

UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM QUALIDADE AMBIENTAL

GUSTAVO MARCO SILVA

**CAPACIDADE DE SUPORTE DE RESERVATÓRIO DE ACUMULAÇÃO
HIDRELÉTRICO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO UBERABINHA,
TRIÂNGULO MINEIRO**

UBERLÂNDIA – MG

2025

GUSTAVO MARCO SILVA

**CAPACIDADE DE SUPORTE DE RESERVATÓRIO DE ACUMULAÇÃO
HIDRELÉTRICO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO UBERABINHA,
TRIÂNGULO MINEIRO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Uberlândia, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Qualidade Ambiental - Mestrado, área de concentração em Meio Ambiente e Qualidade Ambiental, para obtenção do título de “Mestre”.

Orientador: Prof. Dr. Marcio Ricardo Salla

UBERLÂNDIA – MG

2025

Ficha Catalográfica Online do Sistema de Bibliotecas da UFU
com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

S586 2025	<p>Silva, Gustavo Marco, 1997- Capacidade de Suporte de Reservatório de Acumulação Hidrelétrica na Bacia Hidrográfica do Rio Uberabinha, Triângulo Mineiro [recurso eletrônico] / Gustavo Marco Silva. - 2025.</p> <p>Orientador: Marcio Ricardo Salla. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia, Pós-graduação em Qualidade Ambiental. Modo de acesso: Internet. Disponível em: http://doi.org/10.14393/ufu.di.2025.269 Inclui bibliografia. Inclui ilustrações.</p> <p>1. Desenvolvimento sustentável. I. Salla, Marcio Ricardo, 1976-, (Orient.). II. Universidade Federal de Uberlândia. Pós-graduação em Qualidade Ambiental. III. Título.</p> <p>CDU: 502.33</p>
--------------	---

Bibliotecários responsáveis pela estrutura de acordo com o AACR2:

Gizele Cristine Nunes do Couto - CRB6/2091
Nelson Marcos Ferreira - CRB6/3074



UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
 Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental
 BR 050, Km 78, Bloco 1CCG, Sala 206 - Bairro Glória, Uberlândia-MG, CEP 38400-902
 Telefone: (34) 2512-6717 - www.ppgmq.iciag.ufu.br - ppgmq@iciag.ufu.br



ATA DE DEFESA - PÓS-GRADUAÇÃO

Programa de Pós-Graduação em:	Qualidade Ambiental (PPGMQ)				
Defesa de:	Dissertação de Mestrado Acadêmico, 05/2025, PPGMQ				
Data:	05 de maio de 2025	Hora de início:	14:30	Hora de encerramento:	16:58
Matrícula do Discente:	12312MQA004				
Nome do Discente:	Gustavo Marco Silva				
Título do Trabalho:	Capacidade Suporte em Reservatório de Acumulação Hidrelétrica na Bacia Hidrográfica do rio Uberabinha, Triângulo Mineiro				
Área de concentração:	Meio Ambiente e Qualidade Ambiental				
Linha de pesquisa:	PROCESSOS AMBIENTAIS				
Projeto de Pesquisa de vinculação:	Otimização do aproveitamento hídrico e modelagem de qualidade da água em ambiente lântico e lótico				

Reuniu-se por meio de web conferência, a Banca Examinadora, designada pelo Colegiado do Programa de Pós-graduação em Qualidade Ambiental (PPGMQ), assim composta: Prof. Dr. Marcio Ricardo Salla (Orientador); Prof.^a Dr.^a Sueli Moura Bertolino (UFU); e Prof. Dr. Alan Reis (IFSP).

Iniciando os trabalhos a presidente da mesa Prof. Dr. Marcio Ricardo Salla apresentou a Comissão Examinadora e o candidato, agradeceu a presença do público, e concedeu ao Discente a palavra para a exposição do seu trabalho. A duração da apresentação do Discente e o tempo de arguição e resposta foram conforme as normas do Programa.

A seguir o senhor presidente concedeu a palavra, pela ordem sucessivamente, aos examinadores, que passaram a arguir o candidato. Ultimada a arguição, que se desenvolveu dentro dos termos regimentais, a Banca, em sessão secreta, atribuiu o resultado final, considerando o candidato:

Aprovado.

Esta defesa faz parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre.

O competente diploma será expedido após cumprimento da nova defesa, aprovação da candidata e dos demais requisitos, conforme as normas do Programa, a legislação pertinente e a regulamentação interna da UFU.

Nada mais havendo a tratar foram encerrados os trabalhos. Foi lavrada a presente ata que após lida foi assinada pela Banca Examinadora.



Documento assinado eletronicamente por **Marcio Ricardo Salla, Professor(a) do Magistério Superior**, em 05/05/2025, às 16:56, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Sueli Moura Bertolino, Professor(a) do Magistério Superior**, em 05/05/2025, às 16:59, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Alan Reis, Usuário Externo**, em 06/05/2025, às 09:51, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://www.sei.ufu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **6207837** e o código CRC **BC6937BA**.

AGRADECIMENTOS

O presente estudo foi realizado com apoio financeiro da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES. Agradeço à CAPES pelo fomento e consolidação do programa de pós-graduação *stricto sensu* em Qualidade Ambiental e demais programas no Brasil.

Agradeço à Universidade Federal de Uberlândia - UFU, à Pró-Reitora de Pesquisa e Pós-Graduação - PROPP-UFU, ao Instituto de Ciências Agrárias - ICIAG e ao Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental - PPGMQ pela promoção da pesquisa e formação de recursos humanos na área de meio ambiente, qualidade ambiental e gestão sustentável dos recursos naturais.

Agradeço ao meu orientador, Prof. Dr. Marcio Ricardo Salla, pelo incentivo e por proporcionar-me novos desafios e conhecimentos. Agradeço, também, ao Prof. Dr. José Eduardo Alamy Filho e ao Prof. Dr. Ednaldo Carvalho Guimarães pelos apoios complementares na elaboração do estudo.

RESUMO

Reservatórios de acumulação são implantados para diversas finalidades, mas a construção do barramento altera a morfologia e a dinâmica do corpo d'água, mudanças que favorecem a modificação da qualidade da água, podendo induzir ao processo de eutrofização. No Brasil, assim como no Estado de Minas Gerais, são estabelecidos padrões e índices para garantir a manutenção da qualidade da água. Diante desse contexto, o presente estudo utilizou a ferramenta computacional *Water Quality Analysis Simulation Program* para modelar a qualidade da água em um trecho do rio Uberabinha, a jusante da área urbana de Uberlândia, Triângulo Mineiro, com o objetivo de avaliar a capacidade de suporte do reservatório da hidrelétrica PCH Malagone, isto é, a carga poluente máxima que o ambiente lântico pode receber sem ultrapassar os limites ambientais estabelecidos por legislação e mantendo o estado trófico em nível mesotrófico. A análise de sensibilidade e calibração de termos cinéticos mais sensíveis possibilitou o ajuste entre as simulações matemáticas e os parâmetros oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, nitrato, amônia e fósforo total monitorados em três estações. Os resultados indicam que o reservatório de acumulação atualmente recebe cargas orgânicas e de nutrientes superiores à sua capacidade de assimilação, comprometendo a manutenção da qualidade da água. A partir disso, foram definidos valores de referência para assegurar, de forma simultânea, a conformidade com os padrões da classe 2 e com o estado de trofia mesotrófico no trecho estudado, considerando quatro cenários hidrológicos: vazão média de 45,2606 m³/s; vazão de 29,7000 m³/s, que resulta ao reservatório tempo de residência imediatamente acima de 40 dias, caracterizando-o como ambiente lântico pela legislação vigente; vazão mínima de referência Q_{7,10} igual a 6,2274 m³/s; e vazão crítica ou residual 50% da Q_{7,10} igual a 3,1137 m³/s. Este estudo pode servir de base para futuras pesquisas e trabalhos técnicos de capacidade de suporte ambiental em hidrografias similares.

Palavras-chave: modelagem de qualidade da água; reservatório eutrofizado; clima tropical.

ABSTRACT

Accumulation reservoirs are implemented for various purposes, but the construction of the dam alters the morphology and dynamics of the water body, changes that favor the modification of water quality, which can induce the eutrophication process. In Brazil, as well as in the State of Minas Gerais, standards and indexes are established to ensure the maintenance of water quality. Given this context, this study used the Water Quality Analysis Simulation Program computational tool to model water quality in a stretch of the Uberabinha River, downstream of the urban area of Uberlândia, Triângulo Mineiro, with the objective of evaluating the support capacity of the PCH Malagone hydroelectric reservoir, that is, the maximum pollutant load that the lentic environment can receive without exceeding the environmental limits established by legislation and maintaining the trophic state at the mesotrophic level. Sensitivity analysis and calibration of more sensitive kinetic terms allowed adjustment between mathematical simulations and the parameters dissolved oxygen, biochemical oxygen demand, nitrate, ammonia and total phosphorus monitored at three stations. The results indicate that the accumulation reservoir currently receives organic and nutrient loads greater than its assimilation capacity, compromising the maintenance of water quality. Based on this, reference values were defined to ensure, simultaneously, compliance with class 2 standards and with the mesotrophic trophic state in the studied section, considering four hydrological scenarios: average flow of 45,2606 m³/s; flow of 29,7000 m³/s which results in the reservoir a residence time immediately above 40 days, characterizing it as a lentic environment according to current legislation; minimum reference flow $Q_{7,10}$ equal to 6,2274 m³/s; and critical or residual flow 50% of $Q_{7,10}$ equal to 3,1137 m³/s. This study can serve as a basis for future research and technical work on environmental support capacity in similar hydrographies.

