERESA, F.B.; VIEIRA, L.C.G. Alternatives for the biomonitoring of fish and phytoplankton in tropical streams. *Neotropical Biology and Conservation*, v.14, n.4, p. 361-380, 2019. <https://doi.org/10.3897/neotropical.14.e38088>

BARLOW, J.; FRANÇA, F.; GARDNER, T.A.; HICKS, C.C.; LENNOX, G.D.; BERENGUER, E.; CASTELLO, L.; ECONOMO, E.P.; FERREIRA, J.; GUÉNARD, B.; LEAL, C.G.; ISAAC, V.; LEES, A.C.; PARR, C.L; WILSON, S.K.; YOUNG, P.J.; GRAHAM, N.A.J. The future of hyperdiverse tropical ecosystems. *Nature*, v. 559, p.517–526, 2018. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0301-1>

BARLOW, J.; LENNOX, G.D; FERREIRA, J.; BERENGUER, E.; LEES, A.C.; NALLY, R.M.; THOMSON, J.R.; FERRAZ, S.F.B.; LOUZADA, J.; OLIVEIRA, V.H.F.; PARRY, L.; SOLAR, R.R.C.; VIEIRA, I.C.G.; ARAGÃO, L.E.O.C.; BEGOTTI, R.A.; BRAGA, R.F.; CARDOSO, T.M.; OLIVEIRA JR, R.M.; SOUZA JR, C.M.; MOURA, N.G.; NUNES, S.S.; SIQUEIRA, J.V.; PARDINI, R.; SILVEIRA, J.M.; VAZ-DE-MELLO, F.Z.; VEIGA, R.C.S.; VENTURIERI, A.; GARDNER, T.A. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature*, v. 535, p.144–147, 2016. <https://doi.org/10.1038/nature18326>

BARROSO, G.R.; GOMES, L.N.L.; OLIVEIRA, S.C. Planktonic communities as indicators of water quality in a tropical reservoir. *Environmental Management*, v.75, n.6, p. 1571–1588, 2025. <https://doi.org/10.1007/s00267-025-02157-7>

BARROSO, G.R.; PINHEIRO, W.; PEREIRA, A. Avaliação da qualidade da água do reservatório da usina hidrelétrica de Nova Ponte (MG) e sua relação com o volume de água do reservatório. *Revista Geográfica Acadêmica*, v.12, n.2, p.91-109, 2018. <https://revista.ufrr.br/rga/article/view/5158>

BARROSO, G.R.; PINTO, C.C.; GOMES, L.N.L.; OLIVEIRA, S.C. Assessment of water quality based on statistical analysis of physical-chemical, biomonitoring and land use data: Manso River supply reservoir. *Science of the Total Environment*, v.912, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169554>

BARSUKOVA, N.N.; BAZHENOVA, O.P.; KOLESNICHENKO, L.G. Phytoplankton as an indicator of the current ecological status of the Ob River. *Acta Biologica Sibirica*, v. 7, p.573–591, 2021. <https://doi.org/10.3897/abs.7.e79236>

BEAVER, J.R.; TAUSZ, C.E.; SCOTSE, K.C.; POLLARD, A.I.; MITCHELL, R.M. Environmental factors influencing the quantitative distribution of microcystin and common potentially toxigenic cyanobacteria in U.S. lakes and reservoirs. *Harmful Algae*, v. 78, p.118-128, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2018.08.004>

BEHMEL, S.; DAMOUR, M.; LUDWIG, R.; RODRIGUEZ, M. J. Water quality monitoring strategies - A review and future perspectives. *Science of the Total Environment*, v. 571, p. 1312–1329, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.235>

BERTHOUEX, P. M.; BROWN, L.C. *Statistic for environmental engineers*. 2. ed. Boca Raton: CRC, 2002.

BLOCKSOM, K.A. A performance comparison of metric scoring methods for a multimetric index for Mid-Atlantic Highlands streams. *Environmental Management*, v. 31, p.670–682, 2003. <https://doi.org/10.1007/s00267-002-2949-3>

BOGARD, M.J.; VOGT, R.J.; HAYES, N.M.; LEAVITT, P.R. Unabated nitrogen pollution favors growth of toxic Cyanobacteria over Chlorophytes in most hypereutrophic lakes. *Environmental Science & Technology*, v. 54, n. 6, p. 3219-3227, 2020. <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.9b06299>

BOLEAU, G.; PONT, D. Did you say reference conditions? Ecological and socio-economic perspectives on the European Water Framework Directive. *Environmental Science & Policy*, v.47, p. 32–41, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.10.012>

BOONSOONG, B.; SANGPRADUB, N.; BARBOUR, M.T.; SIMACHAYA, W. An implementation plan for using biological indicators to improve assessment of water quality in Thailand. *Environmental Monitoring and Assessment*, v.165, p.205–215, 2010. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0939-0>

BOZELLI, R. L.; CALIMAN, A.; GUARIENTO, R. D.; CARNEIRO, L. S.; SANTANGELO, J.M.; BARROS, M. P. F.; LEAL, J. J. F.; ROCHA, A. M.; QUESADO, L. B.; LOPES, P. M.; FARJALLA, V. F.; MARINHO, C. C.; ROLAND, F.; ESTEVES, F. A. Interactive effects of environmental variability and human impacts on the longterm dynamics of an Amazonian floodplain lake and a South Atlantic coastal lagoon. *Limnologia*, v.39, n.4, p.306–313, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2009.06.004>

BRANCO, S. M.; ROCHA, A A. *Elementos de Ciências do Ambiente*. 2ª.ed. São Paulo: CETESB/ ASCETESB, 1987.

BRASIL. Lei nº 9433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. *Diário Oficial da União*, Brasília, 9 jan. 1997. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.htm >. Acesso em: 12 ago. 2023.

BRASIL. Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro. Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5/GM/MS, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. *Diário Oficial da União*, Brasília, 7 mai. 2021. Disponível em: < https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2021/prt0888_24_05_2021_rep.html >. Acesso em: 09 mai. 2025.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, 18 mar. 2005. Disponível em: < conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=450 >. Acesso em: 12 ago. 2023.

BROSNAHAN, M.L.; FISCHER, A.D.; LOPEZ C.B.; MOORE, S. K.; ANDERSON, D. M. Cyst-forming dinoflagellates in a warming climate. *Harmful Algae*, v. 91, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.101728>

BROWN, R.M.; MCCLELLAND, N.I.; DEININGER, R.A.; TOZER, R.G. A Water Quality index-do we dare? *Water Sewage Works*, v.117, n10, 1970.

BRUNO, D.; BELMAR, O.; SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, D.; GUARESCHI, S.; MILLÁN, A.; VELASCO, J. Responses of Mediterranean aquatic and riparian communities to human pressures at different spatial scales. *Ecological Indicators*, v.45, p.456–464, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.04.051>

BYRNE, P.; HUDSON-EDWARDS, K.A.; BIRD, G.; MACKLIN, M.G.; BREWER, P.A.; WILLIAMS, R.D.; JAMIESON, H.E. Water quality impacts and river system recovery following the 2014 mount Polley mine tailings dam spill, British Columbia. Canada. *Applied Geochemistry*, 91, p.64–74, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2018.01.012>

CAI, K.; QIN, C.Y.; LI, J.Y.; ZHANG, Y.; NIU, Z.C.; LI, X.W. Preliminary study on phytoplanktonic index of biotic integrity (P-IBI) assessment for lake ecosystem health: a case of Taihu Lake in Winter. *Acta Ecologica Sinica*, v. 36, n. 5, p.1431–1441, 2012. <https://doi.org/10.5846/stxb201407211483>

CAI, W.; XIA, J.; YANG, M.; WANG, W.; DOU, C.; ZENG, Z.; DONG, S.; SHENG, L. Cross-basin analysis of freshwater ecosystem health based on a zooplanktonbased Index of Biotic Integrity: Models and application. *Ecological Indicators*, v.114, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106333>

CALAZANS, G. M.; PINTO, C. C.; COSTA, E. P.; PERINI, A. F.; OLIVEIRA, S. C. The use of multivariate statistical methods for optimization of the surface water quality network monitoring in the Paraopeba river basin, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 190, n. 491, p. 1- 17, 2018a. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6873-2>

CALAZANS, G. M.; PINTO, C. C.; COSTA, E. P.; PERINI, A. F.; OLIVEIRA, S. C. Using multivariate techniques as a strategy to guide optimization projects for the surface water quality network monitoring in the Velhas river basin, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 190, n.726, p. 1-15, 2018b. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-7099-z>

CALDERON, M.R.; GONZÁLEZ, P.; MOGLIA, M.; GONZÁLES, S.L.; JOFRÉ, M. Use of multiple indicators to assess the environmental quality of urbanized aquatic surroundings in San Luis, Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 186, p. 4411–4422, 2014. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-3707-8>

CALLEGARI-JACQUES, S. M. *Bioestatística: princípios e aplicações*. Porto Alegre: Artmed, 2003. 255 p.

CAMPOS, C.A.; TONIN, A.M.; KENNARD, M.J.; JÚNIOR, J.F.G. Setting thresholds of ecosystem structure and function to protect streams of the Brazilian savanna. *Frontiers in Environmental Science*, v. 10, 2022. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.867905>

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT 2001. *Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: CCME Water Quality Index 1.0, Technical Report*. Canadian environmental quality guidelines, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, 1999.

CARMICHAEL, W. W. Health effects of toxin- producing cyanobacteria: “The CyanoHABs”. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, v. 7, p.1393–1407, 2012. <https://doi.org/10.1080/20018091095087>

CARPENTER, K. E.; JOHNSON, J. M.; BUCHANAN, C. An index of biotic integrity based on the summer polyhaline zooplankton community of the Chesapeake Bay. *Marine Environmental Research*, v.62, n.3, p.165–180, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2006.03.009>

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. *Ânions (Sulfetos e Cianetos)*. Disponível em: < [Ânions \(Sulfetos e Cianetos\) » Mortandade de Peixes \(cetesb.sp.gov.br\)](https://cetesb.sp.gov.br/Anions-Sulfetos-e-Cianetos-Mortandade-de-Peixes)>. Acesso em 07 out.2023.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. *Qualidade no estado de São Paulo das águas interiores 2020*. Apêndice C Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem. São Paulo: CETESB, 2021. <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>. Acesso: 07 de junho de 2022.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. *Relatórios de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo. Apêndice E Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade*. São Paulo: CETESB, 2022. Disponível em: < [Apêndice-E-Significado-Ambiental-das-Variáveis-de-Qualidade.pdf \(cetesb.sp.gov.br\)](https://cetesb.sp.gov.br/Apendice-E-Significado-Ambiental-das-Variaveis-de-Qualidade.pdf)>. Acesso em 21 out.2023.

CHANDEL, P.; MAHAJAN, D.; THAKUR, K.; KUMAR, R.; KUMAR. S.; BRAR, B.; SHARMA, D.; SHARM, A.K. A review on plankton as a bioindicator: A promising tool for monitoring water quality. *World Water Policy*, v.10, n. 1, p. 213–232, 2024.

<https://doi.org/10.1002/www2.12137>

CHAPMAN, P.M.; HAYWARD, A.; FAITHFUL, J. Total suspended solids effects on freshwater lake biota other than fish. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v.99, n.4, p. 423–427, 2017. <https://doi.org/10.1007/s00128-017-2154-y>

CHEN, J.; LI, F.; FAN, Z.; WANG, Y. Integrated Application of Multivariate Statistical Methods to Source Apportionment of Watercourses in the Liao River Basin, Northeast China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v.13, n.10, p. 1035, 2016a. <https://doi.org/10.3390/ijerph13101035>

CHEN, X.; ZHOU, W.; PICKETT, S. T. A.; LI, W.; HAN, L. Spatial-Temporal Variations of Water Quality and Its Relationship to Land Use and Land Cover in Beijing, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 13, n. 5, p. 449, 2016b. <https://doi.org/10.3390/ijerph13050449>

CHIDIAC, S.; NAJJAR, P.E.; OUAININ.; RAYESS, Y.E.; AZZI, D.E. A comprehensive review of water quality indices (WQIs): history, models, attempts and perspectives. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, v.22, p.349–395, 2023. <https://doi.org/10.1007/s11157-023-09650-7>

CHOI, H.; CHO, Y-C.; KIM, S-H.; YU, S-J.; KIM, Y-S.; IM, J-K. Water Quality Assessment and Potential Source Contribution Using Multivariate Statistical Techniques in Jinwi River Watershed, South Korea. *Water*, v. 13, n. 21, 2021. <https://doi.org/10.3390/w13212976>

CHORUS, I.; BARTRAM, J. *Toxic cyanobacteria in water: a guide to public health consequences, monitoring and management*. World Health Organization. London and New York, 416 p, 1999.

CHRISTOFARO, C; LEÃO, M. M. D. Caracterização temporal do arsênio nos cursos d'água da bacia hidrográfica do Rio das Velhas, MG, Brasil, ao longo de uma década (1998-2007). *Ambiente e Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v. 4, n. 3, p. 54-66, 2009.

CODD, G.A.; MORRISON, L.F.; METCALF, J.S. Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. *Toxicology and Applied Pharmacology*, v. 203, n.3, p. 264–272, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.taap.2004.02.016>

COOPER, M.; LAMBERTI, G.; MOERKE, A; RUETZ, C.R.; WILCOX, D.A.; BRADY, T.B.; CIBOROWSKI, J.J.H.; GATHMAN, J.P.; GRABAS, G.P.; JOHNSON, L.B.; UZARSKI, D.G. An expanded fish-based index of biotic integrity for Great Lakes coastal wetlands. *Environmental Monitoring Assessment*, v.190, n.580, 2018. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6950-6>

COZZOLI, F.; STANCA, E.; SELMECZY, G.B.; FRANCÉ, J.; VARKITZI, I.; BASSET, A. Sensitivity of phytoplankton metrics to sample-size: A case study on a large transitional water dataset (WISER). *Ecological Indicators*, v. 82, p. 558–573, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.022>

COOK, S.C.; HOUSLEY, L.; BACK, J.A.; KING, R. Freshwater eutrophication drives

sharp reductions in temporal beta diversity. *Ecology*, v. 99, n.1, p. 47–56, 2018. <https://doi.org/10.1002/ecy.2069>

CORDOVA, J. E. *Análise integrada da influência das alterações do uso e ocupação do solo na qualidade das águas superficiais das bacias dos rios Pará e das Velhas – MG*. 2020. 248 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2020.

COSTA, B.N.S.; PINHEIRO, S.C.C.; AMADOA, L.L.; LIMA, M.O. Microzooplankton as a bioindicator of environmental degradation in the Amazon. *Ecological Indicators*. v. 61, p.526-545, 2016b. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.10.005>

COSTA, B. N.S.; PINHEIRO, S.C.C.; LIMA, M.O.; AMADO, L.L Microzooplankton as an indicator of environmental quality at an industrial complex in the Brazilian Amazon. *Ecological Indicators*, v.66, p. 220–229, 2016a. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.01.033>

COSTA, D. A.; AZEVEDO, J. P. S.; SANTOS, M. A.; ASSUMPÇÃO, R. S. F. V. Water quality assessment based on multivariate statistics and water quality index of a strategic river in the Brazilian Atlantic Forest. *Scientific Reports*, v. 10, n. 22038, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-78563-0>

COSTA, D.S.; CUTRIM, M.V.J. Spatial and seasonal variation in physicochemical characteristics and phytoplankton in an estuary of a tropical delta system. *Regional Studies in Marine Science*, v.44, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101746>

COSTA, E. P.; PINTO, C. C.; SOARES, A. L. C.; MELO, L. D. V.; OLIVEIRA, S. M. A. C. Evaluation of violations in water quality standards in the monitoring network of São Francisco River basin, the third largest in Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 189, n. 590, p. 1-16, 2017. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6266-y>

CUNHA, D.G.F.; CALIJURI, M.M.; LAMPARELLI, M. C. A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSI_{tr}). *Ecological Engineering*, v. 60, p. 126-134, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.07.058>

CUNHA, D. G. F.; SABOGAL-PAZ, L. P.; DODDS, W, K. Land use influence on raw surface water quality and treatment costs for drinking supply in São Paulo State (Brazil). *Ecological Engineering*, v. 94, p. 516-524, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.063>

DA COSTA, P. *Avaliação da qualidade das águas superficiais de reservatórios e seus tributários por meio de abordagens quali-quantitativas: estudo de caso dos reservatórios de Emborcação e Nova Ponte – MG*. 2021. 176 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2021.

DA COSTA, P.; BARROSO, G.R.; OLIVEIRA, K.L.; STARLING, M.C.V.M.; OLIVEIRA, S. Dinâmica espaço temporal da qualidade das águas superficiais de dois grandes reservatórios de usinas hidrelétricas brasileiras. *Engenharia Sanitária e Ambiental*,

v.27, n. 5, 2022. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220210233>

DA SILVA, F.K.L. *Zygnematophyceae (streptophyta) no perifiton de lagos urbanos do município de Goiânia, GO*. 2016. 76f. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Vegetal) – Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2016.

DAI, X.; ZHOU, Y.; MA, W.; ZHOU, L. Influence of spatial variation in land-use patterns and topography on water quality of the rivers inflowing to Fuxian Lake, a large deep lake in the plateau of southwestern China. *Ecological Engineering*, v. 99, pp. 417–428, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.011>

DANTAS, M. S. Análise integrada do tratamento de esgotos domésticos e da qualidade das águas superficiais nas bacias hidrográficas do rio das Velhas e dos rios Jequitai e Pacuí – MG. 2020. 228 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2020.

DANTAS, M. S.; OLIVEIRA, J. C.; PINTO, C. C.; OLIVEIRA, S. C. Impact of fecal contamination on surface water quality in the São Francisco River hydrographic basin in Minas Gerais, Brazil. *Journal of Water and Health*, v.18, n.1, 2020. <https://doi.org/10.2166/wh.2019.153>

DE-CARLI, B.P.; ALBUQUERQUE, F.P.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPEO, MARCELO. Comunidade zooplanctônica e sua relação com a qualidade da água em reservatórios do Estado de São Paulo. *Iheringia, Série Zoologia*, v. 108, 2018. <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2018013>

DE-CARLI, B.P.; BRESSANE, A.; LONGO, R.M.; MANZI-DECARLI, A., MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPEO, M.L.M. Development of a zooplankton biotic index for trophic state prediction in tropical reservoirs. *Limnetica*, v.38, n.1, p. 303-316, 2019. DOI: 10.23818/limn.38.21

DE-CARLI, B.P.; DOVAL, J.C.L.; RODRIGUES, E.H.C.; POMPEO, M.L.M. Variação espacial e sazonal do zooplâncton nos reservatórios do Sistema Cantareira, Brasil. *Rev. Ambiente & Água*, v. 12, n. 4, Taubaté – Jul. / Aug, 2017. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1935>

DELKASH, M.; AL-FARAJ, F. A. M.; SCHOLZ, M. Impacts of anthropogenic land use changes on nutrient concentrations in surface waterbodies: A Review. *CLEAN - Soil, Air, Water*, v. 46, n. 5, p. 1–10, 2018. <https://doi.org/10.1002/clen.201800051>

DEMBOWSKA, E.A.; MIESZCZANKIN, T.; NAPIÓRKOWSKI, P. Changes of the phytoplankton community as symptoms of deterioration of water quality in a shallow lake. *Environmental Monitoring Assessment*, v.190, n.95, 2018. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6465-1>

DESCHAMPS, E., CIMINELLI, V. S. T., LANGE, F. T., MATSCHULLAT, J., RAUE, B., & SCHMIDT, H. Soil and sediment geochemistry of the Iron Quadrangle, Brazil. *Journal of Soils and Sediments*, v.4, n. 3, p.169–169, 2004. <https://doi.org/10.1007/BF02991135>

DIAMANTINI, E.; LUTZ, S. R.; MALLUCCI, S.; MAJONE, B.; MERZ, R.; BELLIN, A. Driver detection of water quality trends in three large European river basins. *Science of The Total Environment*, v. 612, p. 49-62, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.172>

DIAS, F.; ANTUNES, J.T.; RIBEIRO, T.; AZEVEDO, J.; VASCONCELOS, V.; LEAO, P.N. Cyanobacterial allelochemicals but not cyanobacterial cells markedly reduce microbial community diversity. *Front. Microbiol*, v. 8, 2017. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.01495>

DING, J.; JIANG, Y.; LIU, Q.; HOU, Z.; LIAO, J.; FU, L.; PENG, Q. Influences of the land use pattern on water quality in low-order streams of the Dongjiang River basin, China: A multi-scale analysis. *Science of The Total Environment*, v. 551–552, p. 205–216, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.162>

DING, Y.; PAN, B.; ZHAO, X.; ZHAO, G.; HAN, X.; LI, M. Will a heavy sediment load affect responses of phytoplankton functional groups to aquatic environmental changes in different water body types? *Science of the Total Environment*, v. 837, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155863>

DO, H. T.; LO, S-H.; CHIUEH, P-T.; THI, L. A. P. Design of sampling locations for mountainous river monitoring. *Environmental Modelling & Software*, v. 27-28, p.62 -70, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.09.007>

DOCILE, T. N.; FIGUEIRÓ, R. Histórico e perspectivas da utilização de macroinvertebrados no monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos no Brasil. *Acta Scientiae et Technicae*, v.1, N.1, p.31–44, 2013. DOI:10.17648/uezo-ast-v1i1.6

DOCILE, T.N.; FIGUEIRÓ, R.; PORTELA, C.; NESSIMIAN, J.L. Macroinvertebrate diversity loss in urban streams from tropical forests. *Environmental Monitoring and Assessment*, v.188, n.237, 2016. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5237-z>

DODDS, W. K.; PERKIN, J. S.; GERKEN, J.E. Human impact on fresh water ecosystem services: a global perspective. *Environmental Science & Technology*, v. 47, n.16, p. 9061-9068, 2013. <https://doi.org/10.1021/es4021052>

DODDS, W. K.; WHILES, M. R. Lakes and Reservoirs: Physiography. *Freshwater Ecology*, 2020. p.155-187.

DUNLAP, C. R.; SKLENAR, K. S.; BLAKE, L. J. A Costly Endeavor: Addressing Algae Problems in a Water Supply. *Journal AWWA - American Water Works Association*, v.107, n.05, p. 255-262, 2015. <https://doi.org/10.5942/jawwa.2015.107.0055>

DUNN, O. J. Multiple comparisons using rank sums. *Technometrics*, v. 6, n. 3, 1964, p. 241-252.

DU PLESSIS, A.; HARMSE, T.; AHMED, F. Quantifying and predicting the water quality associated with land cover change: A case study of the Blesbok Spruit Catchment, South Africa. *Water*, v. 6, n. 10, p. 2946–2968, 2014. <https://doi.org/10.3390/w6102946>

EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Data Quality Assessment: Statistical Methods for Practitioners*. Washington, DC: Office of Environmental Information, 2006. 190 p. Quality management guidance documents – EPA QA/G-9S (Manual de gestão da qualidade). Disponível em: < <http://www.epa.gov/QUALITY/qs-docs/g9s-final.pdf> >.

EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Guidance for data quality assessment: Practical methods for data analysis*. Washington, DC, 2000, 219p.

ERVINIA, A.; HUANG, J.; HUANG, Y.; LIN, J. Coupled effects of climate variability and land use pattern on surface water quality: An elasticity perspective and watershed health indicators. *Science of the Total Environment*, v. 693, p. 133592, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133592>

ESCALAS, A.; CATHERINE, A.; MALOUFI, S.; CELLAMARE, M.; HANLAOUI, S.; YEPREMIAN, C.; LOUVARD, C.; TROUSSELLIER, M.; BERNARD, C. Drivers and ecological consequences of dominance in periurban phytoplankton communities using networks approaches. *Water Research*, v.163, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.114893>

ESTEVEES, F, A. *Fundamentos de limnologia*. 3.ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

FACCA, C.; AUBRY, F.B.; SOCAL, G.; PONIS, E.; ACRI, F.; BIANCHI, F.; GIOVANARDI, F.; SFRISO, A. Description of a Multimetric Phytoplankton Index (MPI) for the assessment of transitional Waters. *Marine Pollution Bulletin*, v. 79, n.1-2, p. 145–154, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.12.025>

FAQUIM, R.C.P.; MACHADO, K.B.; TERESA, F.B.; OLIVEIRA, P.H.F.; GRANJEIRO, G.F.; VIEIRA L.C.G.; NABOUT, J.C. Shortcuts for biomonitoring programs of stream ecosystems: Evaluating the taxonomic, numeric, and cross-taxa congruence in phytoplankton, periphyton, zooplankton, and fish assemblages. *PLoS ONE*, v.16, n.10, 2021. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0258342>

FEIO, M.J.; HUGHES, R.M.; CALLISTO, M.; NICHOLS, S.J.; ODUME, O.N.; QUINTELLA, B.R.; KUEMMERLEN, M.; AGUIAR, F.C.; ALMEIDA, S.F.P.; ALONSO-EGUÍALIS, P.; ARIMORO, F.O.; DYER, F.J.; HARDING, J.S.; JANG, S.; KAUFMANN P.R.; LEE, S.; LI, J.; MACEDO, D.R.; MENDES, A.; MERCADO-SILVA, N.; MONK, W.; NAKAMURA, K.; NDIRITU, G.G.; OGDEN, R.; PEAT, M.; REYNOLDSON, T.B.; RIOS-TOUMA, B.; SEGURADO, P.; YATES, A.G. The Biological Assessment and Rehabilitation of theWorld's Rivers: An Overview. *Water*, v.13, n.3, p.371, 2021. <https://doi.org/10.3390/w13030371>

FENG, B.; ZHANG, M.; CHEN, J.; XU, J.; XIAO, B.; ZHOU, M.; ZHANG, M. Reduction in the phytoplankton index of biotic integrity in riverine ecosystems driven by industrial activities, dam construction and mining: A case study in the Ganjiang River, China. *Ecological Indicators*, v. 120, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106907>

FENG, Y.; LING, L.; YANFENG, L.; YOU, Z.; MUSONG, X.; XIGANG, X. A dynamic water quality index model based on functional data analysis. *Ecological Indicators*, v. 57, p. 249-258, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.005>

FERNÁNDEZ, H.R. From an informed public to social learning for water management: is Argentina cast adrift. *International Journal of Social Science and Humanities Research*. 3: 2, 66–70, 2015.

FERREIRA, W. R.; PAIVA, L.T.; CALLISTO, M. Development of a benthic multimetric index for biomonitoring of a neotropical watershed. *Braz. J. Biol*, v. 71, n. 1, p. 15-25, 2011. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842011000100005>

FIERRO, P.; ARISMENDI, I.; HUGHES, R.R.; VALDOVINOS, C.; JARA-FLORES A. A benthic macroinvertebrate multimetric index for Chilean Mediterranean streams. *Ecological Indicators*, v.91, p. 13–23, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.074>

FIERRO, P.; BERTRÁN, C.; TAPIA, J.; HAUENSTEIN, E.; PEÑA-CORTÉS, F.; VERGARA, C.; CERNA, C.; VARGAS-CHACOFF, L. Effects of local land-use on riparian vegetation, water quality, and functional organization of macroinvertebrate assemblages. *Science of the Total Environment*, v. 609, p. 724–734, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.197>

FIQUEPRON, J.; GARCIA, S.; STENGER, A. Land use impact on water quality: Valuing forest services in terms of the water supply sector. *Journal of Environmental Management*, v. 126, p. 113 - 121, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.04.002>

FORTES, A.C.C.; BARROCAS, P.R.G.; KLIGERMAN, D.C. Water quality indices: Construction, potential, and limitations. *Ecological Indicators*, v.157, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.111187>

FRANÇA, J.S.; SOLAR, R.; HUGHES, R.M.; CALLISTON, M. Student monitoring of the ecological quality of neotropical urban streams. *Ambio*, n.48, p. 867–878, 2019. <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1122-z>

GAL, B.; SZIVAK, I.; HEINO, J.; SCHMERA, D. The effect of urbanization on freshwater macroinvertebrates - knowledge gaps and future research directions. *Ecological Indicators*, v.104, p. 357–364, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.05.012>

GAUTHIER, T. D. Detecting trends using Spearman's Rank Correlation Coefficient. *Environmental Forensics*, v. 2, n.4, p. 359-362, 2001. <https://doi.org/10.1006/enfo.2001.0061>

GER, K.A.; HANSSON L.A.; LÜRLING, M. Understanding cyanobacteria-zooplankton interactions in a more eutrophic world. *Freshwater Biology*, v.59, n.9, p. 1783–1798, 2014. <https://doi.org/10.1111/fwb.12393>

GER, K. A.; LEITAO, E.; PANOSSO, E. Potential mechanisms for the tropical copepod *Notodiaptomus* to tolerate *Microcystis* toxicity. *Journal of Plankton Research*, v. 38, n. 4, p. 843-854, 2016. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbw036>

GER, K.A.; URRUTIA-CORDERO, P.; FROST, P.C.; HANSSON, L.A.; SARNELLE, O.; WILSON, A.E.; LÜRLING, M. The interaction between cyanobacteria and

zooplankton in a more eutrophic world. *Harmful Algae*, v.54, p. 128–144, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.12.005>

GOMES, L.N.L. *Estudo da associação entre parâmetros bióticos e abióticos e a ocorrência de florações de cianobactérias no reservatório de Vargem das Flores – MG*. 2008. 403 p. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

GOMES, L.N.L.; OLIVEIRA, S.M.A.C.; GIANI, A.; VON SPERLING, E. Association between biotic and abiotic parameters and the occurrence of cyanobacteria in a Brazilian reservoir. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 184, n.8, p. 4635–4645, 2012. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2291-4>

GRUBBS, F. E. Procedures for Detecting Outlying Observations in Samples. *Technometrics*, v. 11, n. 1, p. 1-21, 1969. <https://doi.org/10.2307/1266761>

GU, Q.; ZHANG, Y.; MA, L.; LI, J.; WANG, K.; ZHENG, K.; SHENG, L. Assessment of reservoir water quality using multivariate statistical techniques: a case study of Qiandao Lake, China. *Sustainability*, v. 8, n. 3, p. 243, 2016. <https://doi.org/10.3390/su8030243>

HABERMAN, J.; HALDNA, M. Indices of zooplankton community as valuable tools in assessing the trophic state and water quality of eutrophic lakes: long term study of Lake Vörtsjärv. *Journal of Limnology*, v.73, n.2, p.263–273, 2014. <http://dx.doi.org/10.4081/jlimnol.2014.828>

HALLETT, C.S.; TRAYLER, J.M.; VALESINI, F.J. The fish community index: A practical management tool for monitoring and reporting estuarine ecological condition. *Integrated Environmental Monitoring Assessment*, v.15, n.1, p. 726–738, 2019. <https://doi.org/10.1002/ieam.4151>

HAMED, K. H.; RAO, A. R. A modified Mann-Kendall trend test for autocorrelated data. *Journal of Hydrology*, v. 204, n. 1-4, p. 182-196, 1998. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(97\)00125-X](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(97)00125-X)

HASSAN, F. M.; AL-OBAIDY, A. H. M. J.; SHAAWIAT, A. O. Evaluation of Al-Shamiyah River water quality using the Canadian Council of Ministries of the Environment (CCME) water quality index and factor analysis. *Desalination and Water Treatment*, v. 116, p. 342-348, 2018. <https://doi.org/10.5004/dwt.2018.22553>

HE, X.; NIE, X.; WANG, Z.; CHENG, Z.; LI, K.; LI, G.; WONG, M.H; LIANG, X.; TSUI, M.T.K Assessment of typical pollutants in waterborne by combining active biomonitoring and integrated biomarkers response. *Chemosphere*, v.84, n.10, p.1422–1431, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.04.054>

HELSEL, D. R.; HIRSCH, R. M. Trend Analysis. In: HELSEL, D.R.; HIRSCH, R.M *Statistical methods in water resources*. Amsterdam: Elsevier Science Publishers B.V. 1992. p. 323-355.

HEPP, L.U.; SANTOS, S. Benthic communities of streams related to different land uses

in a hydrographic basin in southern Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 157, p.305–318, 2009. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0536-7>

HERING, D.; FELD, C.K.; MOOG, O.; OFENBÖCK, T. Cook book for the development of a multimetric index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia*, v. 566, p. 311–324, 2006. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0087-2>

HIPEL, K. W.; MCLEOD, A. I. *Time series modelling of water resources and enviromental systems*. Amsterdam: Elsevier Science, 1994.

HORTON, R.K. An index number system for rating water quality. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, v. 37, n. 3, p.300–306, 1965.

HU, X.; ZUO, D.; XU, Z.; HUANG, Z.; LIU, B.; HAN, T.; BI, Y. Response of macroinvertebrate community to water quality factors and aquatic ecosystem health assessment in a typical river in Beijing, China. *Environmental Research*, v. 212, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113474>

HUANG, Q.; GAO, J.; CAI, Y.; YIN, H.; GAO, Y.; ZHAO, J.; LIU, L.; HUANG, J. Development and application of benthic macroinvertebrate-based multimetric indices for the assessment of streams and rivers in the Taihu Basin, China. *Ecological Indicators*, v. 48, p.649–659, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.09.014>

HUISMAN, J.; CODD, G. A.; PAERL, H. W.; IBELINGS, B. W.; VERSPAGEN, J. M. H.; VISSER, P. M. Cyanobacterial blooms. *Nature Reviews Microbiology*, v. 16, p. 471-483, 2018. <https://doi.org/10.1038/s41579-018-0040-1>

HUSZAR, V. L. M.; SILVA, L. H. S.; MARINHO, M.; DOMINGOS, P; SANT'ANNA, C. L. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. *Hydrobiologia*, v.424, p.67–77, 2000. <https://doi.org/10.1023/A:1003996710416>

ICATU MEIO AMBIENTE, LTDA. *Estudos morfométricos e batimétricos no reservatório do Rio Manso – COPASA*. Belo Horizonte, MG, 2013a. Disponível em: < https://www.rmpcecologia.com/consultorias/consultoria_rmpc03.pdf >. Acesso em: 26 fev.2025.

ICATU MEIO AMBIENTE, LTDA. *Estudos morfométricos e batimétricos no reservatório Serra Azul – COPASA*. Belo Horizonte, MG, 2013b. Disponível em: < https://www.rmpcecologia.com/consultorias/consultoria_rmpc04.pdf >. Acesso em: 27 fev.2025.

ICATU MEIO AMBIENTE, LTDA. *Estudos morfométricos e batimétricos no reservatório Vargem das Flores – COPASA*. Belo Horizonte, MG, 2013c. Disponível em: < https://www.rmpcecologia.com/consultorias/consultoria_rmpc05.pdf >. Acesso em: 01 mar.2025.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS – IGAM, 2018. Portal InfoHidro – índice de Qualidade da Água – IQA. Disponível em: < <http://portalinfohidro.igam.mg.gov.br/sem-categoria/319-indice-de-qualidade-das-aguas-iqa> >. Acesso em: 14 Setembro, 2023.

JI, G.; WANG, X.; WANG, L. Planktonic Rotifers in a Subtropical Shallow Lake: Succession, Relationship to Environmental Factors, and Use as Bioindicators. *The Scientific World Journal*, 2013. <http://dx.doi.org/10.1155/2013/702942>

JIA, J.; SHI, W.; CHEN, O.; LOURIDSEN, T.L. Spatial and temporal variations reveal the response of zooplankton to cyanobacteria. *Harmful Algae*, v.64, p. 63-73, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2017.02.008>

JUNIOR, A. P. M.; COTA, G. E. M.; LEMOS, R. S. Contradições e desafios para a proteção de mananciais hídricos em Minas Gerais – Os casos das Áreas de Proteção Especial de Vargem das Flores e Serra Azul – Região Metropolitana de Belo Horizonte. *Caminhos de Geografia*, v. 17, n. 60, p. 89–104, 2016. <https://doi.org/10.14393/RCG176007>

KACHROUD, M., TROLARD, F., KEFI, M., JEBARI, S., BOURRI'E, G. Water quality indices: challenges and application limits in the literature. *Water*, v.11, n. 2, p.361, 2019. <https://doi.org/10.3390/w11020361>

KAIBLINGER, C.; ANNEVILLE, O.; TADONLEKE, R.; RIMET, F.; DRUART, J.C.; GUILLARD, J.; DOKULIL, M. Central European water quality indices applied to long-term data from peri-alpine lakes: test and possible improvements. *Hydrobiologia*, v. 633, p. 67–74, 2009. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9877-7>

KAISER, H. F. The Application of Electronic Computers to Factor Analysis. *Educational and Psychological Measurement*, v. 20, n. 1, p. 141–151, 1960. <https://doi.org/10.1177/001316446002000116>

KÄNDLER, M.; BLECHINGER, K.; SEIDLER, C., PAVLŮ, V.; ŠANDA, M.; DOSTÁL, T.; KRÁSA, J.; VITVAR, T.; ŠTICH, M. Impact of land use on water quality in the upper Nisa catchment in the Czech Republic and in Germany. *Science of the Total Environment*, v. 586, p. 1316-1325, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.221>

KANE, D. D.; GORDON, S. I.; MUNAWAR, M.; CHARLTON, M. N.; CULVER, D. A. The Planktonic Index of Biotic Integrity (P-IBI): An approach for assessing lake ecosystem health. *Ecological Indicators*, v. 9, p. 1234–1247, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.03.014>

KENDALL, M. G. *Rank Correlation Methods*. 2. ed. Londres: Griffin, 1955. 196 p.

KARR, J.R. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, v. 6, n.6, p.21–27, 1981. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(1981\)006<0021:AOBIUF>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(1981)006<0021:AOBIUF>2.0.CO;2)

KARR, J.R.; LARSON, E.R.; CHU, E.W. Ecological integrity is both real and valuable. *Conservation Science and Practice*, v.4, n.2, 2021. <https://doi.org/10.1111/csp2.583>

KERANS, B. L.; KARR, J. R. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. *Ecological Applications*, v.4, n.4, 768–785, 1994. <https://doi.org/10.2307/1942007>

KIBENA, J.; NHAPI, I.; GUMINDOGA, W. Assessing the relationship between water

quality parameters and changes in landuse patterns in the Upper Manyame River, Zimbabwe. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, v. 67–69, p. 153–163, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2013.09.017>

KOSNICKI, E.; SEFICK, S.A.; PALLER, M.H.; JERRELL, M.S.; PRUSHA, B.A.; STERRETT, S.C.; TUBERVILLE, T.D.; FEMINELLA, J.W. A Stream Multimetric Macroinvertebrate Index (MMI) for the Sand Hills Ecoregion of the Southeastern Plains, USA. *Environmental Management*, v. 58, p.741–751, 2016. <https://doi.org/10.1007/s00267-016-0740-0>

KRUSKAL, W. H.; WALLIS, W. A. Use of ranks in one- criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association*, v. 47, n. 260, 1952, p. 583–621. <https://doi.org/10.1080/01621459.1952.10483441>

KUMAR, D.; KUMAR, R.; SHARMA, M.; AWASTHI, A.; KUMAR, M. Global water quality indices: Development, implications, and limitations. *Total Environment Advances*, v.9, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.teadva.2023.200095>

LAMPARELLI, M.C. *Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento*. 2004. 235 p. Tese (Doutorado em Ciências na Área de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LAPLACE-TREYTURE, C.; FERET, T. Performance of the Phytoplankton Index for Lakes (IPLAC): A multimetric phytoplankton index to assess the ecological status of water bodies in France. *Ecological Indicators*, v.69, p. 686–698, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.05.025>

LI, L.; ZHENG, B.; LIU, L. Biomonitoring and Bioindicators Used for River Ecosystems: Definitions, Approaches and Trends. *Procedia Environmental Sciences*, v.2, p.1510–1524, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2010.10.164>

LI, J.; PERSSON, K. M.; PEKAR, H.; JANSSON, D. Evaluation of indicators for cyanobacterial risk in 108 temperate lakes using 23 years of environmental monitoring data. *Environmental Sciences Europe*, v. 33, n. 54, 2021. <https://doi.org/10.1186/s12302-021-00483-1>

LI, Y.; GENG, M.; YU, J.; DUA, Y.; XUA, M.; ZHANG, W.; WANG, J.; SUC, H.; WANG, R.; CHEN, F. Eutrophication decrease compositional dissimilarity in freshwater plankton communities. *Science of The Total Environment*, 821, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153434>

LI, Z., MA, J., GUO, J., PAERL, H.W., BROOKES, J. D., XIAO, Y., FANG, F., OUYANG, W. e LU, L. Water quality trends in the Three Gorges Reservoir region before and after impoundment (1992–2016). *Ecology & Hydrobiology*, v. 19, n. 3, p. 317–327, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2018.08.005>

LIANG, D.; WANG, Q.; WEI, N.; TANG, C.; SUN, X.; YANG, Y. Biological indicators of ecological quality in typical urban river-lake ecosystems: The planktonic rotifer community and its response to environmental factors. *Ecological Indicators*, v.112, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106127>

LIAO, N.; LI, H.; ZHANG, L.; CHEN, M.; LI, J.; YOU, L. Coupled effects of environmental conditions on the spatio-temporal variability of phytoplankton in canyon-shaped reservoirs. *Journal of Cleaner Production*, v. 386, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.135797>

LIBÂNIO, M. *Fundamentos de qualidade e tratamento de água*. 4ª. ed. Campinas: Átomo, 2016. 640 p.

LIMA, F.J.O.; LOPES, F.B.; ANDRADE, E.M.; ROCHA, F.C.; MEIRELES, A.C.M. Spatio-temporal dynamics of toxic cyanobacteria in an artificial lake in the Brazilian semi-arid region. *Revista Caatinga*, Mossoró, v. 35, n. 2, p. 423 – 435, 2022.

LIMBURG, K.E.; HUGHES, R.M.; JACKSON, D.C.; CZECH, B. Population increase, economic growth, and fish conservation: collision course or savvy stewardship? *Fisheries*, v.36, n.1, p.27–35, 2011. <https://doi.org/10.1577/03632415.2011.10389053>

LIU, B.; STEVENSON, R.J. Improving assessment accuracy for lake biological condition by classifying lakes with diatom typology, varying metrics and modeling multimetric indices. *Science of the Total Environment*, v.609, p. 263–271, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.152>

LIU, C.; LIN, K.; KUO, Y. Application of factor analysis in the assessment of groundwater quality in a blackfoot disease area in Taiwan. *Science of The Total Environment*, v. 313, n. 1–3, p. 77–89, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00683-6](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00683-6)

LIU, J.; SHEN, Z.; CHEN, L. Assessing how spatial variations of land use pattern affect water quality across a typical urbanized watershed in Beijing, China. *Landscape and Urban Planning*, v. 176, p. 51– 63, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.04.006>.

LIU, J.; ZHANG, X.; WU, B.; PAN, G.; XU, J.; WU, S. Spatial scale and seasonal dependence of land use impacts on riverine water quality in the Huai River basin, China. *Environmental Science and Pollution Research*. 24, 20995–21010, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9733-7>

LIU, Y.; LONG, H.; LI, T.; TU, S. Land use transitions and their effects on water environment in Huang-HuaiHai Plain, China. *Land Use Policy*, v. 47, p. 293-301, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.04.023>

LIU, Y.; WANG, Y.; SHENG, H.; DONG, F.; ZOU, R.; ZHAO, L.; GUO, H.; ZHU, X.; HE, B. Quantitative evaluation of lake eutrophication responses under alternative water diversion scenarios: A water quality modeling based statistical analysis approach. *Science of The Total Environment*, v. 468–469, pp. 219–227, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.054>

LONG, S.; ZHANG, T.; FAN, J.; LI, C.; XIONG, K. Responses of phytoplankton functional groups to environmental factors in the Pearl River, South China. *Environmental Science Pollution Research*, v.27, p.42242–42253, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08344-9>

LONG, S. X.; HAMILTON, P.-B.; YANG, Y.; MA, J.; CHOBET, O.C.; CHEN, C.; DANG, A.; LIU, Z.; DONG, X.; CHEN, J. Multi-year succession of cyanobacteria blooms in a highland eutrophic reservoir Guizhou Province, China. *Journal of Limnology*, v.77, n.2, p.44–58, 2018. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2018.1636>

LOPES, A. F.; MACDONALD, J. L.; QUINTEIRO, P.; ARROJA, L.; CARVALHO-SANTOS, C.; CUNHA-E-SÁ, M. A.; DIAS, A. C. Surface vs. groundwater: The effect of forest cover on the costs of drinking water. *Water Resources and Economics*, v. 28, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.wre.2018.06.002>

LOUREIRO, B. R.; COSTA, S. M.; MACEDO, C. F.; HUSZAR, L. M.; BRANCO, C. W. C. Comunidades zooplanctônicas em sistemas de criação de peixes. *Boletim Instituto de Pesca de São Paulo*, v. 37, n. 1, p. 47–60, 2011.