Keywords: water quality modeling; eutrophic reservoir; tropical climate.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	10
2	OBJETIVOS	12
3	JUSTIFICATIVAS	13
4	HIPÓTESE CIENTÍFICA.....	15
5	REVISÃO DE LITERATURA.....	16
5.1	Capacidade de suporte	16
5.2	Índice de Estado Trófico – IET	17
5.3	Modelagem de qualidade da água	21
6	MATERIAL E MÉTODOS	24
6.1	Área de estudo.....	24
6.2	Ferramenta WASP	26
6.2.1	Módulo de transporte	26
6.2.2	Módulo EUTRO	28
6.3	Dados de entrada	31
6.3.1	Topologia	31
6.3.2	Vazão afluente e defluente	32
6.3.3	Qualidade da água	35
6.3.4	Meteorológicos	37
6.3.5	Segmentação do sistema hídrico.....	39
6.3.6	Termos cinéticos	50
6.4	Análise de sensibilidade dos coeficientes cinéticos.....	51
6.5	Calibração do modelo.....	52
6.6	Capacidade de suporte	54
6.6.1	Limites ambientais.....	54
6.6.2	Índice de Estado Trófico – IET	55

6.7 Cenários.....	56
7 RESULTADOS.....	58
7.1 Validação hidráulica.....	58
7.2 Análise de sensibilidade dos coeficientes cinéticos.....	59
7.3 Calibração do modelo.....	61
7.4 Capacidade de suporte	70
7.4.1 Limites ambientais.....	70
7.4.2 Índice de Estado Trófico – IET	76
7.4.3 Valores de referência.....	80
8 CONCLUSÃO.....	81
REFERÊNCIAS	83

1 INTRODUÇÃO

Os cursos de água naturais são imprescindíveis ao desenvolvimento social, ecológico e econômico. São habitats aquáticos que desempenham múltiplos serviços ecossistêmicos, pois as águas abrigam grande diversidade de seres vivos e fornecem alimento, irrigação, geração de energia hidrelétrica, entre outras provisões (Lima, 2019). Além dos serviços de suporte e de provisão citados, os recursos hídricos ainda podem regular o clima, processar resíduos, bem como proporcionar serviços culturais, como recreação e ecoturismo (Cardozo; Diniz; Szlafsztein, 2022).

No entanto, as funções dos corpos hídricos podem ser impactadas, principalmente pela poluição antropogênica. Os recursos de água doce são ecossistemas particularmente sensíveis à poluição, sobretudo urbana, pois, normalmente, quando atravessam as cidades, recebem contaminação difusa e pontual (Valdés *et al.*, 2021). Conforme Salla *et al.* (2014), os efluentes lançados pontualmente com eficiência insuficiente de redução da carga poluidora e os defensivos agrícolas e fertilizantes, carregados superficialmente de forma difusa, comprometem a capacidade de diluição dos poluentes e a autodepuração natural dos cursos de água.

A deterioração da qualidade da água dos rios pode, ainda, ser potencializada pela redução da descarga hídrica frente às elevadas demandas consuntivas, o que diminui a capacidade de autodepuração do curso de água, ou também pelo incremento hídrico, especialmente oriundo da drenagem pluvial urbana em bacias hidrográficas com altas densidades populacionais, que transporta os poluentes da superfície da cidade para o corpo de água. Ademais, a construção de reservatórios de acumulação, que são implantados para diversas finalidades, incluindo o abastecimento de água, geração de energia, irrigação, controle de cheias, navegação, pesca e recreação, modificam a morfologia e dinâmica hídrica do corpo de água e de sua taxa de renovação, o que favorece a alteração do comportamento da qualidade da água (Salla; Alamy Filho; Pereira, 2023).

Nesse sentido, uma das consequências da piora da qualidade da água pode ser a eutrofização do corpo hídrico, processo que se constitui no enriquecimento das águas por nutrientes (especialmente nitrogênio e fósforo), cujo resultado mais comum é o crescimento excessivo de plantas aquáticas (Oliveira; Oliveira; Zaidan, 2025) e, consequentemente, a redução do oxigênio dissolvido, que provoca mortandade de peixes e outras espécies aquáticas (Palmeira *et al.*, 2024). A eutrofização ocorre mais frequentemente em lagos e reservatórios do que em rios, pois estes apresentam condições ambientais mais desfavoráveis para o crescimento

de algas e outras plantas, como a turbidez e fluxo de água com velocidades elevadas (Von Sperling, 1996).

No caso de reservatórios para fins de geração de energia, os órgãos ambientais condicionam a operação dos empreendimentos hidrelétricos ao monitoramento da qualidade da água em diferentes profundidades, atendendo a uma determinada frequência de amostragem (Becker *et al.*, 2020). Todavia, Arruda (2014) expõe que os monitoramentos de qualidade da água, realizados pelas concessionárias de energia elétrica, geram extensos bancos de dados, mas que, de maneira geral, são utilizados somente para relatórios de acompanhamento entregues ao órgão fiscalizador, ou seja, geralmente não há aplicabilidade dos resultados obtidos.

Nesse contexto, salienta-se que, no Brasil e no Estado de Minas Gerais, existem diretrizes ambientais para manutenção da qualidade da água, definidas pela Resolução CONAMA 357:2005 (Brasil, 2005) e Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH 08:2022 (Minas Gerais, 2022), respectivamente. A partir dos dados de monitoramento de qualidade da água, é possível utilizar uma modelagem matemática ambiental para estimar a máxima carga poluente que o ambiente lântico suporta, tanto em respeito aos limites mínimos e máximos dos parâmetros preconizados pelas sobreditas legislações, quanto para manutenção de determinado estado de trofia. Logo, um estudo acerca da capacidade de suporte de uma bacia hidrográfica, de uma sub-bacia hidrográfica, um reservatório ou um simples trecho de curso de água visa avaliar o comportamento do ecossistema aquático sob a premissa de satisfazer plenamente as necessidades da sociedade atual e futura (Peng *et al.*, 2021).

O reservatório de acumulação hidrelétrico, objeto deste estudo, está situado no rio Uberabinha, curso de água que atravessa a cidade de Uberlândia-MG, estando o barramento a cerca de 30 km a jusante da malha urbana. O estudo pode ser utilizado como embasamento para o gerenciamento integrado de quantidade e qualidade da água, objetivando a minimização da poluição hídrica.

2 OBJETIVOS

O objetivo geral deste estudo consiste em avaliar a carga máxima de nutrientes (fósforo e nitrogênio) e de matéria orgânica que o reservatório artificial a fio de água da Pequena Central Hidrelétrica - PCH Malagone suporta a fim de atender aos limites ambientais definidos pela Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH 08:2022 (Minas Gerais, 2022). Os objetivos específicos incluem:

- Organizar dados quantitativos e de qualidade da água iniciais e de entrada dentro da área de influência da PCH Malagone;
- Realizar a análise de sensibilidade dos termos cinéticos físicos, químicos e biológicos inseridos na ferramenta computacional WASP (*United States Environmental Protection Agency*, 2019);
- Calibrar os termos cinéticos físicos, químicos e biológicos mais sensíveis, utilizando valores recomendados na literatura para os termos cinéticos menos sensíveis;
- Propor e avaliar cenários hidrológicos para verificação das condições de conformidade com os padrões da classe 2 e de manutenção de estado de trofia mesotrófico ou, na melhor situação, estado oligotrófico.

3 JUSTIFICATIVAS

A modelagem hidrodinâmica vinculada a uma posterior modelagem de qualidade da água permite simular interações complexas que se desenvolvem em um ecossistema aquático. Consequentemente, a aplicação do modelo possibilita estimar a capacidade de suporte do curso de água ou, até mesmo, da bacia hidrográfica (Salla; Alamy Filho; Pereira, 2023). A capacidade de suporte é um conceito que vem sendo cada vez mais abordado por estudiosos e que, nesse estudo, representa a capacidade dos recursos hídricos de sustentar as atividades antrópicas mantendo, ao mesmo tempo, um ambiente hídrico saudável (Wang *et al.*, 2022).

Como parte do processo para alcance de resultados confiáveis, a calibração do modelo obtém, por meio da comparação das respostas da modelagem com os dados medidos em campo, valores dos coeficientes das reações cinéticas específicos do corpo hídrico (Liu, 2018), correspondentes à qualidade da água e ao clima em que está inserido, que, nesse caso, trata-se de um reservatório eutrofizado em clima tropical. Dessa maneira, a calibração e validação dos coeficientes cinéticos para o corpo de água, objeto do estudo, podem servir de base para futuros estudos sobre intervenções quantitativas ou qualitativas em ambientes hídricos semelhantes.

Em termos práticos, a modelagem matemática, via ferramenta computacional, traz enorme aplicabilidade na tomada de decisão dos gestores ambientais, principalmente no âmbito do planejamento de recursos hídricos, monitoramento hidrológico e saneamento ambiental. Nesse contexto, ressalta-se que os dados de monitoramento ambiental acabam sendo utilizados pelos empreendimentos, em geral, somente para relatórios de acompanhamento entregues ao órgão fiscalizador, ou seja, não há aplicabilidade dos resultados obtidos. Em afirmação ao exposto, o Parecer Único nº 0598874/2023 (Fundação Estadual do Meio Ambiente, 2023), que sugere o deferimento da Renovação da Licença de Operação da PCH Malagone, avalia, com base na série histórica de dados ambientais coletados e apresentados pela concessionária de energia elétrica, que o empreendimento possui desempenho ambiental regular, com aspectos a serem melhorados, inclusive no que tange a qualidade ruim da água do rio Uberabinha. Mesmo assim, é condicionado apenas que sejam mantidos e executados planos, projetos, medidas mitigadoras e de controle e programas de monitoramento ambiental, propostos nos estudos ambientais precedentes ao início da operação do empreendimento.

Somente com o estudo detalhado do ambiente hídrico, voltado para a definição de suas limitações e potencialidades, as relações entre a água e os componentes do meio físico e biótico, o balanço hídrico e a situação atual e projetada, será possível obter informações que irão embasar um plano de gestão de recursos hídricos do corpo hídrico ou até mesmo da bacia

hidrográfica, dado que a represa da PCH Malagone se estabelece no baixo curso do rio Uberabinha.

4 HIPÓTESE CIENTÍFICA

Considerando a dinâmica hídrica do rio Uberabinha, a área diretamente afetada do reservatório da PCH Malagone está recebendo cargas orgânica e de nutrientes superiores à capacidade de assimilação do corpo de água para manutenção de uma boa qualidade da água. O estudo da capacidade de suporte ou prognóstico de poluição hídrica bem elaborado tem uma relação direta com a qualidade do processo de calibração do modelo, que traz a segunda hipótese científica para este estudo, a saber: os coeficientes das reações cinéticas, disponibilizados na literatura, não se ajustam bem à realidade do ecossistema aquático em reservatório eutrofizado em região de clima tropical.

5 REVISÃO DE LITERATURA

5.1 Capacidade de suporte

O conceito de capacidade de suporte tem origem na ecologia, no que se refere ao número máximo de organismos (população) que pode ser suportada em determinada área ou hábitat, num determinado espaço de tempo (Ribeiro, 2010). A aplicação deste conceito à ecossistemas considera a capacidade de suporte como a produtividade máxima ou a capacidade de assimilar impactos (Angelini, 2002).

Devido ao conflito entre o crescimento populacional humano e os recursos limitados, o conceito de capacidade de suporte foi amplamente estendido a vários campos da sociedade, como terra, energia, minerais e meio ambiente (Wang *et al.*, 2022). Nesta conjuntura, surge a discussão entre população (densidade e concentração) e recursos (disponibilidade e formas de utilização) sob a ótica da "capacidade de suporte ambiental" (Machado, 1999), pois, segundo o autor, deve-se considerar possibilidades, potencialidades e limitações do meio frente às aspirações/necessidades da sociedade, atribuindo importância à variável "ambiental". Pires e Santos (1995) *apud* Machado (1999) retratam que, quando a estrutura de um ecossistema é degradada e suas funções comprometidas, a qualidade ambiental diminui, o que significa que foi ultrapassado o limite regulador do ambiente por uma sobrecarga em sua capacidade de suporte.

Com o aumento da pressão sobre os recursos e os ecossistemas naturais, a capacidade de suporte tem sido uma preocupação cada vez mais presente em diversas áreas e em diferentes escalas de avaliação (Silva, 2009). De acordo com Wang *et al.* (2022), no que diz respeito aos recursos hídricos, a quantidade e a qualidade da água são de vital importância para o desenvolvimento sustentável da economia social. Consequentemente, a pesquisa sobre a capacidade de suporte de recursos hídricos tem recebido ampla atenção por parte dos estudiosos; ainda de acordo com Wang *et al.* (2022), embora ainda não haja definição unificada, o conceito de capacidade de suporte de recursos hídricos representa a capacidade dos corpos hídricos de sustentar as atividades humanas mantendo, ao mesmo tempo, um ambiente hídrico saudável.

Em uma perspectiva ecológica, Machado (1999) cita que os esgotos orgânicos, sobretudo domésticos, constituem um importante e significativo exemplo da relação existente entre o quantitativo demográfico (população) e a capacidade de suporte de uma determinada área. Seus efeitos negativos serão reproduzidos caso a quantidade gerada desses efluentes seja

superior a "capacidade assimiladora" dos corpos d'água receptores, ou seja, essa capacidade de assimilação torna-se, assim, um parâmetro para se aferir a capacidade de suporte dos recursos hídricos. Nesse contexto, para Angelini (2002), a capacidade de suporte dos recursos hídricos denota, por exemplo, o aporte máximo de nutrientes que o corpo d'água pode receber sem que passe a apresentar sinais de eutrofização; ainda de acordo com Angelini (2002), para determinar a capacidade de suporte dos ecossistemas, faz-se necessário o uso de modelos matemáticos, pois estes permitem reproduzir a dinâmica de fluxos entre os componentes do ecossistema, possibilitando a simulação de situações impossíveis de serem testadas na prática sem prejuízos ao ambiente, além de uma avaliação do ambiente como um todo.

Por fim, tendo em vista que os recursos hídricos não são apenas recursos naturais básicos, mas também recursos econômicos estratégicos e fatores de controle ecológico (Ren *et al.*, 2016), tal como indicadores da qualidade ambiental da bacia hidrográfica, a avaliação da capacidade de suporte de recursos hídricos é um trabalho de base para proteger esses recursos e implementar sua gestão (Peng *et al.*, 2021).

5.2 Índice de Estado Trófico – IET

Os índices e indicadores ambientais nasceram como resultado da crescente preocupação social com os aspectos ambientais e são fundamentais no processo decisório das políticas públicas e no acompanhamento de seus efeitos (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2022). São utilizados para orientar classificações com base em um conjunto de parâmetros de qualidade, simplificando o entendimento das condições do meio (Lima *et al.*, 2020). Assim, devem ser vistos como uma ferramenta de informação, pois facilitam a compreensão dos aspectos ambientais tanto por especialistas quanto por leigos (Silva; Saraiva; Becker, 2024).

Em hidrologia, um dos índices utilizados é o Índice de Estado Trófico – IET, que tem por finalidade classificar corpos de água em diferentes graus de trofia, ou seja, avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes, o efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas e cianobactérias ou a invasão exagerada de macrófitas aquáticas (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2022; Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, 2024a).

Originalmente, por meio da análise de dados coletados em lagos de regiões temperadas, Carlson (1977) estabeleceu o IET para cálculo com valores de clorofila *a*, transparência da água (disco de Secchi) e fósforo total (Bem; Azevedo; Braga, 2009). Contudo, em regiões temperadas, o metabolismo dos ecossistemas aquáticos difere dos encontrados em ambientes

tropicais (Lamparelli, 2004). Devido a isso, algumas adaptações do índice surgiram no intuito de trazer sua aplicação o mais próximo possível das características das águas da região tropical (Barros, 2013); dentre as adaptações, citam-se as metodologias propostas por Toledo *et al.* (1983), Toledo *et al.* (1984), Salas e Martino (2001) e Lamparelli (2004).

De modo a realizar o acompanhamento de qualidade da água em ambientes hídricos no Estado de Minas Gerais, o Instituto Mineiro de Gestão das Águas utiliza, desde 2008 (com base na metodologia adotada pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo), o Índice de Estado Trófico - IET em sua Avaliação Anual de Qualidade das Águas Superficiais do Programa Águas de Minas (Instituto Mineiro de Gestão das Águas, 2023a). Das três variáveis utilizadas por Carlson (1977), a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2022) aplica para o cálculo do IET apenas clorofila *a* e fósforo total, por considerar que os valores de transparência, muitas vezes, não são representativos do estado de trofia, pois podem ser afetados pela elevada turbidez decorrente de material mineral em suspensão e não apenas pela densidade de organismos planctônicos.