LOZA, V.; PERONA, E.; MATEO, P. Specific responses to nitrogen and phosphorus enrichment in cyanobacteria: factors influencing changes in species dominance along eutrophic gradients. *Water Research*, v. 48, p. 622–631, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.10.014>

LU, Y.; TUO, Y.; ZHANG, L.; HU, X.; HUANG, B.; CHEN, M.; LI, Z. Vertical distribution rules and factors influencing phytoplankton in front of a drinking water reservoir outlet. *Science of Total Environmental*, n. 902, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166512>

LUGOLI, F.; GARMENDIA, M.; LEHTINEN, S.; KAUPPILA, P.; MONCHEVA, S.; REVILLA, M.; ROSELLI, L.; SLABAKOVA, N.; VALENCIA, V.; DROMPH, K. M.; BASSET, A. Application of a new multi-metric phytoplankton index to the assessment of ecological status in marine and transitional waters. *Ecological Indicators*, v. 23, p. 338–355, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.03.030>

MacALISTER, C, BAGGIO, G, PERERA, D, QADIR, M, TAING, L, SMAKHTIN, V. Global Water Security 2023 Assessment. United Nations, University Institute for Water, *Environment and Health*, Hamilton, Canada. 2023.

MACHADO, K.B.; BORGES, P.P.; CARNEIRO, F.M.; DE SANTANA, J.F.; VIEIRA L.C.G.; DE MORAES HUSZAR, V.L.; NABOUT, J.C. Using lower taxonomic resolution and ecological approaches as a surrogate for plankton species. *Hydrobiologia*, v. 743, n. 1, p. 255–267, 2015. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2042-y>

MCKINNEY, M.L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, v.127, n. 3, p. 247–260, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>

MAINALI, J.; CHANG, H. Landscape and anthropogenic factors affecting spatial patterns of water quality trends in a large river basin, South Korea. *Journal of Hydrology*. 564, 26–40, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.06.074>

MANIGANDAN, V.; SARANGI, R. K.; JEYAPRAGASH, D.; AYYAPPAN, S. Environmental-driven dynamics of phytoplankton assemblages in the Bay of Bengal, Southeast coast of India. *Marine Ecology*, v.45, n.5, 2024. <https://doi.org/10.1111/maec.12812>

MANN, H.B. Nonparametric tests against trend. *Econometrica*, v. 13, n.3, p. 245-259, 1945. <https://www.jstor.org/stable/1907187>

MANN, H. B.; WHITNEY, D. R. On a Test of Whether one of Two Random Variables is Stochastically Larger than the Other. *The Annals of Mathematical Statistics*, v. 18, n. 1, p. 50–60, 1947. <https://doi.org/10.1214/aoms/1177730491>

MAPBIOMAS. *Visão geral da metodologia*. 2023a. Disponível em: < [MapBiomias Brasil](#) >. Acesso em: 30 set. 2023.

MAPBIOMAS. *Códigos da legenda para os valores de pixel na Coleção 8 do MapBiomias*. 2023b. Disponível em: < [Legenda Coleção 8 - Descrição Detalhada \(mapbiomas.org\)](#) >. Acesso em: 30 set. 2023.

MARGALEF, R. *Perspectives in Ecological Theory*. - Chicago Univ. Press, Chicago. - 1978. Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanologica Acta*, v.1, p. 493-509, 1978.

MARQUES, A.; MARTINS, I.S.; KASTNER, T.; PLUTZAR, C.; THEURL, M.C.; EISENMENGER, N.; HUIJBREGTS, M.A.J.; WOOD, R.; STADLER, K.; BRUCKNER, M.; CANELAS, J.; HILBERS, J.P.; TUKKER, A.; ERB, K.; PEREIRA, H.M. Increasing impacts of land use on biodiversity and carbon sequestration driven by population and economic growth. *Nature Ecology Evolution*, v.3, p. 628–637, 2019. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-0824-3>

MARSHALL, J.C.; STEWARD, A.L.; HARCH, B.D. Taxonomic resolution and quantification of freshwater macroinvertebrate samples from an Australian dryland river: the benefits and costs of using species abundance data. *Hydrobiologia*, v.572, n.1, p.171–194, 2006. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-9007-0>

MARTINS, I.; MACEDO, D.R.; HUGHES, R.M.; CALLISTO, M. Are multiple multimetric indices effective for assessing ecological condition in tropical basins? *Ecological Indicators*, v. 110, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105953>

MASESE, F.O.; OMUKOTO, J.O; NYAKEYA, K. Biomonitoring as a prerequisite for sustainable water resources: a review of current status, opportunities and challenges to scaling up in East Africa. *Ecohydrology & Hydrobiology*, v. 13, n. 3, p.173–191, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2013.06.004>

MATSUMURA-TUNDISI, T.; LEITAO, S.N.; AGHENA, L.S.; MIYAHARA, J. Eutrophication of the Barra Bonita Reservoir: Structure and organization of the Rotifera community. *Brazilian Journal of Biology*, v.50, n.4, p.923-935, 1990.

MAULOOD, B.K.; ALOBAIDY, A.H.M.J.; ALSABOONCHI, A.; ABID, H.S.; ALOBAID, G.S. Phytoplankton Index of Biological Integrity (P-IBI) in Several Marshes, Southern IRAQ. *Journal of Environmental Protection*, v.2, p.387-394, 2011. DOI: 10.4236/jep.2011.24043

MCDONALD, R. I.; WEBER, K. F.; PADOWSKI, J.; BOUCHER, T.; SHEMIE, D. Estimating watershed degradation over the last century and its impact on water-treatment costs for the world's large cities. *Proceedings of the National Academy of*

Sciences, v. 113, n. 32, p. 9117–9122, 2016.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1605354113>

MEIRINHO, P. A.; POMPÊO, M. *Histórico de estudos sobre a comunidade zooplânctônica do reservatório Rio Grande ao longo do tempo e sua heterogeneidade espacial*. In: Pompêo, M.; Moschini-Carlos, V.; Nishimura, P.; Cardoso-Silva, S. & Lopez-Doval, J. C. eds. *Ecologia de reservatórios e interfaces*. São Paulo, Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2015. 460p

MELO, L. D. V.; COSTA, E. P.; PINTO, C. C.; BARROSO, G. R.; OLIVEIRA, S. C. Adequacy analysis of drinking water treatment technologies in regard to the parameter turbidity, considering the quality of natural waters treated by large-scale WTPs in Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 191, p. 384, 2019.
<https://doi.org/10.1007/s10661-019-7526-9>

MELO, M. C.; FORMIGA-JOHSSON, R. M.; AZEVEDO, J. P. S.; NASCIMENTO, N. O.; MACHADO, F. L. V.; PACHECO, F. A. L.; FERNANDES, L. F. S. A raw water security risk model for urban supply based on failure mode analysis. *Journal of Hydrology*, 593, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125843>

MELO, M.C.; QUEIROZ, V.C.; FORMIGA-JOHNSSON, R.M.; AZEVEDO, J.P.S.; NASCIMENTO, N.O.; MACHADO, F.L.V.; SÁ, R.V.; RIMULO, B.A. Avaliação da segurança hídrica para abastecimento público na Região Metropolitana de Belo Horizonte: estudo da crise hídrica 2014-2015. *Revista Brasileira de Climatologia*, v.27, n.16, 2020. <https://doi.org/10.5380/abclima.v27i0.62462>

MELLO, K.; TANIWAKI, R.H.; DE PAULA, F.R.; VALENTE, R.A.; RANDHIR, T.O.; MACEDO, D.R.; LEAL, C.G.; RODRIGUES, C.B.; HUGHES, R.M. Multiscale land use impacts on water quality: assessment, planning, and future perspectives in Brazil. *Journal Environmental Management*, v.270, 2020.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110879>

MELLO, K.; VALENTE, R. A.; RANDHIR, T. O.; DOS SANTOS, A. C. A.; VETTORAZZI, C. A. Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. *Catena*, v. 167, p. 130–138, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.04.027>

MENDES, R.G.; JUNIOR VALLE, R.F.; SILVA, M.M.A.P.M.; FERNANDES, L.F.S.; FERNANDES, A.C.P.; PISSARRA, T.C.T.; MELO, M.C.; VALERA, C.A.; PACHECO, A.L. A partial least squares-path model of causality among environmental deterioration indicators in the dry period of Paraopeba River after the rupture of B1 tailings dam in Brumadinho (Minas Gerais, Brazil). *Environmental Pollution*, v. 306, 2022.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119341>

MEREL, S.; WALKER, D.; CHICANA, R.; SNYDER, S.; BAURÈS, E.; THOMAS, O. State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. *Environmental International*, v. 59, p.303–327, 2013.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.06.013>

MESHRAM, D.; CATHERINE, D.; BADHE, N.; KHEDKAR, S.; VIJAY, R.; NANDY, T. Zooplankton diversity as indicators of pollution in warm monomictic Dal–Nigeeen

lake. *Sustain. Sustainable Water Resources Management*, v. 4, p.897–904, 2018. <https://doi.org/10.1007/s40899-017-0183-7>

MEYER, A.; PRYGIEL, E.; LAPLACE-TREYTURE, C. Performance of a multimetric index based on phytoplankton to evaluate the ecological quality of French large rivers: The IPHYGE index. *Ecological Indicators*, v.166, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112303>

MILLER, S.; ELDRED, P.; MULDOON, A.; ANLAUF-DUNN, K.; STEIN, C.; HUBLER, S.; MERRICK, L.; HAXTON, N.; LARSON, C.; REHN, A.; ODE, P.; LAAN, J.V. A large-scale, multiagency approach to defining a reference network for Pacific Northwest streams. *Environmental Management*, v.58, p.1091–1104, 2016. <https://doi.org/10.1007/s00267-016-0739-6>

MINAS GERAIS, 1980a. Decreto nº 20.792, de 08/09/1980. *Define área de proteção especial, situada nos Municípios de Mateus Leme, Igarapé e Itaúna, para fins de preservação de mananciais*. Disponível em: < <https://www.almg.gov.br/legislacao-mineira/texto/DEC/20792/1980/> >. Acesso em: 27 fev. 2025.

MINAS GERAIS, 1980b. Decreto nº 20.793, de 08/09/1980 (REVOGADA). *Define como de interesse especial, para proteção de mananciais, terrenos situados na bacia hidrográfica do reservatório de Vargem das Flores*. Disponível em: < <https://www.almg.gov.br/legislacao-mineira/texto/DEC/20793/1980/?cons=1> >. Acesso em: 01 mar.2025.

MINAS GERAIS. Decreto nº 27.928, de 15/03/1988. *Define área de proteção especial, situada nos Municípios de Rio Manso, Crucilândia, Brumadinho, Bonfim e Itatiaiuçu, para fins de preservação de mananciais*. Disponível em: < <https://www.almg.gov.br/legislacao-mineira/texto/DEC/27928/1988/> >. Acesso em: 26 fev. 2025.

MINAS GERAIS, 2006. LEI nº 16.197, de 26/06/2006. *Cria a Área de Proteção Ambiental de Vargem das Flores, situada nos Municípios de Betim e Contagem, e dá outras providências*. Disponível em: < <https://www.almg.gov.br/legislacao-mineira/texto/LEI/16197/2006/?cons=1> >. Acesso em: 01 mar.2025.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental e Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais (COPAM/CERH-MG). Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH/MG nº 8, de 21 de novembro de 2022. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário do Executivo*, Minas Gerais, Brasil, 02 dez.2022. Disponível em: < <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=56521> >. Acesso em: 12 ago. 2023.

MISCHKE, U.; RIEDMÜLLER, U.; HOEHN, E.; SCHÖNFELDER, I.; NIXDORF, B. “Description of the German system for phytoplankton-based assessment of lakes for implementation of the EU Water Framework Directive (WFD)”. In: Ute Mischke & Brigitte Nixdorf (Org.). *Gewässerreport (Nr. 10): Bewertung von Seen mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie*, p.117-146, 2008.

MISERENDINO, M. L.; CASAUX, R.; ARCHANGELSKY, M.; DI PRINZIO, C. Y.; BRAND, C.; KUTSCHKER, A. M. Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams. *Science of The Total Environment*, v. 409, n. 3, p. 612–624, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.10.034>

MISTRI, M.; MUNARI, C.; MARCHINI, A. The fuzzy index of ecosystem integrity (FINE): a new index of environmental integrity for transitional ecosystems. *Hydrobiologia*, v. 611, p. 81–90, 2008. DOI 10.1007/s10750-008-9455-4

MOULTON, T. P.; WANTZEN, K. M. Conservation of tropical streams—special questions or conventional paradigms? *Aquatic Conservation Marine Freshwater Ecosystems*, v.16, n.7, p.659–663, 2006. <https://doi.org/10.1002/aqc.814>

MOURA, A.N; ARAGAO-TAVARES, N.K.C.; AMORIM, C.A. Cyanobacterial blooms in freshwater bodies from a semiarid region, northeast Brazil: a review. *Journal of Limnology*, v.77, n.2, p.179 -188, 2018. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2017.1646>

MUELLER, M.; PANDER, J.; GEIST, J. Taxonomic sufficiency in freshwater ecosystems: effects of taxonomic resolution, functional traits, and data transformation. *Freshwater Science*, v.32, n. 3. p.762–778, 2013. <https://doi.org/10.1899/12-212.1>

NAGHETTINI, M.; PINTO, E. J. A. *Hidrologia Estatística*. Belo Horizonte: CPRM, 2007. 552 p.

NAMUGIZE, J. N.; JEWITT, G.; GRAHAM, M. Effects of land use and land cover changes on water quality in the uMngeni river catchment, South Africa. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, v. 105, p. 247–264, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2018.03.013>

NARS - National Aquatic Resource Surveys. U.S. Environmental Protection Agency. Disponível em: < <https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/indicators-used-national-aquatic-resource-surveys> >. Acesso em 13 de junho, 2023.

NASELLI-FLORES, L.; BARONE, R. Phytoplankton dynamics and structure: a comparative analysis in natural and man-made water bodies of different trophic state. *Hydrobiologia*, 438, 65–74, 2000. <https://doi.org/10.1023/A:1004109912119>

NGUYEN, T. H.; HELM, B.; HETTIARACHCHI, H.; CAUCCI, S.; KREBS, P. Quantifying the information content of a water quality monitoring network using principal component analysis: A case study of the freiberger mulde river basin, Germany. *Water*, v. 12, n. 2, 2020. <https://doi.org/10.3390/w12020420>

NOBRE, C.A.; MARENGO, J.A.; SELUCHI, M.E.; CUARTAS, L.A.; ALVES, L.M. Some Characteristics and Impacts of the Drought and Water Crisis in Southeastern Brazil during 2014 and 2015. *Journal of Water Resource and Protection*, v.8, n.2, p.252-262, 2016. <http://dx.doi.org/10.4236/jwarp.2016.82022>

NONG, X.; SHAO, D.; ZHONG, H.; LIANG, J. Evaluation of water quality in the South-to-North Water Diversion Project of China using the water quality index (WQI) method. *Water Research*, v. 178, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115781>

OCHOCKA, A. ZIPLAs: Zooplankton Index for Polish Lakes' Assessment: a new method to assess the ecological status of stratified lakes. *Environmental Monitoring Assessment*, v.193, p. 664, 2021. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09390-7>

OLIVEIRA, K. L.; RAMOS, R. L.; OLIVEIRA, S. C.; CHRISTOFARO, C. Spatial variability of surface water quality in a large Brazilian semiarid reservoir and its main tributaries. *Environmental Monitoring Assessment*, v. 193, n. 409, 2021a. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09194-9>

OLIVEIRA, K. L.; RAMOS, R. L.; OLIVEIRA, S. C.; CHRISTOFARO, C. Water quality index and spatio-temporal perspective of a large Brazilian water reservoir. *Water Supply*, v. 21, n.3, 2021b. <https://doi.org/10.2166/ws.2020.374>

PACHECO, F.A.L.; OLIVEIRA, M.D.O.; OLIVEIRA, M.S.; LIBÂNIO, M.; VALLE JUNIOR, R.F.; SILVA, M.M.A.P.M.; PISSARRA, T.C.T.; MELO, M.C.; VALERA, C.A.; FERNADES, L.F.S. Water security threats and challenges following the rupture of large tailings dams. *Science of the Total Environment*, 834, 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155285>

PADIAL, A.A.; SIQUEIRA, T.; HEINO, J.; VIEIRA, L.C.G.; BONECKER, C.C.; LANSAC-TOHA, F.A.; RODRIGUES, L.C.; TAKEDA, A.M.; TRAIN, S.; VELHO, L.F.M.; BINI, L.M. Relationships between multiple biological groups and classification schemes in a Neotropical floodplain. *Ecological Indicators*, v.13, n. 1, p.55–65, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.05.007>

PADISÁK, J.; BORICS, G.; GRIGORSZKY, I.; SORÓCZKI-PINTÉR, E. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. *Hydrobiologia*, v.553, p.1–14, 2006. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1393-9>

PAERL, H.W.; OTTEN, T.G. Duelling “CyanoHABs”: unravelling the environmental drivers controlling dominance and succession among diazotrophic and non-N₂-fixing harmful cyanobacteria. *Environmental Microbiology*, v.18, n.2. p.316-324, 2016. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.13035>

PANOSSO, R.; CARLSSON, P.; KOZLOWSKY-SUZUKI, B.; AZEVEDO, S.M.F.O.; GRANÉLI, E. Effect of grazing by a neotropical copepod, *Notodiaptomus*, on a natural cyanobacterial assemblage and on toxic and non-toxic cyanobacterial strains. *Journal of Plankton Research*, v.25, n. 9, p.1169-1175, 2003. <https://doi.org/10.1093/plankt/25.9.1169>

PASSOS, J. B. M. C.; TEIXEIRA, D. B. S.; CAMPOS, J.A.; LIMA, R. P. C.; FERNANDES-FILHO, E. I.; SILVA, D. D. Multivariate statistics for spatial and seasonal quality assessment of water in the Doce River basin, Southeastern Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, p. 193: 125, 2021. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-08918-1>

PATEL, V.; SHUKLA, S.N.; PATEL, V.K. Studies on the diversity of zooplankton and their seasonal variations in Govindgarh lake at Rewa (M.P), India. *Indian Journal of Applied Research*, v.3, n.11, p.544-546, 2013.

PAWLOWSKI, J.; KELLY-QUINN, M.; ALTERMATT, F.; APOTHÉLOZ-PERRET-GENTIL, L.; BEJA, P.; BOGGERO, A.; BORJA, A.; BOUCHEZ, A.; CORDIER, T.; DOMAIZON, I.; FEIO, M.J.; FILIPE, A.F.; FORNAROLI, R.; GRAF, W.; HERDER, J.; HOORN, B.V.D.; JONES, J.I.; SAGOVA-MARECKOVA, M.; MORITZ, C.; BARQUÍNP, J.; PIGGOTT, J.J.; PINNA, M.; RIMET, F.; RINKEVICH, B.; SOUSA-SANTOS, C.; SPECCHIA, V.; TROBAJO, R.; VASSELON, V.; VITECEK, S.; ZIMMERMAN, J.; WEIGAND, A.; LEESE, F.; KAHLERT, M. The future of biotic indices in the ecogenomic era: Integrating (e)DNA metabarcoding in biological assessment of aquatic ecosystems. *Science of the Total Environment*, v. 637–638, p.1295–1310, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.002>

PICAPEDRA, P.H.; FERNANDES, C.; TABORDA, J.; BAUMGARTNER, G.; SANCHES, P.V. A long term study on zooplankton in two contrasting cascade reservoirs (Iguaçu River, Brazil): effects of inter-annual, seasonal, and environmental factors. *PeerJ*, 2020. <https://peerj.com/articles/8979/>

PINTO, C. C.; ANDRADE, S. B.; PINTO, E. A.; OLIVEIRA, S. M. A. C. Trend analysis of the load and concentration of physical, chemical and biological parameters in the Verde River Basin. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 22, n. 40, p. 1-11, 2017. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.0117160030>

PINTO, C. C.; CALAZANS, G. M.; OLIVEIRA, S. C. Assessment of spatial variations in the surface water quality of the Velhas River Basin, Brazil, using multivariate statistical analysis and nonparametric statistics. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 191, n. 164, 2019. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7281-y>

PINTO, L. V. A.; FERREIRA, E.; BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C. Physical Characterization of the Santa Cruz Stream Watershed and Conflicting Land Use in the Areas of Permanent Preservation. *Cerne*, v. 11, n. 1, p. 49–60, 2005.

POMARI, J.; KANE, D.D.; FERREIRA, R.A.R.; NOGUEIRA, M.G. A new tool to assess ecosystem health in large subtropical reservoirs: Development and validation of a Planktonic Index of Biotic Integrity. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, v. 22, n. 1, p.15 – 292, 2019. <https://doi.org/10.1080/14634988.2019.1562837>

PBH - Prefeitura Municipal de Belo Horizonte, 2020. *Plano Municipal de Saneamento de Belo Horizonte 2020/2023*. Volume I/II – Texto. Disponível em: < https://prefeitura.pbh.gov.br/sites/default/files/estrutura-de-governo/obras-e-infraestrutura/2021/pms2020-2023_texto_completo.pdf >. Acesso em: 27 fev. 2025.

PRICE, J. I.; HEBERLING, M. T. The Effects of Source Water Quality on Drinking Water Treatment Costs: A Review and Synthesis of Empirical Literature. *Ecological Economics*, v. 151, p. 195–209, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.04.014>

PSENNER, R. Buchbesprechung: River Ecosystem Management: Science for Governing Towards a Sustainable Future. *Die Bodenkultur: Journal of Land Management, Food and Environment*, v. 69, n. 3, p. 213–213, 2018. <https://doi.org/10.2478/boku-2018-0017>

PSH – RMBH - Plano de Segurança Hídrica da Região Metropolitana de Belo Horizonte. Produto 2 – Estudos e levantamentos diagnósticos RF003 (Subproduto

2D) - Revisão 01, Dezembro de 2022a. Disponível em: < [Central de Conteúdos PSH – Agencia RMBH](#) >. Acesso em 20 de jul. 2024.

PSH – RMBH - Plano de Segurança Hídrica da Região Metropolitana de Belo Horizonte. Produto 3 – Mapas temáticos e áreas prioritárias para segurança hídrica. RP001 (Subproduto 3A), Novembro de 2022b. Disponível em: < [Central de Conteúdos PSH – Agencia RMBH](#) >. Acesso em 05 de mar. 2025.

QIN, G.; LIU, J.; XU, S.; WANG, T. Water quality assessment and pollution source apportionment in a highly regulated river of Northeast China. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 192, n. 446, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08404-0>

QGIS DEVELOPMENT TEAM. QGIS. *Sistema de Informações Geográficas do QGIS*. Projeto Código Aberto Geospatial Foundation., 2019.

RABALAIS, N. N.; DÍAZ, R. J.; LEVIN, L. A.; TURNER, R. E.; GILBERT, D.; ZHANG, J. Dynamics and distribution of natural and human-caused hypoxia, *Biogeosciences*, v.7, n.2, p.585–619, 2010. <https://doi.org/10.5194/bg-7-585-2010>

RAO, V. B.; FRANCHITO, S. H.; SANTO, C. M.; GAN, M. A. An update on the rainfall characteristics of Brazil: Seasonal variations and trends in 1979-2011. *International Journal of Climatology*, v. 36, n. 1, p. 291–302, 2016. <https://doi.org/10.1002/joc.4345>

REID, A.J.; CARLSON, A.K.; CREED, I.F.; ELIASON, E.J.; GELL, P.A.; JOHNSON, P.T.J.; KIDD K, A.; MACCORMACK, T.J.; OLDEN, J.D.; ORMEROD, S.J.; SMOL, J.P.; TAYLOR, W.W.; TOCKNER, K.; VERMAIRE, J.C.; DUDGEON, D.; COOKE, S.J. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*, v. 94, n.3, p. 849–873, 2018. <https://doi.org/10.1111/brv.12480>

REIMANN, C.; FILZMOSER, P.; GARRETT R.; DUTTER R. *Statistical data analysis explained: Applied environmental statistics with R*. 1 ed. Chichester. Ed. John Wiley & Sons, 362 p, 2008.

REYNOLDS, C. S. Phytoplankton Assemblages and Their Periodicity in Stratifying Lake Systems. *Holarctic Ecology*, v. 3, n. 3, p. 141–59, 1980. <http://www.jstor.org/stable/3682364>.

REYNOLDS, C. S. *The ecology of freshwater phytoplankton* [M]. Cambridge university press, 1984a.

REYNOLDS, C. S. The Ecology of Phytoplankton. *Cambridge University Press*, 551p, 2006.

REYNOLDS, C. S. Phytoplankton periodicity: the interactions of form, function and environmental variability. *Freshwater Biology* n. 14, p. 111-142, 1984b.

REYNOLDS, C. S.; DESCY, J.P.; PADISDK, J. Are phytoplankton dynamics in rivers so different from those in shallow lakes? *Hydrobiologia*, v.289, p. 1-7, 1994. <https://doi.org/10.1007/BF00007404>

REYNOLDS, C.S.; HUSZAR, V.; KRUK, C.; NASELLI-FLORES, L.; MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton*

Research, v. 24, n.5, p. 417-428, 2002. <https://doi.org/10.1093/plankt/24.5.417>

ROCHA, O.; SENDACZ, S.; MATSUMURA-TUNDISI, T. *Composition, biomass and productivity of zooplankton in natural lakes and reservoirs of Brazil*. In TUNDISI, JG., BICUDO, CEM. and MATSUMURA-TUNDISI, T. (Eds.). *Limnology in Brazil* São Paulo: Brazilian Academy of Sciences and Brazilian Limnological Society, 1995.

ROCHA, L.; HEGOBURU, C.; TORREMORELL, A.; FEIJOÓ, C.; NAVARRO, E.; FERNADÉZ, H.R. Use of ecosystem health indicators for assessing anthropogenic impacts on freshwaters in Argentina: a review. *Environmental Monitoring and Assessment*, v.192, n. 611, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08559-w>

RODRIGUES, L.C.; SIMÕES, N.R.; BOVO-SCOMPARIN, V.M.; JATI, S.; SANTANA, F.F.; ROBERTO, M.C.; TRAIN, S. Phytoplankton alpha diversity as an indicator of environmental changes in a neotropical floodplain. *Ecological Indicators*, n. 48, p. 334–341, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.009>

RODRIGUES, L.L.; SANT'ANNA, C.L.; TUCCI, A. Chlorophyceae das Represas Billings (Braço Taquacetuba) e Guarapiranga, SP, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, v.33, p. 247-264, 2010.

RODRIGUES, V.; ESTRANY, J.; RANZINI, M.; DE CICCIO, V.; MARTÍN-BENITO, J. M. T.; HEDO, J.; LUCAS-BORJA, M. E. Effects of land use and seasonality on stream water quality in a small tropical catchment: The headwater of Córrego Água Limpa, São Paulo (Brazil). *Science of the Total Environment*, v. 622–623, p. 1553–1561, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.028>

RUARO, R.; GUBIANI, E.A. A scientometric assessment of 30 years of the Index of Biotic Integrity in aquatic ecosystems: applications and main flaws. *Ecological Indicators*, v. 29, p.105–110, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.12.016>

RUARO, R.; GUBIANI, E. A.; HUGHES, R. M.; MORMUL, R. P. Global trends and challenges in multimetric indices of biological condition. *Ecological Indicators*, v. 110, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105862>

RUARO, R.; MORMUL, R.P.; GUBIANI, E.A.; PIANA, P.A.; CUNICO, A.M.; GRAÇA, W.J. Non-native fish species are related to the loss of ecological integrity in Neotropical streams: a multimetric approach. *Hydrobiologia*, v. 817, p.413–430, 2018. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3542-y>

RUIZ, C.; ESNARRO, D.; ORBEGOSO, K.V.; ALFARO, T.A.; PALOMINO, G.B. Environmental Bioindicators of Quality of the Biological Aquatic Environment in the Lurín River, Antioquia - Huarochiri, Peru. *Journal of Green Engineering (JGE)*, v.11, n.2, p. 1142-1152, 2021.

SABINO, C. V.; LAGE, L. V. ALMEIDA, K. C.B. Uso de métodos estatísticos robustos na análise ambiental. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. Edição Especial, 2014, p.87-94. DOI: 10.1590/S1413-41522014019010000588.

SAMPAIO, J. C. L.; PINTO, E. J. A. Análise da estiagem de um dos principais reservatórios da Região Metropolitana de Belo Horizonte. *Anais do XIV Simpósio de*

Recursos Hídricos do Nordeste - SRHNE. Maceió: 2018.

SAMPAIO, J. C. L.; PINTO, E. J. A. Análise da seca na bacia hidrográfica do ribeirão Serra Azul. *Anais do XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos SBRH*. Foz do Iguaçu: Associação Brasileira de Recursos Hídricos - ABRH, 2020.

SANTOS, D.R.; YAMAMOTO, F.Y.; FILIPAK NETO, F.; RANDI, M.A.F.; GARCIA, J.E.; COSTA, D.D.M.; LIEBEL, S.; CAMPOS, S.X.; VOIGT, C.L.; RIBEIRO, C.A.O. The applied indicators of water quality may underestimate the risk of chemical exposure to human population in reservoirs utilized for human supply—Southern Brazil. *Environmental Science and Pollution*, v. 23, p.9625–9639, 2016. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5995-0>

SANTOS, T. G. do.; GUSMÃO, L. M. O.; NEUMANN-LEITÃO, S.; CUNHA, A. G. da. Zooplâncton como indicador biológico da qualidade ambiental nos estuários dos rios Carrapicho e Botafogo, Itamaracá-PE. *Revista Brasileira Engenharia de Pesca*, v. 4, n. 1, p. 44–56, 2009. <https://doi.org/10.18817/repesca.v4i1.129>

SAPKOTA, M.; PANT, R.R.; PATHAK, L.; KHANAL, B.; SHRESTHA, S.; POUDEL, B.; POLDEL, S.; THAPA, L.B.; PAL, K.B.; BISHWAKARMA, K.; DURDIEV, K. Assessment of water quality using multivariate statistical approaches in Jagadishpur Reservoir, Lumbini Province, Nepal. *Sustainable Water Resources Management*, v.7, n.78, 2021. <https://doi.org/10.1007/s40899-021-00559-z>

SARTORI, LP.I.; NOGUEIRA, M.G.I.; HENRY, R.I.; MORETTO, E.M. Zooplankton fluctuations in Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil): a three-year study. *Ecology. Brazilian Journal of Biology*, v.69, n.1, 2009. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000100002>

SAVITHA, N.; YAMAKANAMARDI S.M. Studies on abundance of zooplanktons in lakes of Mysore, Índia. *J Environ Biol*, v.33, n.6, p.1079–1085, 2012.

SCHRANDT, M.N.; MACDONALD, T.C.; SHERWOOD, E.T.; BECK, M.W. A multimetric nekton index for monitoring, managing and communicating ecosystem health status in an urbanized Gulf of Mexico estuary. *Ecological Indicators*, v.123, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107310>

SETIA, R.; LAMBA, S.; CHANDER, S.; KUMAR, V.; DHIR, N.; SHARMA, M.; SINGH, R.P.; PATERIYA, B. Hydrochemical evaluation of surface water quality of Sutlej river using multi-indices, multivariate statistics and GIS. *Environmental Earth Sciences*, v.80, n. 565, 2021. <https://doi.org/10.1007/s12665-021-09875-1>

SHEN, Z.; HOU, X.; LI, W.; AINI, G. Landscape and Urban Planning Relating landscape characteristics to non-point source pollution in a typical urbanized watershed in the municipality of Beijing. *Landscape and Urban Planning*, v. 123, p. 96–107, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.12.007>

SHAO, Z.; XIE, P.; ZHUGE, Y. Long-term changes of planktonic rotifers in a subtropical Chinese lake dominated by filterfeeding fishes. *Freshwater Biology*, v. 46, n. 7, p. 973–986, 2001. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00731.x>

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

SHI, P.; ZHANG, Y.; LI, Z.; LI, P.; XU, G. Influence of land use and land cover patterns on seasonal water quality at multi-spatial scales. *CATENA*, v. 151, p. 182–190, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.12.017>

SILVA, D. R.O; HERLIHY, A.T.; HUGHES, R.M.; CALLISTO, M. An improved macroinvertebrate multimetric index for the assessment of wadeable streams in the neotropical savanna. *Ecological Indicators*, v.81, p. 514–525, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.017>

SIMEONOV, V.; EINAX, J. W.; STANIMIROVA, I.; KRAFT, J. Environmetric modeling and interpretation of river water monitoring data. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, v. 374, n. 5, p. 898-905, 2002. <https://doi.org/10.1007/s00216-002-1559-5>

SIMEONOV, V.; STRATIS, J. A.; SAMARA, C.; ZACHARIADIS, G.; VOUTSA, D.; ANTHEMIDIS, A.; SOFONIOU, M.; KOUIMTZIS, T. Assessment of the surface water quality in Northern Greece. *Water Research*, v. 37, n.17, p. 4119-4124, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00398-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00398-1)

SINGH, S.; MISHRA, A. Deforestation-induced costs on the drinking water supplies of the Mumbai metropolitan, India. *Global Environmental Change*, v. 27, p. 73–83, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.020>

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Painel de Indicadores. Esgoto, 2022. Disponível em: < https://appsfnis.mdr.gov.br/indicadores-hmg/web/agua_esgoto/mapa-esgoto?codigo=3120607 >. Acesso em: 01 mar. 2025.

SOARES, A. L. C. *Bacia hidrográfica do rio Paraopeba: análise integrada dos diferentes impactos antrópicos*. 2021. 381 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2021.

SOARES, A. L. C.; PINTO, C. C.; CORDOVA, J. E.; GOMES, L. N.; OLIVEIRA, S. M. A. C. Water quality assessment of a multiple-use reservoir in southeastern Brazil: case study of the Vargem das Flores reservoir. *Environmental Earth Sciences*, v. 80, n. 210, p. 2-12, 2021. <https://doi.org/10.1007/s12665-021-09474-0>

SOARES, A. L. C.; OLIVEIRA, S. C.; GOMES, L. N. L. Influência das atividades antrópicas e do rompimento da barragem I, da mina Córrego do Feijão, na qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Paraopeba. *Revista Mineira de Recursos Hídricos*, v. 3, n.1, 2022. <https://doi.org/10.59824/rmrh.v3i.225>

SOARES, A. L. C.; PINTO, C. C.; OLIVEIRA, S. C. Impacts of anthropogenic activities and calculation of the relative risk of violating surface water quality standards established by environmental legislation: a case study from the Piracicaba and Paraopeba river basins, Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 27, p. 14085–14099, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-07647-1>

SONG, Y.; GUO, Y.; LIU, H.; ZHANG, G.; ZHANG, X.; THANGARAJ, S.; SUN J. Water

quality shifts the dominant phytoplankton group from diatoms to dinoflagellates in the coastal ecosystem of the Bohai Bay. *Marine Pollution Bulletin*, v.183, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114078>

SOUZA, Ana Paula de. *Avaliação da utilização de índices de integridade biótica do fitoplâncton como ferramenta para estimativa de qualidade da água nos lagos Paranoá e Descoberto, no Distrito Federal*. 2013. 174 f. Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, 2013.

SPATHARIS, S.; TSIRTSIS, G. Ecological quality scales based on phytoplankton for the implementation of Water Framework Directive in the Eastern Mediterranean. *Ecological Indicators*, v. 10, n.4, p. 840–847, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.01.005>

SPERLING, E.V. 1999. *Morfologia e lagos e represas*. Belo Horizonte: DESA/UFMG. 137p.

STAMOU, G.; MAZARIS, A.D.; MOUSTAKA-GOUNI, M.; ŠPOLJAR, M.; TERNJEJ, I.; DRAŽINA, T.; DORAK, Z.; MICHALOUDI, E. Introducing a zooplanktonic index for assessing water quality of natural lakes in the Mediterranean region. *Ecological Informatics*, v.69, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2022.101616>

STATSOFT. *Statistica 10.0*. StatSoft Inc. <http://www.statsoft.com/>, 2011.

SUÁREZ, M. L. Las riberas de los ríos mediterráneos y su calidad: el uso del índice QBR. *Limnética*, v.21, n.3–4, p.135–148, 2002. DOI:10.23818/limn.21.22

SUMUDUMALI, R. G. I.; JAYAWARDANA, J. M. C. K. A Review of Biological Monitoring of Aquatic Ecosystems Approaches: with Special Reference to Macroinvertebrates and Pesticide Pollution. *Environmental Management*, v. 67, p. 263–276, 2021. <https://doi.org/10.1007/s00267-020-01423-0>

SUTER, G.W. A critique of ecosystem health concepts and indexes. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v.12, p.1533–1539, 1993. <https://doi.org/10.1002/etc.5620120903>

TAGLIAFERRO, M.; GIORGI, A.; TORREMORELL, A.; ALBARINO, R. Urbanisation reduces litter breakdown rates and affects benthic invertebrate structure in Pampean streams. *International Review of Hydrobiology*. v.105, n.1–2, p. 33–43, 2020. <https://doi.org/10.1002/iroh.201902000>

TAMBARU, R.; BURHANUDDIN, A.I.; HARIS, A.; AMRAN, M.A.; MASSINAI, A.; MUHIDDIN, A.H.; YAQIN, K.; FIRMAN, YULIANA. Diversity and abundance of phytoplankton in Bone Bay, South Sulawesi, Indonesia and its relationship with environmental variables. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, v.25, n.2, p.624–631, 2024. <https://doi.org/10.13057/biodiv/d250221>

TAVAKOL, M.; ARJMANDI, R.; SHAYEGHI, M.; MONAVARI, S. M.; KARBASSI, A. Application of multivariate statistical methods to optimize water quality monitoring network with emphasis on the pollution caused by fish farms. *Iranian Journal of Public*

Health, v. 46, n. 1, p. 83–92, 2017.

TEODOSIU, C.; GILCA, A. F.; BARJOVEANU¹, G.; FIORE, S. Emerging pollutants removal through advanced drinking water treatment: A review on processes and environmental performances assessment. *Journal of Cleaner Production*, v. 197, n.1, p. 1210-1221, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.06.247>

TIAN, W., ZHANG, H., ZHANG, J., ZHAO, L., MIAO, M., HUANG, H. Biodiversity effects on resource use efficiency and community turnover of plankton in Lake Nansihu, China. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 24, 11279–11288, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8758-2>

TOUSSAINT, A., CHARPIN, N., BROSSE, S., VILLÉGER, S. Global functional diversity of freshwater fish is concentrated in the Neotropics while functional vulnerability is widespread. *Scientific Reports*. v.6, n.22125, 2016. <https://doi.org/10.1038/srep22125>

TRINDADE, A. L. C.; ALMEIDA, K.C.B.; BARBOSA, P.E.; OLIVEIRA, S. M. A. C. Tendências temporais e espaciais da qualidade das águas superficiais da sub-bacia do Rio das Velhas, estado de Minas Gerais. *Engenharia Sanitaria Ambiental*, v. 22, n. 1, p. 13-24, 2017. DOI: 10.1590/S1413-41522016131457

TROMBONI, F.; DODDS, W. K. Relationships Between Land Use and Stream Nutrient Concentrations in a Highly Urbanized Tropical Region of Brazil: Thresholds and Riparian Zones. *Environmental Management*, v. 60, n. 1, p. 30–40, 2017. <https://doi.org/10.1007/s00267-017-0858-8>

TUKEY, J. W. *Exploratory Data Analysis*. Reading (MA): Addison Wesley, 1977.

TUNDISI, J. G. Represas Artificiais: Perspectivas para o Controle e Manejo da Qualidade da Água para Usos Múltiplos. *Revista Brasileira de Educação*. v. 1, n.1, p.37-47, 1986.

TYLIANAKIS, J.M.; DIDHAM, R.K.; BASCOMPTE, J.; WARDLE, D.A. Global change and species interactions in terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, v.11, 1351–1363, 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01250.x>

UDDIN, M.G.; NASH, S.; OLBERT, A.I. A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. *Ecological Indicators*, n.122, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107218>

ULLAH, H., NAGELKERKEN, I., GOLDENBERG, S.U., FORDHAM, D.A. Climate change could drive marine food web collapse through altered trophic flows and cyanobacterial proliferation. *PLoS Biology*, v. 16, 2018. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.2003446>

UNITED STATES. *Federal Water Pollution Control Act Amendments of 1972*. Pub.L. 92-500, October 18, 1972.

USEPA - U.S. Environmental Protection Agency. 2019. Indicators used in the National Aquatic Resource Surveys. <https://www.epa.gov/national-aquatic-resource>

[surveys/indicators-used-national-aquatic-resource-surveys](#)

USTAOĞLU, F.; TAŞ, B.; TEPE, Y.; TOPALDEMİR, H. Comprehensive assessment of water quality and associated health risk by using physicochemical quality indices and multivariate analysis in Terme River, Turkey. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 28, p. 62736–62754, 2021. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-15135-3>

VADAS JR, R.L.; HUGHES, R.M.; BAE, Y.J.; BAEK, M.J.; GONZALES, O.C.B.; CALLISTO, M.; CARVALHO, D.R.; CHEN, K.; FERREIRA, M.T.; FIERRO, P.; HARDING, J.S.; INFANTE, D.M.; KLEYNHANS, C.J.; MACEDO, D.R.; MARTINS, I.; SILVA, N.M.; MOYA, N.; NICHOLS, S.J.; POMPEU, P.S.; RUARO, R.; SILVA, D.R.O.; STEVENSON, R.J.; TERRA, B.F.; THIRION, C.; TICIANI, D.; WANG, L.; YODER, C.O. Assemblage-based biomonitoring of freshwater ecosystem health via multimetric indices: A critical review and suggestions for improving their applicability. *Water Biology and Security*, v. 1, n.3, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.watbs.2022.100054>

VAN SCHALKWYK, J.; PRYKE, J.S.; SAMWAYS, M.J. Contribution of common vs. rare species to species diversity patterns in conservation corridors. *Ecological Indicators*, v. 104, p. 279–288, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.05.014>

VIANA, T. H. *Estudo do conteúdo de calor e suas influências sobre variáveis limnológicas em reservatórios de abastecimento de água*. 2009. 134p. (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.

VIGLIO, E. P. *Atlas geoquímico da bacia do rio São Francisco*. Belo Horizonte: 2018.

VILLARUEL, M.J.S.; CAMACHO, M.V.D.C. Zooplankton Community as Indicator of Trophic Status of Lake Tadalac in Los Baños, Laguna, Philippines. *Current Applied Science and Technology*, v. 24, n. 3, 2024. <https://doi.org/10.55003/cast.2023.258364>

VINCENT, J. R.; AHMAD, I.; ADNAN, N.; BURWELL III, W.B.; PATTANAYAK, S.K.; TAN-SOO, J.-S.; THOMAS, K. Valuing water purification by forests: an analysis of Malaysian panel data. *Environmental Resources Economics*, v.64, p. 59-80, 2016. <https://doi.org/10.1007/s10640-015-9934-9>

VITRO, K. A.; BENDOR, T. K.; JORDANOVA, T. V.; MILES, B. A geospatial analysis of land use and stormwater management on fecal coliform contamination in North Carolina streams. *Science of the Total Environment*, v. 603–604, p. 709-727, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.093>

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014, v. 1, 472p.

VON SPERLING, M.; VERBYLA, M. E.; OLIVEIRA, S. M. A. C. *Assessment of Treatment Plant Performance and Water Quality Data: A Guide for Students, Researchers and Practitioners*. London: IWA, 2020. <https://doi.org/10.2166/9781780409320>

VOSS, K.A.; POHLMAN, A.; VISWANATHAN, S.; GIBSON, D.; PUROHIT J. A study of the effect of physical and chemical stressors on biological integrity within the San

Diego hydrologic region. *Environmental Monitoring and Assessment*, v.184, p.1603–1616, 2012. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2064-0>

XIA, J.; XU, G.; GUO, P.; PENG, H.; ZHANG, X.; WANG, Y.; ZHANG, W. Tempo-Spatial Analysis of Water Quality in the Three Gorges Reservoir, China, after its 175-m Experimental Impoundment. *Water Resources Management*, v.32, p.2937-2954, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11269-018-1918-4>

XIA, Y.; TI, C.; SHE, D.; YAN, X. Linking river nutrient concentrations to land use and rainfall in a paddy agriculture–urban area gradient watershed in southeast China. *Science of the Total Environment*, v.566-567, p. 1094-1105, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.134>

XIN, X. K.; LI, K. F.; FINLAYSON, B.; YIN, W. Evaluation, prediction, and protection of water quality in Danjiangkou Reservoir, China. *Water Science and Engineering*, v. 8, n. 1, p. 30-39, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.wse.2014.11.001>

XU, H.; LIU, W.; ZHANG, S.; WEI, J.; LI, Y.; PEI, H. Cyanobacterial bloom intensities determine planktonic eukaryote community structure and stability. *Science of the Total Environment*, v. 838, 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156637>

XUE, F.; TANG, J.; DONG, Z.; SHEN, D.; LIU, H.; ZHANG, X.; HOLDEN, N. M. TEMPO-spatial controls of total coliform and E. coli contamination in a subtropical hilly agricultural catchment. *Agricultural Water Management*, v. 200, p. 10–18, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2017.12.034>

WAN, R.; CAI, S.; LI, H.; YANG, G.; LI, Z.; NIE, X. Inferring land use and land cover impact on stream water quality using a Bayesian hierarchical modeling approach in the Xitiaoxi river watershed, China. *Journal of Environmental Management*, v. 133, p. 1–11, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.11.035>

WANG, S.; LI, L.; LI, H.; SAHU, S.K.; WANG, H.; XU, Y.; XIAN, W.; SONG, B.; LIANG, H.; CHENG, S.; CHANG, Y.; SONG, Y.; CEBI, Z.; WITTEK, S.; REDER, T.; PETERSON, M.; YANG, H.; WANG, J.; MELKONIAN, B.; VAN DE PEER, Y.; XU, X.; WONG, G.K.; MELKONIAN, M.; LIU, H.; LIU, X. Genomes of early-diverging streptophyte algae shed light on plant terrestrialization. *Nature Plants*, v.6, n. 2, p. 95–106, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41477-019-0560-3>

WANG, Z.; AKBAR, S.; SUN, Y.; GU, L.; ZHANG, L.; LYU, K.; HUANG, Y.; YANG, Z. Cyanobacterial dominance and succession: Factors, mechanisms, predictions, and managements. *Journal of Environmental Management*, v. 297, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113281>

WARZINIACK, T.; SHAM, C. H.; MORGAN, R.; FEFERHOLTZ, Y. Effect of Forest Cover on Water Treatment Costs. *Water Economics and Policy*, v.3, n.4, 2017. <https://doi.org/10.1142/S2382624X17500060>

WESTLING, N.; STROMBERG, P. M.; SWAIN, R. B. Can upstream ecosystems ensure safe drinking water - Insights from Sweden. *Ecological Economics*, v. 169, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106552>

WFD - EC (European Commission). *Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council—Establishing a framework for Community action in the field of water policy*. Off. J. 2000, 327, 1–73.