O IET, modificado por Lamparelli (2004) e utilizado pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (2023a) e Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2022), é aplicado para rios, pelas Equações 1 e 2, e reservatórios, conforme Equações 3 e 4.

$$IET (PT) = 10 \left(6 - \left(\frac{0,42 - 0,36(\ln PT)}{\ln 2} \right) \right) - 20 \quad (\text{Equação 1})$$

$$IET (CL) = 10 \left(6 - \left(\frac{-0,7 - 0,6(\ln CL)}{\ln 2} \right) \right) - 20 \quad (\text{Equação 2})$$

$$IET (PT) = 10 \left(6 - \left(\frac{1,77 - 0,42(\ln PT)}{\ln 2} \right) \right) \quad (\text{Equação 3})$$

$$IET (CL) = 10 \left(6 - \left(\frac{0,92 - 0,34(\ln CL)}{\ln 2} \right) \right) \quad (\text{Equação 4})$$

Nas quais: *PT* é a concentração de fósforo total medida à superfície da água, em µg/L; *CL* é a concentração de clorofila *a* medida à superfície da água, em µg/L; *ln* é logaritmo natural.

De acordo com o Quadro 1, são estabelecidas seis categorias para classificação do grau de trofia; o IET representa a média aritmética simples dos índices relativos ao fósforo total e a clorofila *a*, com arredondamento da primeira casa decimal, conforme a Equação 5.

$$IET = \frac{IET(PT) + IET(CL)}{2} \quad (\text{Equação 5})$$

Quadro 1 - Classificação do Estado Trófico segundo Índice de Carlson Modificado.

Ponderação	Categoria	Interpretação
$IET \leq 47$	Ultraoligotrófica	Corpos de água limpos, de produtividade muito baixa e concentrações insignificantes de nutrientes que acarretam prejuízos aos usos da água.
$47 < IET \leq 52$	Oligotrófica	Corpos de água limpos, de baixa produtividade, em que não ocorrem interferências indesejáveis sobre o uso da água, decorrentes da presença de nutrientes.
$52 < IET \leq 59$	Mesotrófica	Corpos de água com produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade de água, em níveis aceitáveis, na maioria dos casos.
$59 < IET \leq 63$	Eutrófica	Corpos de água com alta produtividade em relação às condições naturais, com redução da transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais ocorrem alterações indesejáveis na qualidade da água decorrentes do aumento da concentração de nutrientes e interferências nos seus múltiplos usos.
$63 < IET \leq 67$	Supereutrófica	Corpos de água com alta produtividade em relação às condições naturais, de baixa transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais ocorrem com frequência alterações indesejáveis na qualidade da água, como a ocorrência de episódios de florações de algas, e interferências nos seus múltiplos usos.
$IET > 67$	Hipereutrófica	Corpos de água afetados significativamente pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com comprometimento acentuado nos seus usos, associado a episódios de florações de algas ou mortandades de peixes, com consequências indesejáveis para seus múltiplos usos, inclusive sobre as atividades pecuárias nas regiões ribeirinhas.

Fonte: Adaptado de Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2008) *apud* Instituto Mineiro de Gestão das Águas (2023a); Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2022).

Conforme Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2022), os resultados correspondentes ao IET(PT) devem ser entendidos como uma medida do potencial de eutrofização, já que este nutriente atua como o agente causador do processo, enquanto o IET(CL) deve ser considerado como uma medida da resposta do corpo hídrico ao agente causador, indicando o nível de crescimento de algas. Assim, o índice médio engloba a causa e o efeito do processo.

De acordo com Lamparelli (2004), o IET é um índice dinâmico, sendo que os lagos podem mudar de classificação ao longo do tempo, tanto para classes de maior trofia, como para classes de menor trofia. Conforme Quadro 1, um ambiente oligotrófico apresentaria baixa concentração de nutrientes e baixa produtividade primária, ao contrário de um ambiente eutrófico. Portanto, o processo denominado como eutrofização está associado aos altos níveis

de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, que tem como consequência o aumento da produtividade nos ecossistemas aquáticos (Silva; Saraiva; Becker, 2024).

A eutrofização pode ser natural ou artificial e ocorre mais frequentemente em lagos e reservatórios do que em rios, pois estes apresentam condições ambientais mais desfavoráveis para o crescimento de algas e outras plantas, como a turbidez e fluxo de água com velocidades elevadas (Von Sperling, 1996). O processo de eutrofização natural é lento e contínuo, como resultado do aporte de nutrientes trazidos pelas chuvas e pelas águas superficiais que erodem e lavam a superfície terrestre (Esteves, 1998). Já o processo artificial de eutrofização é causado pela ação antrópica, comumente proveniente dos despejos de esgotos domésticos e industriais e o carreamento de fertilizantes usados na agricultura (Luzia, 2009).

Todavia, a aceleração antrópica do processo de eutrofização está, na maioria das vezes, associada ao aumento da contribuição de esgotos para os ambientes aquáticos (Farias, 2022). No Brasil, o índice de tratamento dos esgotos gerados no país é de apenas 52,2% (Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento, 2022), sendo que, na grande maioria, as Estações de Tratamento de Esgoto – ETEs não possuem o tratamento terciário e, portanto, não removem nutrientes. O efluente final dessas ETEs, assim como o restante do esgoto não tratado, tem como destino final, salvo raras exceções, corpos d'água continentais ou a zona costeira (Lamparelli, 2004).

Logo, devido à eutrofização artificial, o ecossistema passa a produzir mais matéria orgânica do que é capaz de consumir e decompor. Este desequilíbrio ecológico é acompanhado de profundas mudanças no metabolismo de todo o ecossistema. Com relação aos nutrientes, o nitrogênio é um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos, principalmente devido à sua participação na formação de proteínas (Esteves, 1998). Quanto ao fósforo, sua importância nos sistemas biológicos se deve à participação desse elemento em processos fundamentais no metabolismo dos seres vivos, como armazenamento de energia (ATP) e estruturação da membrana celular (Furlan; Calijuri; Cunha, 2009). O fósforo é o nutriente limitante em muitos sistemas de água doce, ou seja, o nutriente com menor concentração em relação à razão estequiométrica necessária para o crescimento de plantas aquáticas; por outro lado, é o principal responsável pela eutrofização artificial desses ecossistemas (Araújo *et al.*, 2020).

Assim, a eutrofização dos corpos d'água está associada ao aumento da produtividade primária e à ocorrência de episódios de desenvolvimento excessivo de algas ou macrófitas aquáticas, que podem prejudicar a proteção da vida aquática e o uso da água para produção de energia, recreação e abastecimento público; a situação é crítica quando ocorre floração de

cianobactérias potencialmente tóxicas (Lamparelli, 2004). Já Pena, Calijuri e Cunha (2013) consideram que a eutrofização artificial é um problema ambiental de especial preocupação porque pode afetar os múltiplos usos dos recursos hídricos, restringindo-os devido à deterioração dos sistemas aquáticos e, assim, desempenhando papel negativo não só no ambiente, mas também na comunidade e na economia.

5.3 Modelagem de qualidade da água

Dentre os modelos matemáticos ambientais, a modelagem de qualidade da água auxilia gestores e formuladores de políticas na gestão integrada de recursos hídricos e ambientais em múltiplas escalas (Ejigu, 2021). É uma ferramenta que constitui a abordagem dos principais processos e interações que se desenvolvem em um ecossistema aquático, possibilitando a análise de cenários de intervenção e o desenvolvimento de ações e programas estratégicos para mitigar impactos e propor medidas de controle ambiental (Lima; Mamede; Lima Neto, 2018).

Outro motivo importante para o uso da modelagem matemática ambiental é o fator econômico, uma vez que modelos são calibrados e validados, permitindo a obtenção de respostas rápidas e com boa aproximação da realidade, resultando em informações para auxiliar em um processo de tomada de decisões (Cunha, 2013; Rosman, 2024), como de órgãos responsáveis pelo licenciamento ambiental de novos empreendimentos potencialmente impactantes, como as usinas hidrelétricas, por exemplo (Larentis, 2004; Guedes, 2009). Assim, a modelagem matemática de qualidade da água é fundamental na avaliação da capacidade de suporte do corpo de água, isto é, na estimativa da máxima carga poluente que o ambiente hídrico suporta, respeitando os limites mínimos e máximos dos parâmetros de qualidade da água preconizados em legislação ambiental (Salla; Alamy Filho; Pereira, 2023).