WILSON, C.; WENG, Q. Assessing surface water quality and its relation with urban land cover changes in the Lake Calumet Area, Greater Chicago. *Environmental Management*, v. 45, p. 1096–1111, 2010. <https://doi.org/10.1007/s00267-010-9482-6>

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2003. Disponível em: < <https://apps.who.int/iris/handle/10665/42591> >. Acesso em: 11 de junho, 2023.

WU, N.; SCHMALZ, B.; FOHRER, N. Development and testing of a phytoplankton index of biotic integrity (P-IBI) for a German lowland river". *Ecological Indicators*, v. 13, n.1, p. 158-167, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.05.022>

WU, Z.; KONG, M.; CAI, Y.; WANG, X.; LI, K. Index of biotic integrity based on phytoplankton and water quality index: Do they have a similar pattern on water quality assessment? A study of rivers in Lake Taihu Basin, China. *Science of the Total Environment*, v.658, p. 395-404, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.216>

YANG, Z.; WEI, C.; LIU, D.; LIN, Q.; HUANG, Y.; WANG, C.; JI, D.; MA, J.; YANG, H. The influence of hydraulic characteristics on algal bloom in three gorges reservoir, China: A combination of cultural experiments and field monitoring. *Water Research*, v. 211, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.118030>

YE, L.; TAN, L.; WU, X.; CAI, Q.; LI, B.L. Nonlinear causal analysis reveals an effective water level regulation approach for phytoplankton blooms controlling in reservoirs. *Science of Total Environmental*, v. 806, n. 4, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150948>

YONGO, E.; MUTETHYA, E.; ZHANG, P.; LEK, S.; FU, Q.; GUO, Z. Comparing the performance of the water quality index and phytoplankton index of biotic integrity in assessing the ecological status of three urban rivers in Haikou City, China. *Ecological Indicators*, v. 157, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.111286>

YU, S.; XU, Z.; WU, W.; ZUO, D. Effect of land use on the seasonal variation of streamwater quality in the Wei River basin, China. *Proc. IAHS*, v. 368, p. 454-459, 2015. <https://doi.org/10.5194/piahs-368-454-2015>

ZHANG, H.; LI, H.; GAO, D.; YU, H. Source identification of surface water pollution using multivariate statistics combined with physicochemical and socioeconomic parameters. *Science of the Total Environment*, v. 806, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151274>

ZHANG, J.; LI, S.; DONG, R.; JIANG, C.; NI, M. Influences of land use metrics at multi-spatial scales on seasonal water quality: A case study of river systems in the Three Gorges Reservoir Area, China. *Journal of Cleaner Production*, v. 206, p.76-85, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.09.179>

ZHANG, X.; WANG, Q.; LIU, Y.; WU, J.; YU, M. Application of multivariate statistical techniques in the assessment of water quality in the Southwest New Territories and

Kowloon, Hong Kong. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 173, p. 17–27, 2011. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1366-y>

ZHANG, Y.; BANA, X.; LIA, E.; WANG, Z.; XIAO, F. Evaluating ecological health in the middle-lower reaches of the Hanjiang River with cascade reservoirs using the Planktonic index of biotic integrity (P-IBI). *Ecological Indicators*, v. 114, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106282>

ZHANG, Z.; FAN, X.; PEIJNENBURG, W.J.G.M.; ZHANG, M.; SUN, L.; ZHAI, Y.; YU, Q.; WU, J.; LU, T.; QIAN, H. Alteration of dominant cyanobacteria in different bloom periods caused by abiotic factors and species interactions. *Journal of Environmental Sciences*, v. 99, p. 1-9, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2020.06.001>

ZHAO, C.S.; LIU, C.M. SUN, Y.; YANG, G.; MITROVIC, S.M.; WANG, H. Heterogeneity of water quality in Huai River, China by using bio-monitoring data. *Water Supply*, v.13, n.6, 1524–1533, 2013. <https://doi.org/10.2166/ws.2013.162>

ZHAO, K.; WANG, L.; YOU, Q.; ZHANG, J.; WANTING, P.; WANG, Q. Impact of cyanobacterial bloom intensity on plankton ecosystem functioning measured by eukaryotic phytoplankton and zooplankton indicators. *Ecological Indicators*, v.140, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109028>

ZHU, H.; HU, X-D.; WU, P-P.; CHEN, W-M.; WU, S-S.; LI, Z-Q.; ZHU, L.; XI, Y-L.; HUANG, R. Development and testing of the phytoplankton biological integrity index (P-IBI) in dry and wet seasons for Lake Gehu. *Ecological Indicators*, v.129, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107882>

ZHU, K.; BI, Y.; HU, Z. Responses of phytoplankton functional groups to the hydrologic regime in the Daning River, a tributary of Three Gorges Reservoir, China. *Science of The Total Environment*, v.450-451, p. 169–177, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.01.101>

APÊNDICE A – Tabelas da descrição do banco de dados

Tabela A 1– Quantitativo de parâmetros de qualidade da água analisados por estação e profundidade de coleta

Manancial	Código da Estação	Profundidade	Físico-químicos	Metais	Orgânicos/ Pesticidas	Bacteriológicos	Hidrobiológicos/ Biomonitoramento
RESERVATÓRIO RIO MANSO	RRM-01-E	Superfície	33	7	5	-	-
		Secchi	36	26	49	2	3
		Fundo	32	7	-	-	1
	RRM-02-E	Superfície	32	-	-	-	-
		Secchi	31	-	-	-	3
		Fundo	32	6	-	-	-
	RRM-03-O	Superfície	34	23	35	3	-
	RRM-04-O	Superfície	34	23	36	3	-
	RRM-05-O	Superfície	34	26	21	4	1
	RRM-06-O	Superfície	32	16	34	3	-
	RRM-07-O	Superfície	32	23	6	3	-
	RRM-08-O	Superfície	32	23	6	3	-
	RRM-09-E	Superfície	30	-	-	-	-
		Secchi	31	1	-	-	3
		Fundo	32	6	-	-	-
	RRM-10-E	Superfície	32	-	-	-	-
		Secchi	31	-	-	-	3
		Fundo	32	6	-	-	-
RESERVATÓRIO SERRA AZUL	RSA-01-E	Superfície	15	-	-	-	-
		Secchi	15	-	-	-	2
		Fundo	15	6	-	-	-
	RSA-02-O	Superfície	21	23	33	4	-
	RSA-03-O	Superfície	21	23	33	4	-
	RSA-04-O	Superfície	21	23	33	4	-
	RSA-05-O	Superfície	20	23	18	3	-
	RSA-06-E	Superfície	15	6	44	-	-
		Secchi	21	20	13	2	2
		Fundo	15	6	-	-	-
	RSA-07-E	Superfície	15	4	-	-	-
		Secchi	15	-	-	-	2
		Fundo	15	6	-	-	-
	RSA-08-E	Superfície	15	-	-	-	-
		Secchi	15	-	-	-	2
		Fundo	15	6	-	-	-
	RSA-09-O	Superfície	19	23	33	4	-
	RSA-10-O	Superfície	19	22	33	3	-
	RSA-11-O	Superfície	19	23	33	4	-
	RSA-12-O	Superfície	17	6	-	2	-

Manancial	Código da Estação	Profundidade	Físico-químicos	Metais	Orgânicos/ Pesticidas	Bacteriológicos	Hidrobiológicos/ Biomonitoramento
RESERVATÓRIO VARGEM DAS FLORES	RSA-13-O	Superfície	17	20	44	2	1
	RVF-01-E	Superfície	17	-	-	-	-
		Secchi	17	-	-	-	2
		Fundo	13	6	-	-	-
	RVF-02-E	Superfície	17	-	-	-	-
		Secchi	17	-	-	-	2
		Fundo	13	6	-	-	-
	RVF-03-E	Superfície	13	-	-	-	-
		Secchi	17	-	-	-	2
		Fundo	17	6	-	-	-
	RVF-04-O	Superfície	21	22	33	3	-
	RVF-05-E	Superfície	17	6	-	-	-
		Secchi	35	23	42	2	2
		Fundo	17	6	-	-	-
	RVF-06-O	Superfície	20	22	33	3	-
	RVF-07-O	Superfície	21	22	33	3	-
	RVF-08-O	Superfície	21	22	33	3	-
	RVF-09-O	Superfície	10	2	-	-	-

Legenda



Tabela A 2—Período de abrangência do monitoramento por estação e profundidade de coleta para cada grupo de parâmetros de qualidade da água

Manancial monitorado	Código da Estação	Profundidade	Físico-químicos	Metais	Orgânicos/ Pesticidas	Bacteriológicos	Hidrobiológicos/ Biomonitoramento
RESERVATÓRIO RIO MANSO	RRM-01-E	Superfície	1999-2020	1999-2020	-	-	-
		Secchi	1997-2020	1997-2017	2008-2017	2010-2017	1989-2020
		Fundo	1999-2020	1999-2020	-	-	2012-2015
	RRM-02-E	Superfície	1999-2020	-	-	-	-
		Secchi	1991-2020	-	-	-	1991-2020
		Fundo	1999-2020	2010-2020	-	-	-
	RRM-03-O	Superfície	1990-2020	2010-2020	2014-2015	2010-2020	-
	RRM-04-O	Superfície	1990-2020	2010-2020	2010-2015	2010-2020	-
	RRM-05-O	Superfície	1990-2020	2010-2020	2001/2017-2018	2010-2019	2017-2020
	RRM-06-O	Superfície	1991-2016	2010-2016	2000-2016	2010-2016	-
	RRM-07-O	Superfície	1991-2020	2010-2020	2014-2015	2010-2020	-

Manancial monitorado	Código da Estação	Profundidade	Físico-químicos	Metais	Orgânicos/ Pesticidas	Bacteriológicos	Hidrobiológicos/ Biomonitoramento
	RRM-08-O	Superfície	1991-2020	2010-2020	2014-2015	2010-2020	-
		Superfície	1999-2020	-	-	-	-
	RRM-09-E	Secchi	1991-2020	2017	-	-	1991-2020
		Fundo	2010-2020	2010-2020	-	-	-
		Superfície	1999-2020	-	-	-	-
	RRM-10-E	Secchi	1991-2020	-	-		1991-2020
		Fundo	2010-2020	2010-2020	-		-
RESERVATÓRIO SERRA AZUL		Superfície	2010-2020	-	-	-	-
	RSA-01-E	Secchi	2010-2020	-	-	-	2010-2020
		Fundo	2010-2020	2010-2020	-	-	-
	RSA-02-O	Superfície	2010-2019	2010-2019	2010-2019	2010-2019	-
	RSA-03-O	Superfície	2010-2019	2010-2019	2010-2019	2010-2019	-
	RSA-04-O	Superfície	2010-2019	2010-2019	2010-2019	2010-2019	-
	RSA-05-O	Superfície	2010-2019	2015-2019	2015-2019	2015-2019	-
		Superfície	2010-2020	2010-2020	2010-2017	-	-
	RSA-06-E	Secchi	2010-2020	2010-2020	2013-2017	2010-2017	2010-2020
		Fundo	2010-2020	2010-2020	-	-	-
		Superfície	2010-2020		-	-	-
	RSA-07-E	Secchi	2010-2020	-	-	-	2010-2020
		Fundo	2010-2020	2010-2020	-	-	-
		Superfície	2010-2020		-	-	-
	RSA-08-E	Secchi	2010-2020	-	-	-	2010-2020
		Fundo	2010-2020	2010-2020	-	-	-
	RSA-09-O	Superfície	2010-2019	2010-2019	2010-2019	2010-2019	-
	RSA-10-O	Superfície	2010-2019	2010-2019	2010-2019	2010-2019	-
	RSA-11-O	Superfície	2010-2019	2010-2019	2010-2019	2010-2019	-
	RSA-12-O	Superfície	2010-2019	2010-2019	-	2017-2018	-
	RSA-13-O	Superfície	2013-2019	2013-2019	2013-2018	2013-2020	2013-2020
RESERVATÓRIO VARGEM DAS FLORES		Superfície	2010-2020	-	-	-	-
	RVF-01-E	Secchi	2010-2020	-	-	-	2010-2020
		Fundo	2010-2020	2010-2020	-	-	-
	RVF-02-E	Superfície	2010-2020	-	-	-	-

Manancial monitorado	Código da Estação	Profundidade	Físico-químicos	Metais	Orgânicos/ Pesticidas	Bacteriológicos	Hidrobiológicos/ Biomonitoramento
		Secchi	2010-2020	-	-	-	2010-2020
		Fundo	2010-2020	2010-2020	-	-	-
		Superfície	2010-2020	-	-	-	-
	RVF-03-E	Secchi	2010-2020	-	-	-	2010-2020
		Fundo	2010-2020	2010-2020	-	-	-
	RVF-04-O	Superfície	2010-2020	2010-2019	2010-2018	2010-2019	-
	RVF-05-E	Superfície	2010-2020	2010-2020	-	-	-
		Secchi	2010-2020	2010-2017	2010-2016	2010-2016	2010-2020
		Fundo	2010-2020	2010-2020	-	-	-
	RVF-06-O	Superfície	2010-2019	2010-2019	2010-2018	2010-2019	-
	RVF-07-O	Superfície	2010-2020	2010-2019	2010-2018	2010-2019	-
	RVF-08-O	Superfície	2010-2020	2010-2019	2010-2018	2010-2019	-
	RVF-09-O	Superfície	2010-2019	2010-2019	-	-	-

Tabela A 3 – Frequência do monitoramento por estação e profundidade de coleta para cada grupo de parâmetros de qualidade da água

Manancial monitorado	Código da Estação	Profundidade	Físicoquímicos/Metais	Orgânicos/ Pesticidas	Bacteriológicos	Hidrobiológicos/ Biomonitoramento
RESERVATÓRIO RIO MANSO	RRM-01-E	Superfície	Bimestral	-	-	-
		Secchi	Bimestral	Semestral	Semestral	Mensal/Bimestral
		Fundo	Bimestral	-	-	Semestral
	RRM-02-E	Superfície	Quadrimestral	-	-	-
		Secchi	Quadrimestral	-	-	Quadrimestral
		Fundo	Quadrimestral	-	-	-
	RRM-03-O	Superfície	Mensal/Quadrimestral/Semestral	Quadrimestral/ Semestral	Quadrimestral/Semestral	-
	RRM-04-O	Superfície	Mensal/Quadrimestral/Semestral	Quadrimestral/ Semestral	Quadrimestral/Semestral	-
	RRM-05-O	Superfície	Mensal/Quadrimestral/Semestral	Semestral	Mensal/Quadrimestral/ Semestral	Mensal/Quadrimestral
	RRM-06-O	Superfície	Mensal/Quadrimestral/Semestral	Quadrimestral/ Semestral	Quadrimestral/Semestral	-
	RRM-07-O	Superfície	Quadrimestral/ Semestral	Semestral	Quadrimestral/Semestral	-
	RRM-08-O	Superfície	Quadrimestral/ Semestral	Anual	Quadrimestral/Semestral	-
	RRM-09-E	Superfície	Quadrimestral	-	-	-
		Secchi	Quadrimestral	-	-	Quadrimestral
		Fundo	Quadrimestral	-	-	-

Manancial monitorado	Código da Estação	Profundidade	Físicoquímicos/Metais	Orgânicos/ Pesticidas	Bacteriológicos	Hidrobiológicos/ Biomonitoramento
	RRM-10-E	Superfície	Quadrimestral	-	-	-
		Secchi	Quadrimestra	-	-	Quadrimestral
		Fundo	Quadrimestral	-	-	-
RESERVATÓRIO SERRA AZUL	RSA-01-E	Superfície	Semestral/Anual	-	-	-
		Secchi	Semestral/Anual	-	-	Semestral/Anual
		Fundo	Semestral/Anual	-	-	-
	RSA-02-O	Superfície	Quadrimestral/ Semestral	Quadrimestral/ Semestral	Quadrimestral/Semestral	-
	RSA-03-O	Superfície	Quadrimestral/ Semestral	Quadrimestral/ Semestral	Quadrimestral/Semestral	-
	RSA-04-O	Superfície	Quadrimestral/ Semestral	Quadrimestral/ Semestral	Quadrimestral/Semestral	-
	RSA-05-O	Superfície	Semestral	Semestral/Anual	Semestral	-
	RSA-06-E	Superfície	Bimestral/ Quadrimestral	Semestral	-	-
		Secchi	Bimestral/ Quadrimestral	Semestral	Quadrimestral/Semestral	Bimestral/Quadrimestral
		Fundo	Bimestral/Quadrimestral	-	-	-
	RSA-07-E	Superfície	Quadrimestral/ Semestral/Anual	-	-	-
		Secchi	Quadrimestral/ Semestral/Anual	-	-	Quadrimestral/Semestral
		Fundo	Quadrimestral/ Semestral/Anual	-	-	-
	RSA-08-E	Superfície	Quadrimestral/ Semestral/Anual	-	-	-
		Secchi	Quadrimestral/ Semestral/Anual	-	-	Semestral/Anual
		Fundo	Quadrimestral/ Semestral/Anual	-	-	-
	RSA-09-O	Superfície	Quadrimestral/ Semestral	Quadrimestral/ Semestral	Quadrimestral/Semestral	-
	RSA-10-O	Superfície	Quadrimestral/ Semestral	Quadrimestral/ Semestral	Quadrimestral/Semestral	-
	RSA-11-O	Superfície	Quadrimestral/ Semestral	Quadrimestral/ Semestral	Quadrimestral/Semestral	-
	RSA-12-O	Superfície	Semestral	-	Anual	-
	RSA-13-O	Superfície	Quadrimestral/ Semestral	Semestral	Mensal/Semestral/Anual	Mensal
RESERVATÓRIO VARGEM DAS FLORES	RVF-01-E	Superfície	Bimestral	-	-	-
		Secchi	Bimestral	-	-	Bimestral/Quadrimestral/ Semestral
		Fundo	Bimestral/ Quadrimestral	-	-	-
	RVF-02-E	Superfície	Bimestral/Quadrimestral/Semestral	-	-	-
		Secchi	Bimestral/Quadrimestral/Semestral	-	-	Bimestral/Quadrimestral/ Semestral
		Fundo	Bimestral/Quadrimestral/Semestral	-	-	-
	RVF-03-E	Superfície	Bimestral/Quadrimestral/Semestral	-	-	-
		Secchi	Bimestral/Quadrimestral/Semestral	-	-	Bimestral/Quadrimestral/ Semestral

Manancial monitorado	Código da Estação	Profundidade	Físicoquímicos/Metais	Orgânicos/ Pesticidas	Bacteriológicos	Hidrobiológicos/ Biomonitoramento
		Fundo	Bimestral/Quadrimestral/Semestral	-	-	-
	RVF-04-O	Superfície	Quadrimestral/ Semestral	Quadrimestral/ Semestral	Quadrimestral/Semestral	-
		Superfície	Bimestral/Quadrimestral/Semestral	-	-	-
	RVF-05-E	Secchi	Bimestral/Quadrimestral/Semestral	Semestral/Anual	Quadrimestral/Semestral/Anual	Bimestral/Quadrimestral/ Semestral
		Fundo	Bimestral/Quadrimestral/Semestral	-	-	-
	RVF-06-O	Superfície	Quadrimestral/ Semestral	Quadrimestral/ Semestral	Quadrimestral/Semestral	-
	RVF-07-O	Superfície	Quadrimestral/ Semestral	Quadrimestral/ Semestral	Quadrimestral/Semestral	-
	RVF-08-O	Superfície	Quadrimestral/ Semestral	Quadrimestral/ Semestral	Quadrimestral/Semestral	-
	RVF-09-O	Superfície	Semestral	-	-	-

APÊNDICE B – Notação de referência e limites legais para os parâmetros de qualidade da água

Tabela B 1- Parâmetros de qualidade da água analisados, notação de referência e respectivos limites para cada classe de enquadramento, conforme DN COPAM CERH 08/2022

Parâmetro	Notação de referência	Unidade	Valor Máximo Permitido (VMP)	
			Classe 1	Classe 2
Físico-Químicos				
Acidez livre	Aci. L	mg/L CO2	-	-
Acidez total	Aci. T	mg/L CaCO3	-	-
Alcalinidade bicarbonato	Alc.B	mg/L CaCO3	-	-
Alcalinidade cabornato	Alc.C	mg/L CaCO3	-	-
Alcalinidade total	Alc.T	mg/L CaCO3	-	-
ATA - Substâncias tensoativas que reagem com o azul de metileno	ATA	mg/L LAS	0,5	0,5
Cianetos	CN	mg/L	0,005	0,005
Cloretos	Cl	mg/L Cl-	250	250
Condutividade elétrica	CE	µS/cm	-	-
Cor	Cor	UH	-	75
Demanda bioquímica de oxigênio	DBO	mg/L O	3	5
Demanda química de oxigênio	DQO	mg/L O	-	-
Dureza cálcio	Dur.Ca	mg/L CaCO3	-	-
Dureza magnésio	Dur.Mg	mg/L CaCO3	-	-
Dureza total	Dur.T	mg/L CaCO3	-	-
Fenóis	Fen.	mg/L	0,003	0,003
Fluoreto	F	mg/L F	1,4	1,4
Fósforo total	PT	mg/L P	0,020 - lântico; 0,025 - intermediário; 0,1 lótico	0,030 - lântico; 0,05 - intermediário; 0,1 lótico
Nitrato	N-NO3-	mg/L N	10	10
Nitrito	N-NO2-	mg/L N	1	1
Nitrogênio amoniacal	N Amo.	mg/L N	3,7: pH ≤ 7,5 2,0: 7,5 < pH ≤ 8,0 1,0: 8,0 < pH ≤ 8,5 0,5: pH > 8,5	3,7: pH ≤ 7,5 2,0: 7,5 < pH ≤ 8,0 1,0: 8,0 < pH ≤ 8,5 0,5: pH > 8,5
Nitrogênio orgânico	N Org.	mg/L N	-	-
Nitrogênio total	NT	mg/L N	-	-
Óleos e graxas	OG	mg/L	virtualmente ausentes	virtualmente ausentes
Ortofosfatos	PO4 ³⁻	mg/L P	-	-
Oxigênio dissolvido	OD	mg/L O	Não inferior a 6	Não inferior a 5
Ph	pH	-	6 a 9	6 a 9
Sólidos dissolvidos totais	SDT	mg/L	500	500
Sólidos em suspensão totais	SST	mg/L	50	100
Sólidos totais	ST	mg/L	-	-
Sulfatos	SO42-	mg/L SO4	250	250
Sulfetos	S2-	mg/L S	0,002	0,002

Temperatura amostra	T.água	°C	-	-
Temperatura ar	T.ar	°C	-	-
Transparência Secchi	Transp.	m	-	-
Turbidez	Turb.	UNT/UT	40	100
Orgânicos/Pesticidas				
1,1 Dicloroetano	1,1 Dicl.	µg/L	3	3
1,2 Dicloroetano	1,2 Dicl.	µg/L	10	10
1-Naftol	1-Naf.	µg/L	-	-
2,4,6 Triclorofenol	2,4,6-Tricl.	µg/L	10	10
2,4-D	2,4-D	µg/L	4	4
3-Hidroxicarbofuram	3-Hidroxi.	µg/L	-	-
Acrilamida	Acril.	µg/L	0,5	0,5
Alaclor	Alac.	µg/L	20	20
Aldicarb	Aldi.	µg/L	-	-
Aldicarb Sulfona	Aldi-Sulfona	µg/L	-	-
Aldicarb Sulfoxido	Aldi-Sulfoxido	µg/L	-	-
1Aldrin	Aldri.	µg/L	0,005	0,005
Atrazina	Atraz.	µg/L	2	2
Benzeno	Benz.	µg/L	5	5
Benzo-a-antraceno	Benzo-a-a.	µg/L	0,05	0,05
Benzo-a-pireno	Benzo-a-p.	µg/L	0,05	0,05
Benzo-b-fluoranteno	Benzo-b-flu.	µg/L	0,05	0,05
Benzo-K-fluoranteno	Benzo-K-flu.	µg/L	0,05	0,05
Carbaril	Carba.	µg/L	0,02	0,02
Carbofenantion	Carbofe.	µg/L	-	-
Carbofuran	Carbofu.	µg/L	-	-
Clordano (Cis + Trans)	Clor.	µg/L	0,04	0,04
Criseno	Crise.	µg/L	0,05	0,05
DDT + DDD + DDE	DDT .	µg/L	0,002	0,002
Demeton (o + s)	Dem.	µg/L	0,1	0,1
Diazinon	Diaz.	µg/L	-	-
Dibenzo-a-h-antraceno	Dib.	µg/L	0,05	0,05
Diclorometano	Dicl.	µg/L	20	20
1Dieldrin	Dield.	µg/L	0,005	0,005
Dodecacloro pentaciclodecano	Dode.penta.	µg/L	0,001	0,001
2 Endossulfan (alfa + beta)	End.	µg/L	0,056	0,056
Endrin	Endri.	µg/L	0,004	0,004
Estireno	Esti.	µg/L	20	20
Etilbenzeno	Etilb.	mg/L	0,09	0,09
Etion	Etio Eti.	µg/L	-	-
Fenclorfós	Fencl.	µg/L	-	-
Glifosato	Glifo.	µg/L	65	65
Gution	Gutio.	µg/L	0,005	0,005
3Heptacloro	Hepta.	µg/L	0,01	0,01
3Heptacloro Epóxido	Hepta-Epóx.	µg/L	0,01	0,01

Hexaclorobenzeno	Hexac.	µg/L	0,0065	0,0065
Indeno-1,2,3-CD-pireno	Inde.	µg/L	0,05	0,05
Lindano	Linda.	µg/L	0,02	0,02
Malation	Malat.	µg/L	0,1	0,1
Metolacoloro	Metol.	µg/L	10	10
Metiocarbe	Metio.	µg/L	-	-
Metomil	Meto.	µg/L	-	-
Oxamil	Oxam.	µg/L	-	-
Parationa	Para Par.	µg/L	-	-
Parationa metílica	Para Met.	µg/L	-	-
Pentaclorofenol	Pentacl.	µg/L	9	9
Permetrina (Cis + Trans)	Perm.(Cis+Trans)	µg/L	-	-
Pesticidas Carbamatos	Pest. Carb.	µg/L	-	-
Pesticidas Fosforados	Pest. Fosf.	µg/L	-	-
Propoxur	Propor.	µg/L	-	-
Simazina	Simaz.	µg/L	2	2
Tetracloroeto de Carbono	Tetr.C.	µg/L	2	2
Tetracloroeteno	Tetr.	µg/L	10	10
Tolueno	Tolu.	mg/L	0,002	0,002
Toxafeno	Toxa.	µg/L	0,01	0,01
4Triclorobenzenos	Tric.Ben.	µg/L	20	20
Tricloroeteno	Tric.Et.	µg/L	30	30
Trifluralina	Trifl.	µg/L	0,2	0,2
Xilenos	Xilen.	mg/L	0,3	0,3

Metais

Alumínio total	Al T	mg/L Al	-	-
Alumínio dissolvido	Al D	mg/L Al	0,1	0,1
Antimônio	Sb	mg/L Sb	0,005	0,005
Arsênio total	As T	mg/L As	0,01	0,01
Bário total	Ba T	mg/L Ba	0,7	0,7
Berílio total	Be T	mg/L Be	0,04	0,04
Boro total	B T	mg/L B	0,5	0,5
Cádmio total	Cd T	mg/L Cd	0,001	0,001
Chumbo total	Pb T	mg/L Pb	0,01	0,01
Cobalto total	Co T	mg/L Co	0,05	0,05
Cobre total	Cu T	mg/L Cu	-	-
Cobre dissolvido	Cu D	mg/L Cu	0,009	0,009
Cromo total	Cr T	mg/L Cr	0,05	0,05
Estanho	Sn	mg/L Sn	-	-
Ferro dissolvido	Fe D	mg/L Fe	0,3	0,3
Ferro ferroso	Fe F	mg/L Fe		
Ferro total	Fe T	mg/L Fe		
Lítio total	Li T	mg/L Li	2,5	2,5
Magnésio	Mg	mg/L Mg	-	-
Manganês dissolvido	Mn D	mg/L Mn	-	-

Manganês total	Mn T	mg/L Mn	0,1	0,1
Mercúrio total	Hg T	mg/L Hg	0,0002	0,0002
Níquel total	Ni T	mg/L Ni	0,025	0,025
Potássio	K	mg/L K	-	-
Prata total	Ag T	mg/L Ag	0,01	0,01
Sódio	Na	mg/L Na	-	-
Vanádio total	V T	mg/L V	0,1	0,1
Zinco total	Zn T	mg/L Zn	0,18	0,18
Bacteriológicos				
Coliformes Termotolerantes/ <i>Escherichia coli</i>	<i>E.Coli/C. Termo</i>	NMP/100mL	200	1.000
Coliformes Totais	C.Totais	NMP/100mL		
<i>Enterococcus</i> spp	Enter. Spp	col/100mL		
<i>Streptococcus</i> Fecais	Estrep. Fec	col/100mL		
Hidrobiológico				
Clorofila- <i>a</i>	Cl- <i>a</i>	µg/L	10	30

- Sem limite definido na legislação

¹Esse valor é o limite para Triclorobenzeno (1,2,3-TCB + 1,2,4-TCB)

²Este valor é o limite para Endossulfan (α + β + sulfato)

³Este valor é o limite para a soma dos dois: Heptacloro epóxido + Heptacloro

⁴Este valor é o limite para a soma dos dois: Heptacloro epóxido + Heptacloro

APÊNDICE C – Detalhamento da estatística preliminar e descritiva



Estatística
Preliminar.xlsx



Estatística
Descritiva.xlsx

APÊNDICE D – Detalhamento da análise de violação



Análise de
violação.xlsx

APÊNDICE E – Detalhamento da análise estatística espacial e temporal



Comparação
espacial.xlsx



Tendência
temporal.xlsx

APÊNDICE F – Detalhamento das análises referentes ao biomonitoramento

Tabela F1 – Composição e abundância do fitoplâncton no reservatório Rio Manso

Classes	Gêneros	Espécies	Frequência de ocorrência	Abundância (células/mL)
Bacillariophyceae	<u>Achnantheidium</u>	<i>Achnantheidium minutissimum</i>	1	5,16
		<i>Aulacoseira ambigua</i>	4	299,43
	<u>Aulacoseira</u>	<i>Aulacoseira granulata</i>	3	18,60
		<i>Aulacoseira sp.</i>	4	130,10
		<i>Cyclotella meneghiniana</i>	3	2782,58
	<u>Cyclotella</u>	<i>Cyclotella sp.</i>	169	11.424,80
		<i>Cyclotella spp.</i>	46	7.577,79
		<i>Cyclotella stelligera</i>	2	174,80
	<u>Discostella</u>	<i>Discostella stelligera</i>	14	901,14
	<u>Fragilaria</u>	<i>Fragilaria sp.</i>	1	6,94
	<u>Gomphonema</u>	<i>Gomphonema sp.</i>	1	16,49
	<u>Melosira</u>	<i>Melosira sp.</i>	1	2,50
	<u>Navicula</u>	<i>Navicula sp.</i>	17	401,08
	<u>Nitzschia</u>	<i>Nitzschia sp.</i>	8	90,52
	<u>Pinnularia</u>	<i>Pinnularia sp.</i>	1	10,80
	<u>Rhizosolenia</u>	<i>Rhizosolenia sp.</i>	4	211,86
	<u>Surirella</u>	<i>Surirella robusta</i>	1	2,55
		<i>Synedra acus</i>	1	406,50
		<i>Synedra cf. radians</i>	6	140,80
	<u>Synedra</u>	<i>Synedra sp.</i>	94	3.719,68
		<i>Synedra spp.</i>	8	683,41
	<u>Ulnaria</u>	<i>Ulnaria acus</i>	1	0,42
		<i>Ulnaria ulna</i>	1	151,58
	<u>Urozolenia</u>	<i>Urozolenia sp.</i>	1	3,15
Total			392	29.162,69
Chrysophyceae	<u>Chromulina</u>	<i>Chromulina sp.</i>	1	237,87
	<u>Chrysococcus</u>	<i>Chrysococcus sp.</i>	23	324,52
	<u>Chrysosphaerella</u>	<i>Chrysosphaerella sp.</i>	3	5,90
		<i>Dinobryon bavaricum</i>	10	213,68
	<u>Dinobryon</u>	<i>Dinobryon sertularia</i>	11	203,68
		<i>Dinobryon sp.</i>	66	7.243,56
		<i>Dinobryon spp.</i>	5	320,51
	<u>Mallomonas</u>	<i>Mallomonas sp.</i>	124	2.101,73
		<i>Mallomonas spp.</i>	1	103,55
	<u>Synura</u>	<i>Synura sp.</i>	6	16,81
	<u>Uroglena</u>	<i>Uroglena sp.</i>	15	886,54
Total			265	11.658,35
Cryptophyceae	<u>Chroomonas</u>	<i>Chroomonas sp.</i>	7	5.040,08
		<i>Cryptomonas erosa</i>	2	176,11
	<u>Cryptomonas</u>	<i>Cryptomonas sp.</i>	165	12.033,85
		<i>Cryptomonas spp.</i>	10	419,50

Classes	Gêneros	Espécies	Frequência de ocorrência	Abundância (células/mL)
Total	<u>Rhodomonas</u>	<i>Rhodomonas</i> sp,	5	3.857,56
			189	21.527,11
Cyanophyceae	<u>Anathece</u>	<i>Anathece</i> sp,	3	3.094,10
	<u>Aphanizomenon</u>	<i>Aphanizomenon</i> sp,	5	54,65
		<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	9	24.616,73
		<i>Aphanocapsa holsatica</i>	2	8.926,32
	<u>Aphanocapsa</u>	<i>Aphanocapsa koordersii</i>	2	403,44
		<i>Aphanocapsa</i> sp,	68	110.840,08
		<i>Aphanocapsa</i> spp,	2	2084,07
		<i>Aphanothece</i> cf, <i>clathrata</i>	1	1178,90
		<i>Aphanothece minutissima</i>	2	2760,00
	<u>Aphanothece</u>	<i>Aphanothece nidulans</i>	2	19.946,98
		<i>Aphanothece</i> sp,	52	57.249,62
		<i>Aphanothece</i> spp,	2	5.199,86
	<u>Chroococcus</u>	<i>Chroococcus</i> sp,	3	35,50
		<i>Chroococcus turgidus</i>	3	122,09
	<u>Coelomoron</u>	<i>Coelomoron</i> sp	8	2.446,55
	<u>Coelosphaerium</u>	<i>Coelosphaerium</i> sp,	1	2,46
	<u>Cuspidothrix</u>	<i>Cuspidothrix</i> sp,	1	33,51
	<u>Cylindrospermopsis</u>	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	2	595,96
	<u>Dactylococcopsis</u>	<i>Dactylococcopsis</i> sp	7	15.244,34
	<u>Epigloeosphaera</u>	<i>Epigloeosphaera</i> sp	6	4.556,49
	<u>Geitlerinema</u>	<i>Geitlerinema</i> sp,	2	480,00
		<i>Geitlerinema splendidum</i>	2	301,73
	<u>Gomphosphaeria</u>	<i>Gomphosphaeria</i> sp,	7	39,02
	<u>Komvophoron</u>	<i>Komvophoron</i> sp,	1	757,89
	<u>Lemmermanniella</u>	<i>Lemmermanniella</i> sp,	3	684,54
	<u>Lyngbya</u>	<i>Lyngbya martensiana</i>	6	3.907,80
		<i>Lyngbya</i> sp,	11	638,75
	<u>Merismopedia</u>	<i>Merismopedia</i> sp,	3	15,92
		<i>Merismopedia tenuissima</i>	2	3,82
		<i>Microcystis aeruginosa</i>	1	15,54
	<u>Microcystis</u>	<i>Microcystis</i> sp,	11	2.046,75
		<i>Microcystis viridis</i>	1	1,40
	<u>Oscillatoria</u>	<i>Oscillatoria limosa</i>	9	3.951,02
		<i>Oscillatoria</i> sp,	9	776,29
	<u>Phormidium</u>	<i>Phormidium</i> sp,	1	67,31
	<u>Planktolyngbya</u>	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	2	2.297,50
	<u>Planktothrix</u>	<i>Planktothrix agardhii</i>	1	1.098,90
	<u>Pseudoanabaena</u>	<i>Pseudoanabaena</i> sp,	1	38,02
	<u>Radiocystis</u>	<i>Radiocystis fernandoi</i>	5	2.538,28
		<i>Radiocystis</i> sp	1	47,19
	<u>Raphidiopsis</u>	<i>Raphidiopsis mediterranea</i>	1	40,19
		<i>Raphidiopsis</i> sp,	11	949,93

Classes	Gêneros	Espécies	Frequência de ocorrência	Abundância (células/mL)
Total	<u>Rhabdogloea</u>	<i>Rhabdogloea sp,</i>	2	25.768,42
	<u>Spirulina</u>	<i>Spirulina sp,</i>	1	183,58
			275	306.041,44
Dinophyceae	<u>Ceratium</u>	<i>Ceratium furcoides</i>	10	236,34
	<u>Glenodiniopsis</u>	<i>Glenodiniopsis sp,</i>	99	2.973,79
	<u>Glochidinium</u>	<i>Glochidinium penadiforme</i>	5	1.038,88
		<i>Glochidinium sp,</i>	28	335,38
	<u>Gymnodinium</u>	<i>Gymnodinium sp,</i>	14	243,14
	<u>Peridiniopsis</u>	<i>Peridiniopsis sp</i>	1	41,01
		<i>Peridinium cf, bipedes</i>	1	8,50
		<i>Peridinium cf, elpatlewsky</i>	1	8,50
		<i>Peridinium cinctum</i>	8	228,37
	<u>Peridinium</u>	<i>Peridinium sp,</i>	219	3.776,28
		<i>Peridinium sp1,</i>	3	9,13
		<i>Peridinium sp2,</i>	3	10,86
		<i>Peridinium spp,</i>	33	1.200,61
Total			425	10.110,80
Euchlorophyceae	<u>Acanthosphaera</u>	<i>Acanthosphaera sp,</i>	3	10,07
	<u>Actinastrum</u>	<i>Actinastrum sp,</i>	2	63,14
		<i>Ankistrodesmus bibrainum</i>	1	42,28
		<i>Ankistrodesmus densus</i>	3	55,36
		<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	5	3.650,04
	<u>Ankistrodesmus</u>	<i>Ankistrodesmus fusiformis</i>	13	8.649,53
		<i>Ankistrodesmus gracilis</i>	2	26,88
		<i>Ankistrodesmus sp,</i>	50	8.514,93
		<i>Ankistrodesmus spiralis</i>	5	592,68
		<i>Ankistrodesmus spp,</i>	9	673,52
	<u>Ankyra</u>	<i>Ankyra sp,</i>	1	0,26
	<u>Botryococcus</u>	<i>Botryococcus braunii</i>	3	1.242,41
		<i>Botryococcus sp,</i>	27	3.067,98
	<u>Carteria</u>	<i>Carteria sp,</i>	2	33,81
	<u>Chlamydomonas</u>	<i>Chlamydomonas sp,</i>	131	58.699,86
		<i>Chlamydomonas spp,</i>	18	7.456,06
	<u>Chlorella</u>	<i>Chlorella sp,</i>	31	2.606,15
	<u>Chlorococcum</u>	<i>Chlorococcum sp</i>	6	165,03
	<u>Closteriopsis</u>	<i>Closteriopsis sp,</i>	9	302,31
	<u>Closteriospira</u>	<i>Closteriospira sp</i>	15	4.743,18
		<i>Coelastrum rreticulatum</i>	62	131.937,18
	<u>Coelastrum</u>	<i>Coelastrum sp,</i>	43	128.342,81
		<i>Coelastrum spp,</i>	6	197,98
	<u>Coenochloris</u>	<i>Coenochloris sp</i>	1	2,50
		<i>Coenochloris sp,</i>	1	17,20
	<u>Collodictyon</u>	<i>Collodictyon sp</i>	4	9,98

Classes	Gêneros	Espécies	Frequência de ocorrência	Abundância (células/mL)
	<u>Crucigenia</u>	<i>Crucigenia sp.</i>	9	3234,01
		<i>Crucigenia fenestrata</i>	1	4,04
	<u>Crucigeniella</u>	<i>Crucigeniella sp.</i>	3	399,47
	<u>Desmodesmus</u>	<i>Desmodesmus sp.</i>	4	71,22
		<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	1	44,73
	<u>Dictyosphaerium</u>	<i>Dictyosphaerium sp.</i>	37	5.601,21
		<i>Dictyosphaerium pulchellum v. minutum</i>	2	19.536,84
	<u>Elakatothrix</u>	<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	7	190,14
		<i>Elakatothrix sp.</i>	80	10.358,52
	<u>Errerella</u>	<i>Errerella sp</i>	2	28,57
	<u>Eudorina</u>	<i>Eudorina elegans</i>	2	1.615,36
		<i>Eudorina sp.</i>	25	6.784,96
		<i>Eutetramorus cf. globosus</i>	3	111,60
	<u>Eutetramorus</u>	<i>Eutetramorus fottii</i>	23	21.327,41
		<i>Eutetramorus sp.</i>	10	2.588,23
	<u>Gloeocystis</u>	<i>Gloeocystis sp</i>	23	223,52
	<u>Golenkinia</u>	<i>Golenkinia radiata</i>	1	1,20
		<i>Golenkinia sp.</i>	12	38,78
	<u>Golenkiniopsis</u>	<i>Golenkiniopsis sp.</i>	1	4,73
	<u>Isthmochloron</u>	<i>Isthmochloron lobulatum</i>	2	2,42
	<u>Kirchneriella</u>	<i>Kirchneriella sp.</i>	16	173,47
	<u>Korshikoviella</u>	<i>Korshikoviella sp.</i>	3	1.152,08
		<i>Monoraphidium arcuatum</i>	34	1.468,43
		<i>Monoraphidium cf. inflexuosum</i>	2	12,80
		<i>Monoraphidium contortum</i>	4	490,41
	<u>Monoraphidium</u>	<i>Monoraphidium mirabile</i>	1	36,71
		<i>Monoraphidium sp.</i>	259	10.364,85
		<i>Monoraphidium spiralis</i>	2	3,00
		<i>Monoraphidium spp.</i>	6	110,98
	<u>Nephrocytium</u>	<i>Nephrocytium sp.</i>	6	2.200,00
	<u>Oocystis</u>	<i>Oocystis lacustris</i>	3	1.113,35
		<i>Oocystis sp.</i>	14	512,24
	<u>Pandorina</u>	<i>Pandorina sp.</i>	1	3,68
		<i>Pediastrum duplex</i>	1	3,68
	<u>Pediastrum</u>	<i>Pediastrum simplex</i>	5	966,10
		<i>Pediastrum sp.</i>	4	343,10
		<i>Pediastrum tetras</i>	9	356,45
	<u>Phacotus</u>	<i>Phacotus sp</i>	6	35,58
	<u>Quadrigula</u>	<i>Quadrigula quaternata</i>	1	3,48
		<i>Quadrigula sp</i>	7	1.273,01
		<i>Scenedesmus denticulatus</i>	1	643,08
	<u>Scenedesmus</u>	<i>Scenedesmus sp.</i>	52	1.897,50
		<i>Scenedesmus spp.</i>	10	414,37
	<u>Schmidleia</u>	<i>Schmidleia sp</i>	1	8,69