Um modelo típico de qualidade da água consiste em um conjunto de formulações que representam mecanismos físicos e bioquímicos, os quais determinam a posição e o movimento dos poluentes em um corpo d'água (Beddow, 2012). Os modelos simulam a qualidade ao longo de um rio por meio de equações que tentam representar o sistema real, utilizam balanço de massa, processos de difusão, advecção e transformações dos constituintes na água (Tercini, 2014). Dentre os diversos modelos amplamente empregados em projetos acadêmicos e técnicos, menciona-se aqui o Qual2K (Chapra *et al.*, 2021), QUAL-UFMG (Von Sperling, 2007), Aquatool (Solera *et al.*, 2015) e WASP (*United States Environmental Protection Agency*, 2019).

Os dados de entrada necessários para a modelagem de qualidade da água dependem dos objetivos esperados, dos corpos de água a serem investigados, dos modelos aplicados para simulação e da disponibilidade e qualidade dos dados (Ejigu, 2021). Os principais dados incluem: fonte de poluentes e concentrações iniciais da carga poluidora; qualidade da água inicial do curso de água; vazões de entrada e saída e características de fluxo conforme geometria do corpo hídrico modelado (rio, lago, reservatório, etc.); dados batimétricos e meteorológicos; e coeficientes cinéticos. Ainda segundo Ejigu (2021), a análise laboratorial e os dados observados de campo são as formas mais confiáveis de adquirir informações tangíveis para um sistema específico, o que fornecerá uma base confiável para diagnosticar o ecossistema e calibrar o modelo matemático. Em uma análise de qualidade da água, por exemplo, os modelos dinâmicos permitem a variação dos parâmetros no tempo e espaço. Dessa forma, esses modelos são mais representativos porque utilizam dados de séries históricas, exigindo maior quantidade de dados para ajuste do modelo (Machado; Knapik; Bitencourt, 2019).

Para verificação do modelo, a calibração é a comparação dos resultados da modelagem com os dados medidos em laboratório ou em campo (Liu, 2018). Se for demonstrado que o modelo, uma vez calibrado, reproduzirá resultados confiáveis ao longo de uma série histórica, pode-se dizer que o modelo tem a capacidade de realizar previsões dos impactos causados por modificações no sistema (Tercini, 2014). Assim, a integração entre a modelagem matemática e o monitoramento da qualidade da água pode contribuir para o planejamento dos recursos hídricos, proporcionando uma compreensão abrangente da dinâmica de uma bacia hidrográfica (Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, 2022).

Reitera-se que a modelagem da qualidade da água possibilita a representação da geração de cargas poluentes difusas e pontuais na bacia hidrográfica, seu transporte e reações cinéticas ao longo da rede de drenagem (Silva; Faria; Moura, 2017); ou seja, para uma substância não conservativa, deve-se levar em conta os processos cinéticos de decaimento que ocorrem em cada trecho do corpo de água. Segundo Thomann e Muller, 1987 *apud* Larentis, (2004), tais processos, como sorção, sedimentação e biodegradação, podem ter natureza física e/ou química e biológica. Para isso, é bastante empregada a consideração de que a substância decai conforme uma reação de primeira ordem, isto é, a taxa de perda de substância é proporcional à concentração para qualquer tempo.

Os coeficientes cinéticos adotados em estudos e projetos de modelagem de qualidade da água são comumente obtidos com base em equações consagradas e/ou de acordo com dados de literatura, geralmente calibrados para corpos de água de qualidade e clima distintos do local de estudo. Com isso, a utilização desses coeficientes disponibilizados na literatura pode sub ou

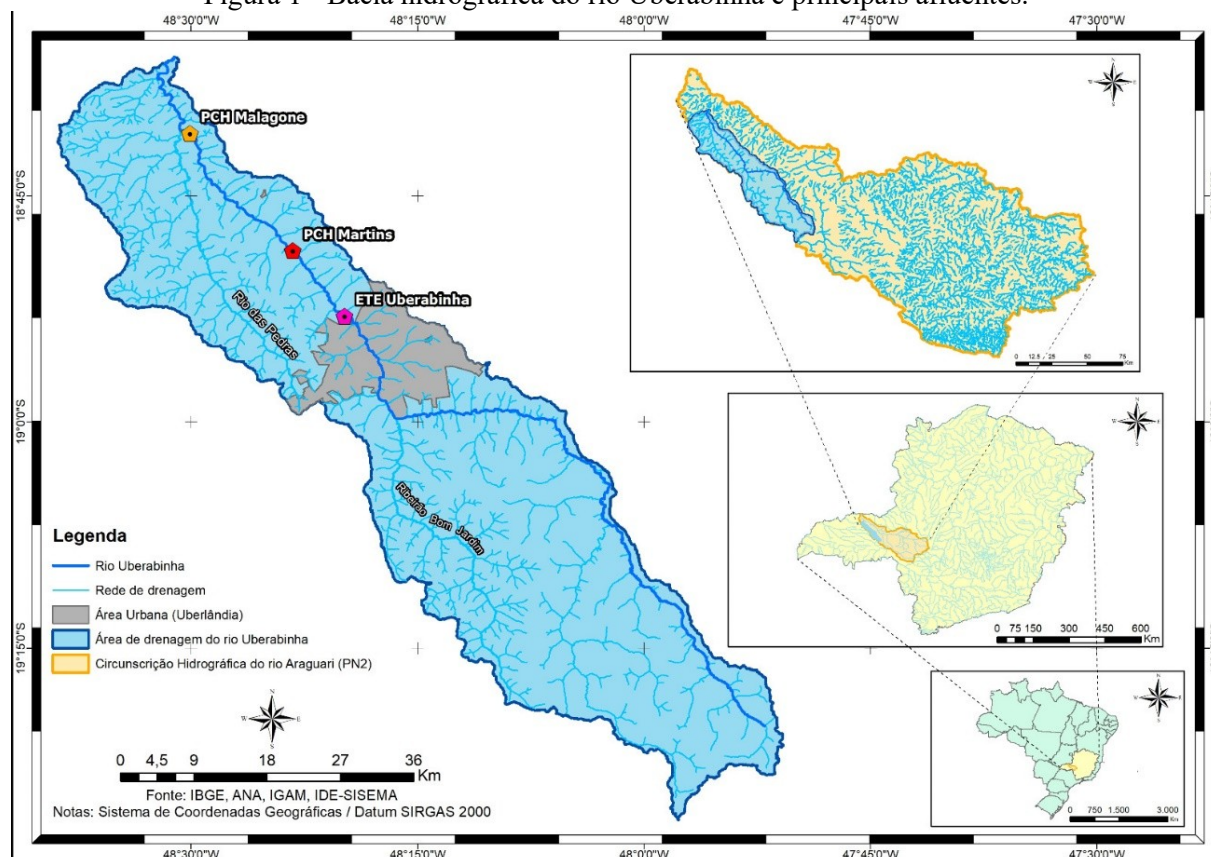
superestimar a capacidade depuradora do ambiente aquático, a dinâmicas de nutrientes, floração periódica de fitoplâncton e flutuações de oxigênio dissolvido (Brum *et al.*, 2022). Por esse motivo, é importante que haja a calibração e validação dos coeficientes cinéticos para cada ambiente hídrico, pois servirão de base para futuros estudos sobre intervenções quantitativas ou qualitativas no curso de água ou na bacia hidrográfica, além de serem úteis para proporcionar uma visão sistêmica e reflexiva sobre o planejamento e monitoramento da qualidade da água.

6 MATERIAL E MÉTODOS

6.1 Área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Uberabinha pertence à Circunscrição Hidrográfica do rio Araguari (PN2) e está localizada no Triângulo Mineiro, região oeste do Estado de Minas Gerais (ver Figura 1). Sua área de drenagem, compreendida no quadrilátero formado pelas coordenadas geográficas 18°36'53" e 19°25'35" de latitude Sul e 47°51'00" e 48°40'39" de longitude Oeste, possui cerca de 2.200 km², abrangendo parte dos territórios dos municípios de Uberaba, Uberlândia e Tupaciguara. O rio Uberabinha possui suas nascentes em relevo tabular (chapada) a 980 m de altitude e, após percorrer cerca de 150 km, deságua no rio Araguari na cota 515 m.

Figura 1 - Bacia hidrográfica do rio Uberabinha e principais afluentes.



Fonte: autoria própria.

A área de influência do rio Uberabinha se encontra na zona climática Tropical Brasil Central (IBGE, 2002). Conforme Normais Climatológicas do Brasil de 1991 a 2020 (Instituto Nacional de Meteorologia, 2024b), a temperatura na região é quente (média maior que 18 °C

em todos os meses do ano), com precipitação acumulada anual entre 1400 e 1600 mm, em regime semiúmido com 5 meses de estiagem (maio a setembro).

No final de seu médio curso, o rio Uberabinha atravessa Uberlândia-MG, cidade com 713.224 habitantes (IBGE, 2022). Das quatro Estações de Tratamento de Esgoto - ETE existentes no município, a ETE Uberabinha é responsável pelo tratamento de 95% do esgoto coletado (Prefeitura Municipal de Uberlândia, 2024), a qual lança pontualmente seu efluente no rio Uberabinha (ver Figura 1). Além disso, o curso de água recebe efluentes industriais e cargas poluentes difusas provenientes das atividades agropecuárias adjacentes.