Classes	Gêneros	Espécies	Frequência de ocorrência	Abundância (células/mL)
	<u>Selenastrum</u>	Selenastrum sp	6	1.621,12
	<u>Tetrademus</u>	Tetrademus sp,	1	10,32
		Tetraedron caudatum	101	2.499,70
	<u>Tetraedron</u>	Tetraedron gracile	14	49,43
		Tetraedron minimum	32	290,37
		Tetraedron sp,	26	950,59
	<u>Tetrastrum</u>	Tetrastrum sp,	6	262,89
		Tetrastrum triangulare	2	72,83
	<u>Treubaria</u>	Treubaria sp,	1	2,50
Total			1338	462.616,89
	<u>Astasia</u>	Astasia sp	1	0,13
	<u>Cryptoglana</u>	Cryptoglana sp	5	183,02
		Euglena sp,	59	2.276,57
	<u>Euglena</u>	Euglena spirogyra	1	2,55
		Euglena spp,	9	218,43
		Euglena texta	1	2,61
	<u>Lepocinclis</u>	Lepocinclis sp,	8	36,47
	<u>Menoidium</u>	Menoidium sp	7	11,74
		Phacus curvicauda	1	6,88
Euglenophyceae		Phacus longicauda	1	0,24
e	<u>Phacus</u>	Phacus sesquitorus	1	0,20
		Phacus sp,	9	50,50
		Phacus suecicus	6	72,69
	<u>Strombomonas</u>	Strombomonas sp,	1	3,75
		Trachelomonas armata	8	163,98
		Trachelomonas armata v. steinii	2	0,90
	<u>Trachelomonas</u>	Trachelomonas sp,	79	1.094,53
		Trachelomonas spp,	13	236,54
		Trachelomonas volvocina	62	1.675,11
		Trachelomonas volvocinopsis	11	288,64
Total			285	6.325,48
Ulothricophyceae				
Total	<u>Uronema</u>	Uronema sp,	6	162,04
			6	162,04
Xanthophyceae	<u>Ophiocytium</u>	Ophiocytium sp,	11	216,12
Total			11	216,12
	<u>Actinotaenium</u>	Actinotaenium sp,	11	104.362,20
	<u>Arthrodesmus</u>	Arthrodesmus sp	1	4,49
	<u>Closterium</u>	Closterium sp,	9	25,35
Zygophyceae	<u>Cosmarium</u>	Cosmarium sp,	22	64.296,30
	<u>Euastrum</u>	Euastrum sp,	1	0,76
	<u>Micrasterias</u>	Micrasterias sp,	1	2,71
	<u>Spirotaenia</u>	Spirotaenia sp,	126	6.246,68
		Spirotaenia spp,	1	3.763,95

Classes	Gêneros	Espécies	Frequência de ocorrência	Abundância (células/mL)
		<i>Staurastrum cf excavatum</i>	1	2,10
		<i>Staurastrum excavatum</i>	74	3.028,19
		<i>Staurastrum leptocladum</i>	26	7.704,11
	<u>Staurastrum</u>	<i>Staurastrum paradoxum</i>	2	3,99
		<i>Staurastrum rotula</i>	25	302,11
		<i>Staurastrum sp.</i>	113	15.644,89
		<i>Staurastrum spp.</i>	16	4.460,13
		<i>Staurastrum tetracerum</i>	37	1.337,94
	<u>Staurodesmus</u>	<i>Staurodesmus sp.</i>	13	25.331,12
Total			479	236.517,01

Tabela F2 – Composição e abundância do zooplâncton no reservatório Rio Manso

Classe	Gênero	Espécie	Frequência de Ocorrência	Abundância (indivíduos/mL)
	<u>Campanella</u>	<i>Campanella sp.</i>	51	226,41
		<i>Campanella umbellaria</i>	6	59,06
	<u>Codonella</u>	<i>Codonella sp.</i>	7	78,24
		<i>Codonella cratera</i>	6	45,54
	<u>Coleps</u>	<i>Coleps hirtus</i>	1	0,02
		<i>Coleps sp.</i>	7	1,05
	<u>Colpidium</u>	<i>Colpidium sp.</i>	1	0,16
		<i>Colpoda cuculus</i>	3	0,42
	<u>Colpoda</u>	<i>Colpoda sp.</i>	6	3,84
		<i>Colpoda steini</i>	10	18,79
Ciliata	<u>Holophrya</u>	<i>Holophrya sp.</i>	1	3,04
		<i>Holophrya nigricans</i>	1	1,28
	<u>Litonotus</u>	<i>Litonotus sp.</i>	1	0,61
		<i>Paramecium bursaria</i>	3	1,33
	<u>Paramecium</u>	<i>Paramecium sp.</i>	8	1,38
		<i>Paramecium trichium</i>	1	1,59
	<u>Titidinium</u>	<i>Tintinnidium sp.</i>	2	0,07
	<u>Trichodina</u>	<i>Trichodina pediculus</i>	63	1.095,99
		<i>Trichodina sp.</i>	5	32,16
		<i>Vorticella microstoma</i>	2	7,42
	<u>Vorticella</u>	<i>Vorticella sp.</i>	22	288,32
		<i>Vorticella campanella</i>	1	2,02
Total	-		208	1.868,74
Crustacea		<i>Bosmina hagmani</i>	5	4,61
	<u>Bosmina</u>	<i>Bosmina sp.</i>	98	688,31
		<i>Bosmina tubicen</i>	7	7,21
		<i>Bosmina longirostris</i>	5	7,00
	<u>Bosminopsis</u>	<i>Bosminopsis deitersi</i>	4	3,36
		<i>Bosminopsis sp.</i>	3	27,67

Classe	Gênero	Espécie	Frequência de Ocorrência	Abundância (indivíduos/mL)
		<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	123	3.728,19
	<u>Ceriodaphnia</u>	<i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>	1	0,26
		<i>Ceriodaphnia sp.</i>	22	668,59
		<i>Ceriodaphnia cornuta f. rigalduii</i>	1	5,15
		<i>Daphnia ambigua</i>	1	1,86
	<u>Daphnia</u>	<i>Daphnia gessneri</i>	16	24,44
		<i>Daphnia sp.</i>	66	505,57
		<i>Daphnia spp.</i>	1	0,91
	<u>Diaphanosoma</u>	<i>Diaphanosoma birgei</i>	27	72,50
	<u>ma</u>	<i>Diaphanosoma sp.</i>	105	3.719,56
	<u>Diaptomus</u>	<i>Diaptomus corderoi</i>	11	6,09
		<i>Diaptomus sp.</i>	11	0,33
		<i>Moina micrura</i>	1	8,17
	<u>Moina</u>	<i>Moina minuta</i>	22	24,82
		<i>Moina sp.</i>	20	80,29
		<i>Notodiaptomus amazonicus</i>	2	29,01
	<u>Notodiaptomus</u>	<i>Notodiaptomus iheringi</i>	19	214,69
		<i>Notodiaptomus sp.</i>	35	268,82
	<u>Simocephalus</u>	<i>Simocephalus sp.</i>	3	1,12
		<i>Thermocyclops decipiens</i>	1	0,77
	<u>Thermocyclops</u>	<i>Thermocyclops minutus</i>	55	829,91
	<u>ps</u>	<i>Thermocyclops sp.</i>	33	563,45
		<i>Thermocyclops prasinus</i>	1	1,48
Total	-		699	11.494,15
Digononta	<u>Philodina</u>	<i>Philodina sp.</i>	1	0,02
Total			1	0,02
		<i>Anuraeopsis fissa</i>	18	5.680,00
	<u>Anuraeopsis</u>	<i>Anuraeopsis navicula</i>	2	1,62
		<i>Anuraeopsis sp.</i>	89	2.662,32
		<i>Ascomorpha eucadis</i>	10	47,33
	<u>Ascomorpha</u>	<i>Ascomorpha saltans</i>	15	29,27
		<i>Ascomorpha sp.</i>	36	342,74
	<u>Asplanchna</u>	<i>Asplanchna sp.</i>	1	0,35
		<i>Brachionus calyciflorus</i>	1	0,09
Monogononta		<i>Brachionus dolabratus</i>	14	25,11
	<u>Brachionus</u>	<i>Brachionus falcatus</i>	38	239,66
		<i>Brachionus forficula</i>	4	2,41
		<i>Brachionus sp.</i>	20	49,91
	<u>Collotheca</u>	<i>Collotheca sp.</i>	139	3.238,38
	<u>Colurella</u>	<i>Colurella sp.</i>	2	11,00
		<i>Conochilus coenobasis</i>	2	3,32
	<u>Conochilus</u>	<i>Conochilus dorsuarius</i>	12	151,01
		<i>Conochilus hippocrepis</i>	3	0,27

Classe	Gênero	Espécie	Frequência de Ocorrência	Abundância (indivíduos/mL)
		<i>Conochilus sp.</i>	74	1.337,34
		<i>Conochilus unicornis</i>	92	4.018,30
		<i>Conochilus dossuarius</i>	6	139,06
		<i>Conochilus spp.</i>	11	116,67
	<u>Epiphanes</u>	<i>Epiphanes sp.</i>	1	11,62
		<i>Filinia opoliensis</i>	11	78,14
	<u>Filinia</u>	<i>Filinia sp.</i>	25	310,00
		<i>Filinia terminalis</i>	3	0,20
		<i>Filinia longiseta</i>	5	2,47
		<i>Hexarthra intermedia</i>	25	243,07
	<u>Hexarthra</u>	<i>Hexarthra sp.</i>	66	1.633,35
		<i>Hexarthra intermedia v. brasiliensis</i>	1	7,07
		<i>Hexarthra spp.</i>	3	49,67
	<u>Kellicottia</u>	<i>Kellicottia bostoniensis</i>	4	3,02
		<i>Kellicottia sp.</i>	18	204,73
		<i>Keratella americana</i>	31	365,38
		<i>Keratella cochlearis</i>	33	163,92
	<u>Keratella</u>	<i>Keratella lenzi</i>	2	0,08
		<i>Keratella sp.</i>	89	1.770,68
		<i>Keratella spp.</i>	12	81,67
		<i>Keratella tropica</i>	1	0,03
	<u>Lecane</u>	<i>Lecane monostyla</i>	1	5,31
		<i>Lecane sp.</i>	1	17,69
	<u>Lepadella</u>	<i>Lepadella sp.</i>	1	1,49
	<u>Notholca</u>	<i>Notholca sp.</i>	1	0,33
		<i>Polyarthra dolichoptera</i>	9	31,30
		<i>Polyarthra remata</i>	7	42,14
	<u>Polyarthra</u>	<i>Polyarthra sp.</i>	125	6.295,36
		<i>Polyarthra spp.</i>	10	91,69
		<i>Polyarthra vulgaris</i>	7	78,39
	<u>Ptygura</u>	<i>Ptygura libera</i>	9	18,11
		<i>Ptygura sp.</i>	91	1.227,65
	<u>Synchaeta</u>	<i>Synchaeta sp.</i>	2	0,19
		<i>Trichocerca cylindrica</i>	6	3,14
	<u>Trichocerca</u>	<i>Trichocerca pusilla</i>	5	32,12
		<i>Trichocerca sp.</i>	60	756,63
		<i>Trichocerca spp.</i>	4	0,61
Total			1258	31.623,41
	<u>Arcella</u>	<i>Arcella sp.</i>	5	0,19
Rhizopodea	<u>Centropyxis</u>	<i>Centropyxis aculeata</i>	1	1,41
	<u>Diffugia</u>	<i>Diffugia sp.</i>	23	147,74
	<u>Euglypha</u>	<i>Euglypha acanthophora</i>	1	0,02
Total			30	149,36

Classe	Gênero	Espécie	Frequência de Ocorrência	Abundância (indivíduos/mL)
<i>Actinopodea</i>	-	-	1	14,49
Total	-	-	1	14,49

Tabela F3 – Composição e abundância do fitoplâncton no reservatório Serra Azul

Classe	Gênero	Espécie	Frequência de Ocorrência	Abundância (células/mL)
Bacillariophyceae	<u><i>Achnantheidium</i></u>	<i>Achnantheidium minutissimum</i>	2	1.064,28
	<u><i>Aulacoseira</i></u>	<i>Aulacoseira ambigua</i>	1	4,74
	<u><i>Cyclotella</i></u>	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	2	199,60
		<i>Cyclotella</i> sp.	58	2.307,77
	<u><i>Discostella</i></u>	<i>Discostella stelligera</i>	6	10,19
	<u><i>Fragilaria</i></u>	<i>Fragilaria</i> sp.	1	1,22
	<u><i>Gomphonema</i></u>	<i>Gomphonema</i> sp.	1	2,04
	<u><i>Navicula</i></u>	<i>Navicula</i> sp.	5	5,63
	<u><i>Nitzschia</i></u>	<i>Nitzschia</i> sp.	1	1,00
	<u><i>Pinnularia</i></u>	<i>Pinnularia</i> sp.	1	0,11
	<u><i>Ulnaria</i></u>	<i>Ulnaria ulna</i>	1	0,21
	<u><i>Urozolenia</i></u>	<i>Urozolenia</i> sp.	1	6,20
Total			80	3.602,99
Chrysophyceae	<u><i>Dinobryon</i></u>	<i>Dinobryon</i> sp.	1	313,09
	<u><i>Mallomonas</i></u>	<i>Mallomonas</i> sp.	12	49,26
Total			13	362,36
Cryptophyceae	<u><i>Chroomonas</i></u>	<i>Chroomonas</i> sp.	6	152,55
	<u><i>Cryptomonas</i></u>	<i>Cryptomonas</i> sp.	22	1.043,88
		<i>Cryptomonas erosa</i>	1	0,82
		<i>Cryptomonas</i> spp.	1	8,67
	<u><i>Rhodomonas</i></u>	<i>Rhodomonas</i> sp.	2	557,00
Total			32	1.762,92
Cyanophyceae	<u><i>Aphanocapsa</i></u>	<i>Aphanocapsa</i> sp.	49	34.896,85
		<i>Aphanocapsa</i> spp.	2	1265,48
	<u><i>Aphanothece</i></u>	<i>Aphanothece minutissima</i>	2	959,97
		<i>Aphanothece</i> sp.	29	49.697,65
	<u><i>Chroococcus</i></u>	<i>Chroococcus</i> sp.	1	6,67
	<u><i>Coelomorion</i></u>	<i>Coelomorion</i> sp.	8	1.339,76
	<u><i>Epigloeosphaera</i></u>	<i>Epigloeosphaera</i> sp.	13	12.709,83
	<u><i>Geitlerinema</i></u>	<i>Geitlerinema splendidum</i>	2	16,70
	<u><i>Planktothrix</i></u>	<i>Planktothrix</i> sp.	1	21,02
	<u><i>Pseudoanabaena</i></u>	<i>Pseudoanabaena</i> sp.	1	32,69
Total			108	100.946,61
Dinophyceae	<u><i>Ceratium</i></u>	<i>Ceratium furcoides</i>	14	26,76
		<i>Ceratium</i> sp.	1	0,73
	<u><i>Glenodiniopsis</i></u>	<i>Glenodiniopsis</i> sp.	2	152,07

Classe	Gênero	Espécie	Frequência de Ocorrência	Abundância (células/mL)
	<u>Glochidinium</u>	<i>Glochidinium penadiforme</i>	3	144,70
		<i>Glochidinium sp.</i>	27	363,43
	<u>Gymnodinium</u>	<i>Gymnodinium sp.</i>	3	152,48
	<u>Peridinium</u>	<i>Peridinium cinctum</i>	1	65,72
		<i>Peridinium sp.</i>	48	713,01
		<i>Peridinium spp.</i>	3	140,18
		<i>Peridinium volzii</i>	7	65,11
	Total		109	1824,18
Euchlorophyceae	<u>Acanthosphaera</u>	<i>Acanthosphaera sp.</i>	1	0,54
	<u>Ankistrodesmus</u>	<i>Ankistrodesmus sp.</i>	3	36,52
	<u>Ankyra</u>	<i>Ankyra sp.</i>	2	3,47
	<u>Botryococcus</u>	<i>Botryococcus braunii</i>	1	58,78
		<i>Botryococcus sp.</i>	8	3.482,44
	<u>Chlamydomonas</u>	<i>Chlamydomonas sp.</i>	10	655,17
	<u>Coelastrum</u>	<i>Coelastrum cornutum</i>	2	3.335,52
		<i>Coelastrum reticulatum</i>	10	12.125,23
		<i>Coelastrum sp.</i>	14	10.218,11
	<u>Coenochloris</u>	<i>Coenochloris sp.</i>	1	261,22
	<u>Coenocystis</u>	<i>Coenocystis sp.</i>	1	37,60
	<u>Crucigenia</u>	<i>Crucigenia sp.</i>	1	17,02
	<u>Desmodesmus</u>	<i>Desmodesmus quadricauda</i>	1	4,90
		<i>Desmodesmus sp.</i>	2	78,31
	<u>Dictyosphaerium</u>	<i>Dictyosphaerium sp.</i>	2	322,60
	<u>Elakatothrix</u>	<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	1	11,17
		<i>Elakatothrix sp.</i>	26	714,10
	<u>Eudorina</u>	<i>Eudorina sp.</i>	1	143,67
	<u>Eutetramorus</u>	<i>Eutetramorus fottii</i>	4	323,51
		<i>Eutetramorus sp.</i>	14	3.946,55
	<u>Isthmochloron</u>	<i>Isthmochloron lobulatum</i>	1	3,93
	<u>Kirchneriella</u>	<i>Kirchneriella sp.</i>	1	3,06
	<u>Monoraphidium</u>	<i>Monoraphidium arcuatum</i>	2	110,20
		<i>Monoraphidium contortum</i>	1	98,58
		<i>Monoraphidium sp.</i>	23	163,34
		<i>Monoraphidium spp.</i>	1	326,86
	<u>Oocystis</u>	<i>Oocystis sp.</i>	5	32,08
	<u>Pediastrum</u>	<i>Pediastrum tetras</i>	2	166,95
	<u>Scenedesmus</u>	<i>Scenedesmus sp.</i>	1	3,90
	<u>Tetraedron</u>	<i>Tetraedron caudatum</i>	3	13,07
		<i>Tetraedron minimum</i>	1	2,06
		<i>Tetraedron sp.</i>	1	0,41
	Total		147	3.6700,88
Euglenophyceae	<u>Euglena</u>	<i>Euglena sp.</i>	1	7,89
	<u>Phacus</u>	<i>Phacus sp.</i>	2	2,98

Classe	Gênero	Espécie	Frequência de Ocorrência	Abundância (células/mL)
	<u>Trachelomonas</u>	<i>Trachelomonas</i> sp.	17	56,58
		<i>Trachelomonas volvocina</i>	3	48,30
Total			23	115,75
Zygophyceae	<u>Closterium</u>	<i>Closterium</i> sp.	2	33,50
		<i>Closterium venus</i>	1	2,45
	<u>Cosmarium</u>	<i>Cosmarium majae</i>	2	278,87
		<i>Cosmarium</i> sp.	6	9,49
	<u>Mougeotia</u>	<i>Mougeotia</i> sp.	1	1,26
	<u>Spirotaenia</u>	<i>Spirotaenia</i> sp.	13	152,36
	<u>Staurastrum</u>	<i>Staurastrum leptocladum</i>	9	41,32
		<i>Staurastrum rotula</i>	3	283,46
		<i>Staurastrum</i> sp.	2	9,78
		<i>Xanthidium</i> sp.	1	0,41
	<u>Xanthidium</u>	<i>Xanthidium</i> sp.	1	0,41
Total			40	812,90

Tabela F4 – Composição e abundância do fitoplâncton no reservatório Serra Azul

Classe	Gênero	Espécie	Frequência de Ocorrência	Abundância (indivíduos/mL)
Ciliata	<u>Campanella</u>	<i>Campanella</i> sp.	3	7,56
	<u>Trichodina</u>	<i>Trichodina pediculus</i>	15	31,79
		<i>Trichodina</i> sp.	2	2,21
Total			20	41,56
Crustacea	<u>Bosmina</u>	<i>Bosmina longirostris</i>	3	8,28
	-	<i>Bosmina</i> sp.	19	181,12
	<u>Ceriodaphnia</u>	<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	23	62,96
	-	<i>Ceriodaphnia</i> sp.	2	1,07
	<u>Daphnia</u>	<i>Daphnia</i> sp.	17	45,70
	<u>Diaphanosoma</u>	<i>Diaphanosoma birgei</i>	6	3,28
	-	<i>Diaphanosoma</i> sp.	28	242,57
	<u>Diaptomus</u>	<i>Diaptomus</i> sp.	1	2,81
	<u>Metacyclops</u>	<i>Metacyclops mendocinus</i>	1	1,13
	<u>Moina</u>	<i>Moina micrura</i>	1	0,13
	-	<i>Moina minuta</i>	1	5,25
	-	<i>Moina</i> sp.	10	9,50
	<u>Notodiaptomus</u>	<i>Notodiaptomus iheringi</i>	7	16,12
	-	<i>Notodiaptomus</i> sp.	19	133,31
	<u>Thermocyclops</u>	<i>Thermocyclops minutus</i>	24	127,82
		<i>Thermocyclops</i> sp.	5	108,14
Total			167	949,19
Monogononta	<u>Anuraeopsis</u>	<i>Anuraeopsis fissa</i>	1	1,25
	-	<i>Anuraeopsis</i> sp.	1	5,00
	<u>Ascomorpha</u>	<i>Ascomorpha eucadis</i>	2	3,78
	-	<i>Ascomorpha saltans</i>	4	1,36

Classe	Gênero	Espécie	Frequência de Ocorrência	Abundância (indivíduos/mL)
-		<i>Ascomorpha</i> sp.	4	14,16
	<u>Brachionus</u>	<i>Brachionus dolabratus</i>	10	17,91
-		<i>Brachionus falcatus</i>	11	10,35
-		<i>Brachionus</i> sp.	5	6,99
	<u>Collotheca</u>	<i>Collotheca</i> sp.	8	14,92
	<u>Conochilus</u>	<i>Conochilus dorsuarius</i>	1	1,84
-		<i>Conochilus natans</i>	1	3,66
-		<i>Conochilus</i> sp.	15	35,30
-		<i>Conochilus unicornis</i>	16	80,94
	<u>Filinia</u>	<i>Filinia opoliensis</i>	1	0,75
-		<i>Filinia</i> sp.	3	0,87
	<u>Hexarthra</u>	<i>Hexarthra</i> sp.	11	25,11
	<u>Kellicottia</u>	<i>Kellicottia bostoniensis</i>	3	3,34
-		<i>Kellicottia</i> sp.	5	29,20
	<u>Keratella</u>	<i>Keratella americana</i>	2	6,13
-		<i>Keratella cochlearis</i>	3	1,04
-		<i>Keratella</i> sp.	18	49,51
-		<i>Keratella</i> spp.	1	0,37
	<u>Lecane</u>	<i>Lecane</i> sp.	1	0,47
	<u>Polyarthra</u>	<i>Polyarthra</i> sp.	2	0,27
	<u>Ptygura</u>	<i>Ptygura</i> sp.	4	17,70
	<u>Trichocerca</u>	<i>Trichocerca</i> sp.	2	1,20
Total			135	333,41
Rhizopodea	<u>Arcella</u>	<i>Arcella</i> sp.	2	0,42
	<u>Cyphoderia</u>	<i>Cyphoderia ampulla</i>	1	1,20
Total			3	1,63

Tabela F5 – Composição e abundância do fitoplâncton no reservatório Vargem das Flores