Já em seu baixo curso, o rio Uberabinha é represado por duas Pequenas Centrais Hidrelétricas – PCH tipo fio de água (PCH Martins e PCH Malagone, na sequência), como ilustra a Figura 1. Os reservatórios são uma alternativa recorrente para o armazenamento de água destinada a múltiplos usos, contudo, Cunha (2012) adverte que o adensamento populacional e a intensificação de atividades antrópicas não planejadas em suas bacias de drenagem representam um risco aos serviços ecossistêmicos por eles oferecidos.

De acordo com a Fundação Estadual do Meio Ambiente (2023), a PCH Malagone possui capacidade instalada de 19,00 MW e se encontra em operação comercial desde 01/04/2010. O reservatório, localizado a aproximadamente 15 km a montante da confluência com o rio Araguari, possui área de contribuição de 1.715 km², comprimento de 7,20 km, área inundada de aproximadamente 1,60 km², e estima-se que o volume máximo normal (na cota da soleira do vertedor), volume mínimo de operação e volume útil sejam de 12,64, 10,93 e 1,71 hm³, respectivamente. Outro aspecto a ser mencionado do empreendimento é o trecho de vazão reduzida - TVR de aproximadamente 800 m, entre o barramento e a confluência com o canal de fuga (local de restituição da vazão utilizada para geração de energia elétrica), que, conforme citado pela Fundação Estadual do Meio Ambiente (2023), mantém vazão residual de 0,60 m³/s.

Quanto ao diagnóstico ambiental da área, os dados do Programa de Qualidade das Águas, executado pelo empreendedor e apresentado ao órgão ambiental como um dos documentos para requerimento da renovação da Licença de Operação do empreendimento, demonstram que a qualidade da água do rio Uberabinha, nos pontos monitorados na área de influência da PCH Malagone, varia de média a ruim. No entanto, é citado que a qualidade da água do rio já se encontrava prejudicada antes da instalação do barramento, o que foi atribuído, pelo empreendedor, às cargas poluidoras antropogênicas lançadas à montante pelas atividades desenvolvidas no município de Uberlândia-MG. Ressalta-se que o aumento, nos últimos anos, da concentração de nutrientes, como fósforo e nitrogênio, vem acarretando o desenvolvimento exagerado de algas e macrófitas aquáticas no reservatório.

6.2 Ferramenta WASP

A ferramenta computacional *Water Quality Analysis Simulation Program* – WASP (*United States Environmental Protection Agency*, 2019) foi utilizada no estudo da capacidade de suporte do reservatório da PCH Malagone. Trata-se de um programa de modelagem dinâmico para sistemas aquáticos, que auxilia técnicos e pesquisadores a antecipar e interpretar as respostas da qualidade da água frente a fenômenos naturais e à poluição artificial. Logo, pode ser usado para determinar reduções de carga para atendimento aos padrões de qualidade da água.

Uma das vantagens da ferramenta WASP é sua flexibilidade, podendo ser aplicada virtualmente a quase todo tipo de corpo de água com qualquer nível de complexidade. A ferramenta possui interface desenvolvida em ambiente *open source*, de fácil compreensão e eficiente. Além disso, o WASP suporta grande quantidade de dados de séries temporais e não determina limitações de segmentos hídricos a serem utilizados.

A ferramenta WASP é fornecida com dois modelos cinéticos para simulação da qualidade da água: TOXI para produtos químicos orgânicos e metais; e EUTRO para qualidade da água convencional, envolvendo oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio e nutrientes. Basicamente, o modelador deve estruturar o módulo de transporte (hidrodinâmica) e especificar as variáveis de estado (parâmetros de qualidade da água) a serem modeladas, variáveis ambientais (dados meteorológicos e de carga) e os coeficientes cinéticos. Assim, por equações de balanceamento de massas, a ferramenta realiza os cálculos e transformações associadas às variáveis de estado ao longo do tempo e do espaço.

A seguir descreve-se a sistematização utilizada no estudo. Todo o texto dos itens adiante é baseado em *United States Environmental Protection Agency* (2017) e DiToro, Fitzpatrick e Thomann (2008).

6.2.1 Módulo de transporte

O WASP pode ser aplicado com transportes de massa líquida advectivo e dispersivo entre compartimentos físicos discretos, neste estudo considerados como "segmentos". Logo, ambos os tipos de transporte são controlados por uma rede de fluxos, ou seja, por conexões estabelecidas entre os segmentos.

- Transporte advectivo

A modelagem confeccionada neste estudo considerou os seguintes tipos de transporte advectivo: *water column* - transporte na porção sobrenadante, com advecção e diluição dos poluentes; e *particulate pollutants* - transporte de poluentes suspensos, considerando, também, a sedimentação na camada bentônica. Assim sendo, o transporte *water pore*, que ocorre nos poros na camada bentônica, com advecção e diluição apenas dos poluentes dissolvidos, foi utilizado somente como receptor de material orgânico e de nutrientes sedimentados.

O transporte advectivo *water column* regula o deslocamento de poluentes dissolvidos e suspensos na água, sendo que as mudanças nas propriedades hidráulicas em função da vazão superficial podem impactar diretamente na cinética de processos como reaeração, volatilização e fotólise.

Especifica-se que a estrutura hidrodinâmica do modelo de qualidade da água em estudo contempla um segmento em ambiente lótico e outros onze em ambiente lântico, com camadas de epilímnio, hipolímnio e bentônica. Então, das opções de fluxo que relacionam a vazão com as grandezas hidráulicas, considerou-se que o segmento lótico utiliza o padrão *Kinematic Wave*, enquanto os segmentos lânticos utilizam os padrões *Ponded Weir* para as camadas de epilímnio e *Flow routing* para as camadas de hipolímnio e bentônica, conforme seguintes descrições:

- *Kinematic Wave*: utiliza a rotina de onda cinemática para cada segmento baseado na declividade de fundo e rugosidade do fundo;

- *Ponded Weir*: utiliza a profundidade da barragem para controlar a vazão, cuja água verte a jusante do barramento por meio de um vertedor com crista ou soleira plana.

- *Flow routing*: as grandezas volume, profundidade líquida e velocidade média do escoamento não se ajustam com a vazão especificada por segmento;

- Transporte dispersivo

A ferramenta disponibiliza dois tipos de transportes dispersivos *water column* - transporte na porção sobrenadante, com dispersão dos poluentes sobrenadantes; e *water pore* - transporte nos poros na camada bentônica, com dispersão apenas dos poluentes dissolvidos.

O efeito dispersivo no transporte de poluentes entre segmentos adjacentes pode ser levado em conta tanto nas direções transversal quanto longitudinal. Os dados de entrada incluem o coeficiente de dispersão (em m²/s), a área transversal entre segmentos (horizontal

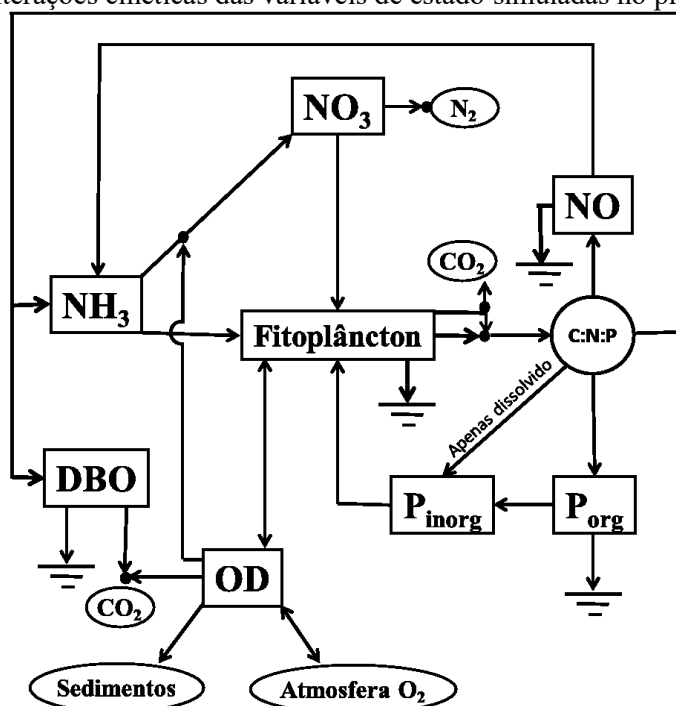
para dispersão vertical e transversal para dispersão longitudinal) e o comprimento da mistura dispersiva, assumindo-se a largura ou o comprimento médio entre dois segmentos adjacentes.

Este estudo considerou apenas o transporte dispersivo *water column* na direção longitudinal nos trechos de rio e reservatório. Por outro lado, o transporte dispersivo na direção vertical, entre as camadas de epilânio e hipolânio no reservatório, não foi incluído devido à diferença de densidade da água entre essas camadas, que dificulta a recirculação vertical de compostos químicos na massa líquida.

6.2.2 Módulo EUTRO

O módulo EUTRO, programa inserido na ferramenta WASP, permitiu simular o balanço de massa variável no espaço e no tempo de oito variáveis de estado, a saber: oxigênio dissolvido - OD, demanda bioquímica de oxigênio - DBO, nitrogênio orgânico - NO, amônia - NH_3 , nitrato - NO_3 , fósforo orgânico - P_{org} , fósforo inorgânico - P_{inorg} e fitoplâncton. A Figura 2 ilustra as principais interações cinéticas dessas variáveis de estado.

Figura 2 - Interações cinéticas das variáveis de estado simuladas no presente estudo.



Fonte: traduzido e adaptado de DiToro, Fitzpatrick e Thomann (2008).

A cinética do fitoplâncton assume um papel central na eutrofização, visto que afeta a concentração de todas as outras variáveis de estado. A seguir apresenta-se, sucintamente, as interações cinéticas dessas variáveis de estado.

- Fitoplâncton

O WASP adota o carbono fitoplanctônico como referência para estimar a biomassa algal. A simulação da biomassa total do fitoplâncton presente na massa líquida ocorre sem distinguir as particularidades ambientais e de nutrientes das diferentes espécies presentes no ecossistema aquático. Para quantificar essa biomassa, utiliza-se a clorofila *a*, que, apesar da vantagem de permitir uma medição direta, não diferencia os grupos funcionais, como diatomáceas, cianobactérias ou algas verde-azuladas.

A taxa de crescimento ou produção da biomassa algal depende de variáveis ambientais, como temperatura, luz solar e disponibilidade de nutrientes. Por outro lado, a redução da biomassa ocorre por meio de processos como respiração endógena, predação por zooplâncton e parasitismo. Na respiração endógena, a escassez de nutrientes leva o fitoplâncton a utilizar o próprio material celular como fonte de energia, havendo a oxidação do carbono orgânico em dióxido de carbono. Além disso, a sedimentação do fitoplâncton, predominantemente em ambientes lênticos, contribui para sua mortalidade. Vale destacar que o fitoplâncton sedimentado pode influenciar significativamente a demanda de oxigênio na camada bentônica.

- Fósforo

As interações cinéticas que envolvem a biomassa algal compreendem a absorção, o armazenamento e a incorporação de P_{inorg} durante o crescimento do fitoplâncton, bem como as perdas resultantes de sua sedimentação e mortalidade. Em vista disso, as interações cinéticas do P_{inorg} na massa líquida abrangem o aumento decorrente da respiração endógena e da morte do fitoplâncton (considerando apenas a fração dissolvida do P_{inorg}), o incremento gerado pela mineralização (conversão de P_{org} em P_{inorg}) e a redução causada pela absorção, armazenamento e incorporação na biomassa fitoplanctônica. No caso do P_{org} presente na massa líquida, os processos cinéticos incluem seu aumento devido à respiração endógena e à morte do fitoplâncton, enquanto suas perdas ocorrem por meio da mineralização e da sedimentação.

- Nitrogênio

As variações de nitrogênio consideradas no estudo englobam aquele presente na biomassa do fitoplâncton, além de NO , NH_3 e NO_3 . Na biomassa, os processos cinéticos envolvem a absorção, o armazenamento e a incorporação de NH_3 e NO_3 durante o crescimento

do fitoplâncton, bem como as perdas resultantes de sua sedimentação e morte. No que se refere ao NO na massa líquida, as interações cinéticas incluem seu aumento devido à respiração endógena e à morte do fitoplâncton, além das perdas pela amonificação (transformação de NO em NH₃) e pela sedimentação. Para NH₃ na massa líquida, os processos cinéticos abrangem seu aumento pela respiração endógena, pela morte do fitoplâncton e pela amonificação, além das perdas por nitrificação (conversão de NH₃ em NO₃) e pela absorção, armazenamento e incorporação na biomassa do fitoplâncton. Por fim, as interações cinéticas do NO₃ abrangem o aumento pela nitrificação, bem como as perdas devido à absorção, ao armazenamento, à incorporação na biomassa do fitoplâncton e à desnitrificação (redução do NO₃ em nitrogênio molecular N₂).

- OD e DBO

As interações cinéticas do OD envolvem seu aumento por meio da reaeração natural e da fotossíntese do fitoplâncton, enquanto suas reduções ocorrem devido à degradação da matéria orgânica carbonácea por organismos aeróbios, ao processo de nitrificação, à demanda do sedimento de fundo e à respiração do fitoplâncton. Por sua vez, a DBO, que está diretamente relacionada ao balanço de OD, apresenta interações cinéticas como seu aumento resultante da morte da biomassa algal (processo não representado na Figura 2) e as reduções decorrentes da degradação da matéria orgânica por organismos aeróbios e da sedimentação na camada bentônica.

- Camada bentônica

É importante salientar que, mesmo sem a intenção de simular as interações na camada bentônica, é necessário incluir segmentos bentônicos abaixo dos segmentos sobrenadantes (*water column*) do reservatório. Isso permite a representação dos processos de sedimentação e ressuspensão das frações particuladas de NO, P_{org}, DBO e fitoplâncton, bem como a demanda de fundo de OD. No entanto, devido à baixa velocidade média de escoamento na área represada, a ressuspensão para a massa líquida não foi considerada neste estudo.

A sedimentação de NO, P_{org}, DBO e carbono associado ao fitoplâncton contribui para o aumento da concentração de matéria orgânica na camada bentônica. A decomposição dessa matéria orgânica na camada bentônica libera nutrientes, promovendo fluxos ascendentes de

fósforo e nitrogênio orgânicos, além de gerar uma demanda de OD na camada líquida próxima à interface das camadas sobrenadante e bentônica.

6.3 Dados de entrada

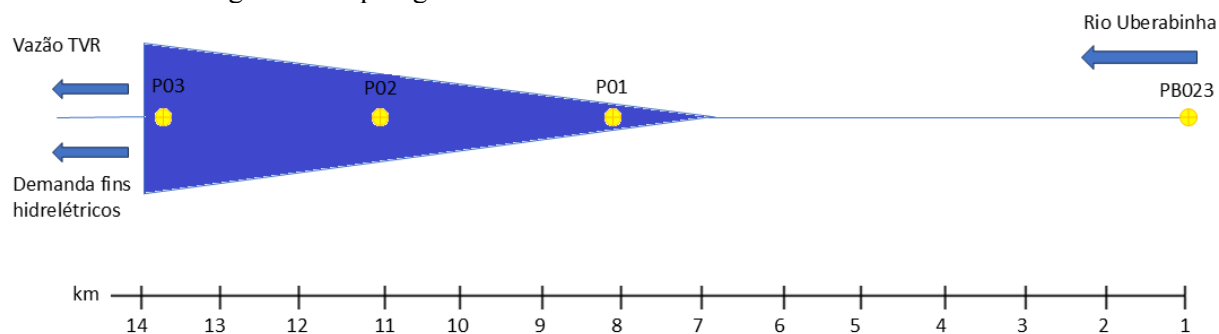
6.3.1 Topologia

A Figura 3 ilustra a topologia do sistema hídrico utilizado no presente estudo. O trecho do rio Uberabinha modelado, em seu baixo curso a jusante da área urbana de Uberlândia, possui 14,0 km (entre as estações de descarga líquida PCH Martins Jusante e PCH Malagone Barramento, identificadas na Figura 4), sendo os 6,8 km iniciais em ambiente lótico e o percurso final de 7,2 km correspondente ao remanso da PCH Malagone. Na Figura 3 e Figura 4 identifica-se as localizações das 4 estações de monitoramento de qualidade da água utilizadas no estudo, sendo a estação PB023 aplicada como dados de entrada e as outras três estações (P01, P02 e P03) utilizadas no processo de calibração do modelo.

A contribuição quantitativa de entrada é o próprio rio Uberabinha e, com relação às saídas pontuais inseridas na topologia do sistema hídrico, tem-se a demanda não consuntiva para fins de geração de energia hidrelétrica e a vazão do trecho de vazão reduzida - TVR.