Classe	Gênero	Espécie	Frequência de Ocorrência	Abundância
Bacillariophyceae	<u>Aulacoseira</u>	<i>Aulacoseira ambigua</i>	13	13742,56
-		<i>Aulacoseira granulata</i>	25	20829,77
-		<i>Aulacoseira</i> sp.	10	5717,05
-		<i>Aulacoseira</i> spp.	1	3296,62
-		<i>Aulacoseira tenella</i>	5	1294,05
	<u>Cyclotella</u>	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	8	801,29
-		<i>Cyclotella</i> sp.	68	23712,15
-		<i>Cyclotella</i> spp.	18	4878,86
-		<i>Cyclotella stelligera</i>	1	70,71
	<u>Discostella</u>	<i>Discostella</i> sp.	1	183,98
-		<i>Discostella</i> spp.	1	38,30
-		<i>Discostella stelligera</i>	20	8455,06
	<u>Encyonema</u>	<i>Encyonema</i> sp.	1	1,37

Classe	Gênero	Espécie	Frequência de Ocorrência	Abundância
	<u>Melosira</u>	Melosira sp.	1	85,11
	<u>Navicula</u>	Navicula sp.	3	80,89
	<u>Nitzschia</u>	Nitzschia palea	1	800,00
	-	Nitzschia sp.	1	1,46
	<u>Pinnularia</u>	Pinnularia sp.	1	80,00
Total			179	84069,23
Chrysophyceae	<u>Dinobryon</u>	Dinobryon sertularia	2	72,00
	-	Dinobryon sp.	1	32,89
	<u>Mallomonas</u>	Mallomonas sp.	40	989,99
Total			43	1094,89
Cryptophyceae	<u>Chroomonas</u>	Chroomonas frigida	1	13,52
	-	Chroomonas sp.	13	4319,75
	-	Chroomonas spp.	1	9,02
	<u>Cryptomonas</u>	Cryptomonas erosa	3	625,07
	-	Cryptomonas platyuris	1	34,98
	-	Cryptomonas sp.	35	8296,06
	-	Cryptomonas spp.	4	1032,26
	<u>Protocryptomonas</u>	Protocryptomonas chilomonoides	1	49,36
	<u>Rhodomonas</u>	Rhodomonas lacustris	2	819,30
		Rhodomonas sp.	4	908,26
Total			65	16107,57
Cyanophyceae	<u>Anagnostidinema</u>	Anagnostidinema amphibium	1	1707,62
	-	Anagnostidinema sp.	2	14734,79
	<u>Aphanocapsa</u>	Aphanocapsa delicatissima	11	493671,38
	-	Aphanocapsa sp.	62	731542,94
	-	Aphanocapsa spp.	3	266851,85
	<u>Aphanothece</u>	Aphanothece minutissima	2	2943,24
	-	Aphanothece sp.	7	16206,30
	<u>Chroococcus</u>	Chroococcus sp.	1	61,22
	<u>Coelomoron</u>	Coelomoron sp.	2	108,82
	<u>Merismopedia</u>	Merismopedia sp.	1	2105,26
	-	Merismopedia tenuissima	3	8025,82
	<u>Microcystis</u>	Microcystis aeruginosa	2	608,26
	-	Microcystis novacekii	4	21443,67
	-	Microcystis sp.	5	2115,03
	-	Microcystis wesenbergii	19	82357,59
	-	Sphaerocavum brasiliense	8	39532,93
	-	Sphaerocavum sp.	3	1651,20
	<u>Phormidium</u>	Phormidium sp.	1	1458,33
	<u>Radiocystis</u>	Radiocystis fernandoi	4	11433,74
	-	Radiocystis sp.	2	2777,59
Total			143,00	1701337,60
Dinophyceae	<u>Ceratium</u>	Ceratium furcoides	35	2209,68
	-	Ceratium sp.	4	100,14

Classe	Gênero	Espécie	Frequência de Ocorrência	Abundância
	<u><i>Glenodiniopsis</i></u>	<i>Glenodiniopsis</i> sp.	4	80,79
	<u><i>Glochidinium</i></u>	<i>Glochidinium penadiforme</i>	2	481,37
	-	<i>Glochidinium</i> sp.	20	318,25
	<u><i>Peridinium</i></u>	<i>Peridinium</i> sp.	20	369,16
		<i>Peridinium volzii</i>	3	52,03
Total			88,00	3611,43
<i>Euchlorophyceae</i>	<u><i>Acanthosphaera</i></u>	<i>Acanthosphaera</i> sp.	1	23,92
	<u><i>Ankistrodesmus</i></u>	<i>Ankistrodesmus</i> sp.	3	209,07
	-	<i>Ankistrodesmus</i> spp.		
	<u><i>Ankyra</i></u>	<i>Ankyra ancora</i>	1	12,00
	<u><i>Botryococcus</i></u>	<i>Botryococcus braunii</i>	2	1136,84
	-	<i>Botryococcus</i> sp.	50	40730,04
	<u><i>Chlamydomonas</i></u>	<i>Chlamydomonas debaryana</i>	1	8,80
	-	<i>Chlamydomonas</i> sp.	10	2919,35
	-	<i>Chlamydomonas</i> spp.	1	151,25
	<u><i>Coelastrum</i></u>	<i>Coelastrum cornutum</i>	9	120437,60
	-	<i>Coelastrum microporum</i>	3	965,47
	-	<i>Coelastrum pseudomicroporum</i>	1	15000,00
	-	<i>Coelastrum reticulatum</i>	33	1389434,15
	-	<i>Coelastrum</i> sp.	28	343831,26
	-	<i>Coelastrum</i> spp.	37	2828012,65
	<u><i>Coenochloris</i></u>	<i>Coenochloris planconvexa</i>	4	1220,92
	-	<i>Coenochloris</i> sp.	2	3273,38
	<u><i>Crucigenia</i></u>	<i>Crucigenia</i> sp.	15	4557,91
	-	<i>Crucigenia</i> spp.	1	577,24
	<u><i>Crucigeniella</i></u>	<i>Crucigeniella</i> sp.	4	7246,96
	<u><i>Desmodesmus</i></u>	<i>Desmodesmus bicaudatus</i>	1	2,58
	-	<i>Desmodesmus</i> sp.	4	247,92
	<u><i>Dictyosphaerium</i></u>	<i>Dictyosphaerium</i> sp.	15	42649,07
	<u><i>Drepanochloris</i></u>	<i>Drepanochloris</i> sp.	1	12,00
	<u><i>Elakatothrix</i></u>	<i>Elakatothrix gelatinosa</i>		
	-	<i>Elakatothrix</i> sp.	27	2872,36
	<u><i>Eudorina</i></u>	<i>Eudorina univoca</i>	1	171,67
	<u><i>Eutetramorus</i></u>	<i>Eutetramorus fottii</i>	9	42058,61
	-	<i>Eutetramorus</i> sp.	3	5005,78
	<u><i>Golenkinia</i></u>	<i>Golenkinia radiata</i>	3	274,42
	-	<i>Golenkinia</i> sp.	1	4,17
	<u><i>Isthmochloron</i></u>	<i>Isthmochloron lobulatum</i>	1	35,09
	-	<i>Isthmochloron</i> sp.	1	1,80
	<u><i>Kirchneriella</i></u>	<i>Kirchneriella contorta</i>	2	84,04
	-	<i>Kirchneriella</i> sp.	3	1819,36
	<u><i>Micractinium</i></u>	<i>Micractinium</i> sp.	1	43,40
	<u><i>Monactinus</i></u>	<i>Monactinus simplex</i>	6	1114,39
	<u><i>Monoraphidium</i></u>	<i>Monoraphidium arcuatum</i>	5	152,78

Classe	Gênero	Espécie	Frequência de Ocorrência	Abundância
-		<i>Monoraphidium</i> sp.	23	377,09
-		<i>Monoraphidium tortile</i>	1	1,29
	<u>Oocystis</u>	<i>Oocystis lacustris</i>	7	2536,53
-		<i>Oocystis</i> sp.	9	952,66
	<u>Pediastrum</u>	<i>Pediastrum duplex</i>	10	37142,68
-		<i>Pediastrum simplex</i>	1	475,91
	<u>Scenedesmus</u>	<i>Scenedesmus</i> sp.	10	2404,48
-		<i>Scenedesmus</i> spp.	1	7,07
	<u>Tetraedron</u>	<i>Tetraedron gracile</i>	2	1,04
		<i>Tetraedron minimum</i>	17	4234,71
		<i>Tetraedron</i> sp.	2	10,88
Total			373,00	4904442,59
Euglenophyceae	<u>Phacus</u>	<i>Phacus</i> sp.	3	29,99
	<u>Trachelomonas</u>	<i>Trachelomonas armata</i>	4	51,69
		<i>Trachelomonas hispida</i>	1	3,22
		<i>Trachelomonas oblonga</i>	1	4,46
		<i>Trachelomonas similis</i>	1	2,79
		<i>Trachelomonas</i> sp.	37	964,57
		<i>Trachelomonas</i> spp.	12	1382,98
		<i>Trachelomonas volvocina</i>	8	1128,85
		<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>	4	54,79
Total			71,00	3623,34
Xanthophyceae	<u>Tetraplektron</u>	<i>Tetraplektron</i> sp.	10	140,01
		<i>Tetraplektron torsum</i>		
Total			10,00	140,01
Zygophyceae	<u>Closterium</u>	<i>Closterium</i> sp.	1	2,20
	<u>Cosmarium</u>	<i>Cosmarium</i> sp.	1	4,07
	<u>Desmidium</u>	<i>Desmidium</i> sp.		
	<u>Euastrum</u>	<i>Euastrum</i> sp.	1	6,67
	<u>Spirotaenia</u>	<i>Spirotaenia</i> sp.	15	589,26
	<u>Staurastrum</u>	<i>Staurastrum excavatum</i>	2	1,92
		<i>Staurastrum leptocladum</i>	14	794,96
		<i>Staurastrum</i> sp.	7	243,38
		<i>Staurastrum tetracerum</i>	1	30,30
Total			42,00	1672,76

Tabela F6 – Composição e abundância do zooplâncton no reservatório Vargem das Flores

Classe	Gênero	Espécie	Frequência de Ocorrência	Abundância
<i>Ciliata</i>	<u>Brachionus</u>	<i>Brachionus umbellaria</i>	1	2,81
	<u>Campanella</u>	<i>Brachionus</i> sp.	1	0,76
	-	<i>Brachionus umbellaria</i>	2	4,52
	-	<i>Brachionus</i> sp.	1	1,47
	<u>Codonella</u>	<i>Codonella</i> sp.	12	1047,53

Classe	Gênero	Espécie	Frequência de Ocorrência	Abundância
	<u>Paramecium</u>	<i>Paramecium sp.</i>	2	4,72
	<u>Trichodina</u>	<i>Trichodina pediculus</i>	83	2263,78
	-	<i>Trichodina sp.</i>	14	84,96
	<u>Vorticella</u>	<i>Vorticella microstoma</i>	11	894,91
		<i>Vorticella sp.</i>	2	41,70
Total			129	4347,16
Crustacea	<u>Bosmina</u>	<i>Bosmina hagmani</i>	1	0,18
	-	<i>Bosmina longirostris</i>	2	96,85
	-	<i>Bosmina sp.</i>	23	263,17
	-	<i>Bosmina tubicen</i>	5	47,13
	<u>Ceriodaphnia</u>	<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	72	1618,94
	-	<i>Ceriodaphnia sp.</i>	18	145,69
	<u>Daphnia</u>	<i>Daphnia gessneri</i>	5	257,41
	-	<i>Daphnia sp.</i>	59	283,39
	-	<i>Daphnia spp.</i>	1	10,13
	<u>Diaphanosoma</u>	<i>Diaphanosoma birgei</i>	16	750,97
	-	<i>Diaphanosoma sp.</i>	65	598,96
	<u>Metacyclops</u>	<i>Metacyclops mendocinus</i>	6	42,35
	<u>Moina</u>	<i>Moina micrura</i>	1	7,07
	-	<i>Moina minuta</i>	9	277,52
	-	<i>Moina sp.</i>	24	81,09
	<u>Notodiaptomus</u>	<i>Notodiaptomus iheringi</i>	21	1015,38
	-	<i>Notodiaptomus sp.</i>	28	3261,15
	<u>Thermocyclops</u>	<i>Thermocyclops decipiens</i>	2	21,75
		<i>Thermocyclops minutus</i>	38	1525,79
		<i>Thermocyclops sp.</i>	9	205,88
Total			405	10510,79
Monogononta	<u>Anuraeopsis</u>	<i>Anuraeopsis sp.</i>	1	1,79
	<u>Ascomorpha</u>	<i>Ascomorpha eucadis</i>	2	44,46
	-	<i>Ascomorpha saltans</i>	3	129,26
	-	<i>Ascomorpha sp.</i>	5	35,14
	<u>Brachionus</u>	<i>Brachionus dolabratus</i>	20	152,38
	-	<i>Brachionus falcatus</i>	34	383,62
	-	<i>Brachionus forficula</i>	1	2,02
	-	<i>Brachionus havanaensis</i>	4	3,70
	-	<i>Brachionus sp.</i>	11	28,20
	<u>Codonella</u>	<i>Codonella sp.</i>	1	3,43
	<u>Collotheca</u>	<i>Collotheca sp.</i>	3	31,19
	<u>Conochilus</u>	<i>Conochilus dorsuarius</i>	5	56,33
	-	<i>Conochilus dossuarius</i>	3	10,94
	-	<i>Conochilus sp.</i>	43	528,31
	-	<i>Conochilus spp.</i>	3	89,72
	-	<i>Conochilus unicornis</i>	34	576,06
	<u>Filinia</u>	<i>Filinia longiseta</i>	3	7,16

Classe	Gênero	Espécie	Frequência de Ocorrência	Abundância
-		<i>Filinia opoliensis</i>	4	34,96
-		<i>Filinia sp.</i>	8	41,36
	<u>Hexarthra</u>	<i>Hexarthra intermedia</i>	5	172,11
-		<i>Hexarthra intermedia v. brasiliensis</i>	1	16,84
-		<i>Hexarthra sp.</i>	36	418,52
	<u>Kellicottia</u>	<i>Kellicottia sp.</i>	1	0,98
	<u>Keratella</u>	<i>Keratella cochlearis</i>	2	92,52
-		<i>Keratella sp.</i>	18	328,90
	<u>Lecane</u>	<i>Lecane sp.</i>	2	10,33
	<u>Polyarthra</u>	<i>Polyarthra dolichoptera</i>	9	129,81
-		<i>Polyarthra remata</i>	1	0,24
-		<i>Polyarthra sp.</i>	59	1479,22
-		<i>Polyarthra spp.</i>	1	3,09
	<u>Ptygura</u>	<i>Ptygura sp.</i>	1	3,33
	<u>Trichocerca</u>	<i>Trichocerca sp.</i>	6	32,13
	<u>Trochosphaera</u>	<i>Trochosphaera sp.</i>	4	52,83
Total			334	4900,89
<i>Digononta</i>				
Total				31,78

APÊNDICE G – Cálculo do índice multimétrico para os três reservatórios

ANEXO A - Artigos publicados como produto da tese

Artigo publicado em dezembro/2023 na Science of the Total Environment

BARROSO, G.A.; PINTO, C.C.; GOMES, L.N.L.; OLIVEIRA, S.O. Assessment of water quality based on statistical analysis of physical-chemical, biomonitoring and land use data: Manso River supply reservoir. *Science of the Total Environment*, v. 912, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169554>



ELSEVIER

Contents lists available at [ScienceDirect](https://www.sciencedirect.com)

Science of the Total Environment

journal homepage: www.elsevier.com/locate/scitotenv





Assessment of water quality based on statistical analysis of physical-chemical, biomonitoring and land use data: Manso River supply reservoir

Gabriela Rodrigues Barroso^{a,*}, Carolina Cristiane Pinto^b, Lenora Nunes Ludolf Gomes^c, Sílvia Corrêa Oliveira^a

^a Department of Sanitary and Environmental Engineering, Federal University of Minas Gerais UFMG, Av. Presidente Antônio Carlos, 6627, Belo Horizonte, MG 31270-901, Brazil

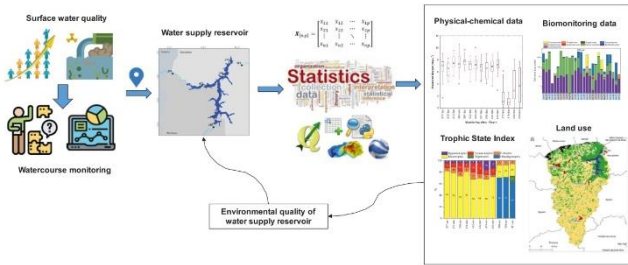
^b Department of Environmental Engineering, Federal University of Triângulo Mineiro-UFTM, Av. Dr. Rauldolfo Borges Júnior, 1250 Univerdecidade, Uberaba, MG 38064-200, Brazil

^c NEA, Center for Advanced Multidisciplinary Studies/CEAM, University of Brasília - UNB, Campus Universitário Darcy Ribeiro, Pavilhão Multiuso 1, Brasília 70.910-900, Brazil

HIGHLIGHTS

- Statistical analysis of the environmental quality of a supply reservoir was carried.
- Phytoplankton and zooplankton were used for assessment of environmental quality.
- The Manso River reservoir showed a predominance of mesotrophic conditions by the TSI.
- In the rainy season, the trophic conditions of the environment were higher.
- Eucyrtophyceae and Cyanophyceae classes predominated during the rainy season.

GRAPHICAL ABSTRACT



ARTICLE INFO

Editor: Ashantha Goonetilleke

Keywords:
 Belo Horizonte
 Metropolitan Region
 Manso River
 Physico chemical monitoring
 Bioindicators
 Environmental integrity

ABSTRACT

Preserving the quality of surface water has become increasingly difficult due to the intensification of human activities in watersheds. This study assessed the water quality of the Manso River reservoir, which supplies water to Brazil's third largest metropolitan region. The integration of >10,000 secondary data, comprising physico-chemical parameters, metals and microbiological indicators, together with biomonitoring and land use and occupation data, were analyzed by using statistical tools, the Water Quality Index (WQI) and the Trophic State Index (TSI). The results showed higher concentrations for solids and metals (Fe and Mn) characteristic of local geochemistry and also related to the mining activity in the region. Parameters associated with organic pollution, such as total phosphorus and *Escherichia coli*, were also elevated, probably due to contamination by untreated or insufficiently treated domestic sewage. The water at the tributary watercourses presented worse quality, predominantly medium WQI, compared with the stations inside the reservoir (predominantly good WQI). The TSI

* Corresponding author.
 E-mail address: gabriela_r_barroso@hotmail.com (G.R. Barroso).

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169554>

Received 26 September 2023; Received in revised form 30 November 2023; Accepted 18 December 2023

Available online 23 December 2023

0048-9697/© 2023 Elsevier B.V. All rights reserved.

Artigo publicado em abril/2025 na Environmental Management

BARROSO, G.R.; GOMES, L.N.L.; OLIVEIRA, S.C. Planktonic communities as indicators of water quality in a tropical reservoir. *Environmental Management*, v.75, n.6, p. 1571–1588, 2025. <https://doi.org/10.1007/s00267-025-02157-7>

Environmental Management (2025) 75:1571–1588
<https://doi.org/10.1007/s00267-025-02157-7>



Planktonic communities as indicators of water quality in a tropical reservoir

Gabriela Rodrigues Barroso¹ · Lenora Nunes Ludolf Gomes² · Sílvia Corrêa Oliveira¹

Received: 23 November 2024 / Accepted: 25 March 2025 / Published online: 8 April 2025
 © The Author(s), under exclusive license to Springer Science+Business Media, LLC, part of Springer Nature 2025

Abstract

Surface water bodies have been significantly altered by various human activities in the watersheds. Assessing these ecosystems is crucial for maintaining an ecological balance and protecting public health. This study aimed to analyse the water quality of a tropical public supply reservoir by evaluating the dynamics of planktonic communities. A total of 69 water quality parameters, in addition to phytoplankton and zooplankton biomonitoring data, were analyzed between 1989 and 2020. Preliminary and descriptive statistical analysis, trophic state index, Shannon-Wiener diversity index, statistical tests, and multivariate statistics analysis were applied. The results showed a change in the composition of the planktonic communities over time, with a greater abundance of cyanobacteria and an increase in the density of the Crustacea class in the final years of monitoring, indicating a more degraded environment. There was a reduction in the diversity of phytoplankton species. However, the concentrations of physical and chemical parameters remained low over the years, and oligotrophic conditions were prevalent in the reservoir. Therefore, the analysis of bioindicators provided information that was not observed when the physical and chemical parameters of water quality were analyzed. Possibly due to environmental variables not considered in this study, or due to the cumulative or synergistic effects caused by changes in the environment. It is evident that integrating bioassessment into the monitoring of water bodies is essential for a comprehensive ecological classification and for maintaining the integrity of the ecosystem.

Keywords: Drinking water reservoir · Biomonitoring · Trophic State Index · Diversity index · Phytoplankton · Zooplankton

Introduction

Preserving the quality of freshwater ecosystems in the context of economic development has become a global challenge in the 21st century (Limburg et al. 2011). Despite providing essential services, like drinking water, aquatic environments are threatened by human activities (Rocha et al. 2020; Ruaro et al. 2020). Understanding freshwater quality is key to making the right political and regulatory decisions to balance ecosystems and protect public health (Grizzetti et al. 2016).

In Brazil, most studies on this topic concentrate on evaluating the physical and chemical properties of water (Santos et al. 2016). However, there is a significant lack of understanding concerning the structure and functioning of aquatic ecosystems from the perspective of biotic variables, as highlighted by Campos et al. (2022). This situation often arises due to insufficient legal structure. Brazilian environmental and water resource management laws mention the use of criteria that include aquatic communities as indicators of environmental quality, but do not provide specific guidelines. Moreover, these laws do not account for regional variations in parameters and standards, unlike the regulations in North America and Europe.

Developed countries have already adopted biomonitoring in their legislations with a focus on the maintenance of the ecological quality of aquatic ecosystems. The European Union, for example, established the Water Framework Directive in 2000 to achieve good ecological status for Europe's water bodies (WFD 2000/60/EC). The Directive aims to reconcile and limit the existing differences in ecological monitoring methods, favoring the implementation of

✉ Gabriela Rodrigues Barroso
 gabriela_r_barroso@hotmail.com

¹ Department of Sanitary and Environmental Engineering, Federal University of Minas Gerais - UFMG, Av. Presidente Antônio Carlos, 6627, Belo Horizonte, MG 31270-901, Brazil

² NEA, Center for Advanced Multidisciplinary Studies/CEAM, University of Brasília - UNB, Campus Universitário Darcy Ribeiro, Pavilhão Multitudo 1, Brasília 70.910-900, Brazil