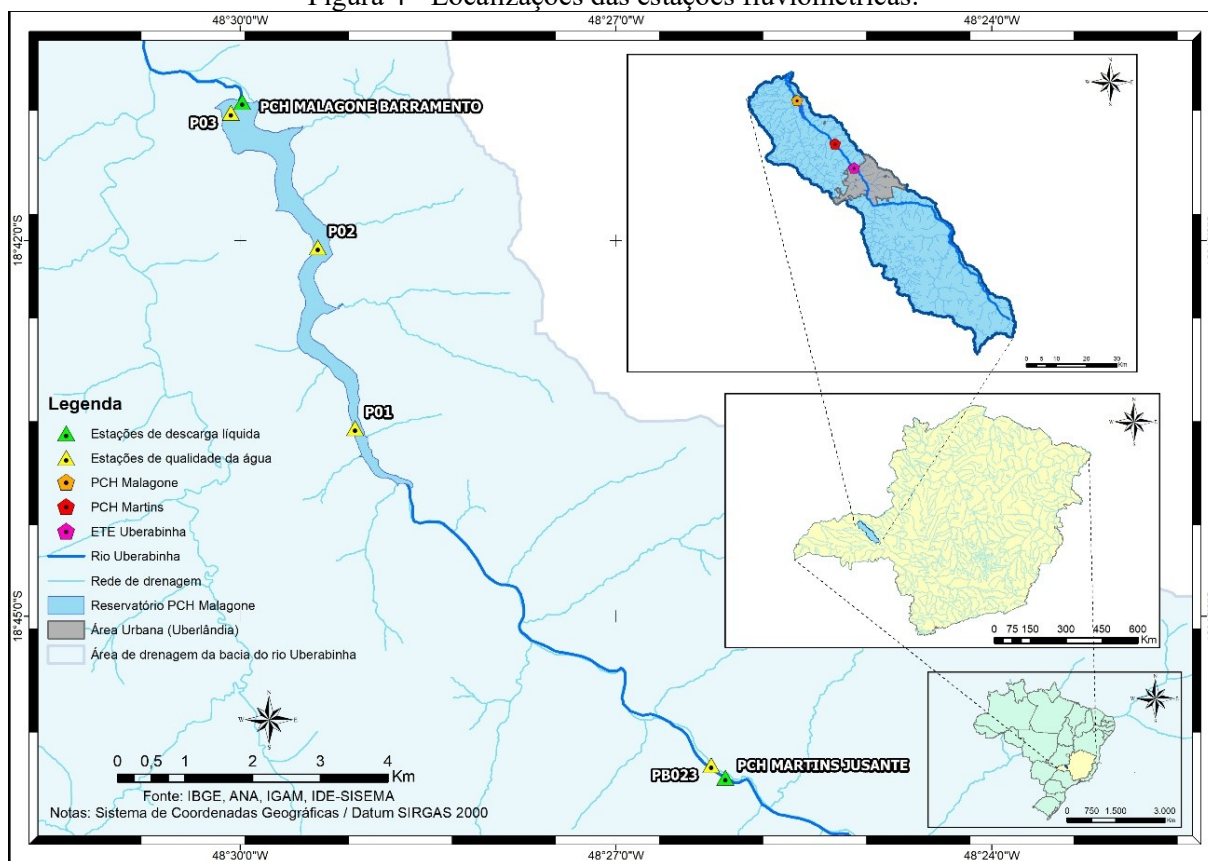
Salienta-se que, assim como a demanda de 0,1175 m³/s para fins de irrigação presente neste trecho de 14,0 km, as contribuições pontuais dos afluentes foram desprezadas, pois somam a vazão de referência $Q_{7,10}$ de 0,2298 m³/s, valor 27 vezes menor que a $Q_{7,10}$ do rio Uberabinha, que é igual a 6,1339 m³/s, conforme Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (2024). Além da contribuição quantitativa diminuta, outro critério utilizado para desconsiderar as entradas pontuais dos afluentes foi o de evitar estimativas qualitativas frente aos dados reais de entrada monitorados no rio Uberabinha pela estação PB023. Por conseguinte, as entradas difusas também foram desconsideradas, pois a área de contribuição do trecho modelado de 65 km² é cerca de 25 vezes menor que a drenagem da estação fluviométrica PCH Martins Jusante de 1650 km², a qual apura a vazão de entrada do sistema hídrico.

Figura 3 - Topologia do sistema hídrico em trecho do rio Uberabinha.



Fonte: autoria própria.

Figura 4 - Localizações das estações fluviométricas.



Fonte: autoria própria.

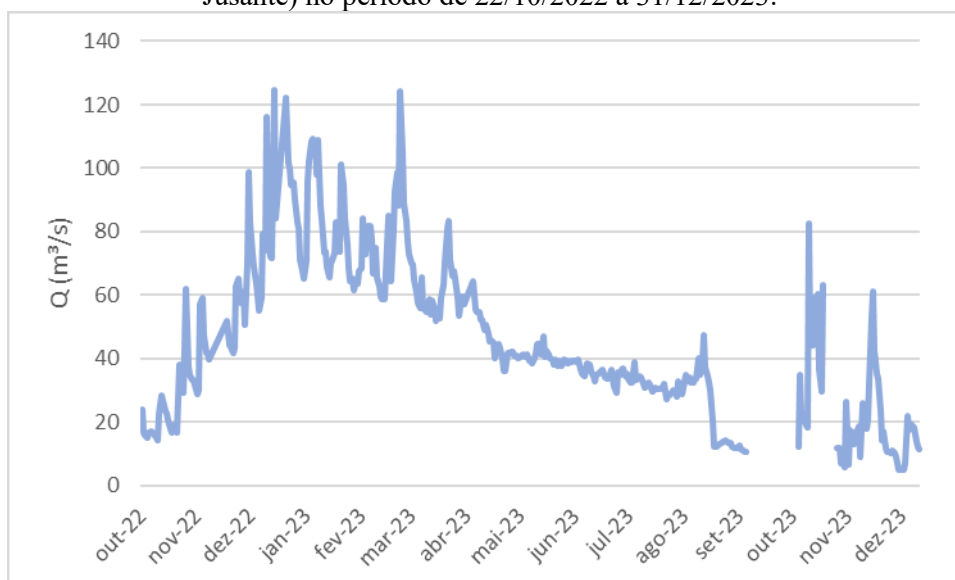
6.3.2 Vazão afluente e defluente

A vazão afluente superficial determina a dispersão e autodepuração do corpo de água devido à sua capacidade de transporte e diluição dos poluentes. A contribuição quantitativa de entrada considerada é a vazão do próprio rio Uberabinha, obtida no Sistema Hidro-Telemetria (Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, 2024b) pela estação 60390500 (PCH Martins Jusante) (ver Figura 4), que confere dados horários de vazão desde o fim de outubro de

2022 até o presente. No entanto, a série histórica considerada no processo de calibração do modelo é de 22/10/2022 a 31/12/2023, de forma a compatibilizar com os dados de qualidade da água mensurados pelo empreendedor na represa da PCH Malagone, que se encontravam disponíveis, no momento da elaboração do estudo, somente até o fim de 2023.

Por média aritmética, os dados horários de vazão foram transformados em valores diários. Como evidencia a Figura 5, há lacunas nos dados baixados nos períodos de 26/09/2023 a 22/10/2023 e 08/11/2023 a 14/11/2023, mas que não ocasionaram prejuízos significativos ao processo de calibração do modelo, uma vez que 92% da série foi aproveitada e a ferramenta WASP conecta linearmente os pontos de início e final de cada lacuna, preenchendo, assim, valores para estes intervalos. A maior vazão observada no período foi de 124,68 m³/s em 03/01/2023 e a menor de 5,03 m³/s em 19/12/2023 e 20/12/2023, conferindo média de 45,26 m³/s na série histórica.

Figura 5 - Descarga líquida diária do rio Uberabinha apurada pela estação 60390500 (PCH Martins Jusante) no período de 22/10/2022 a 31/12/2023.



Fonte: autoria própria.

Em consulta à Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (2024), verificou-se que, no trecho em estudo, há uma demanda consuntiva de 0,1175 m³/s para fins de irrigação, todavia desconsiderada no estudo. Assim, apenas as demandas não consuntivas para fins hidrelétricos (mais a vazão fixada no TVR) foram consideradas no balanço hídrico, representando a vazão defluente do reservatório.

O empreendedor opera duas estações fluviométricas, estação 60391000 (PCH Malagone Barramento) e 60391200 (PCH Malagone Jusante), contudo, o sistema Hidro-Telemetria

(Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, 2024b) retorna apenas os níveis horários da lâmina líquida registrados pelas estações, não vinculando a estes os valores de vazão. Em concordância aos dados de entrada de vazão afluente, a série histórica, considerada para verificar a vazão defluente do reservatório, é de 22/10/2022 a 31/12/2023. Contudo, foi possível aproveitar 89% desse período, pois há lacunas nos dados baixados da estação PCH Malagone Barramento, que ocorrem entre 29/11/2022 a 07/12/2022, 05/01/2023 a 09/01/2023, 21/04/2023 a 24/04/2023 e 26/09/2023 a 23/10/2023.

Os dados linimétricos horários foram transformados em valores diários por média aritmética. Valores de nível menores que 599,34 m (cota mínima permitida para operação do empreendimento) foram considerados como incertos e igualados a este valor, obtendo nível mínimo de 599,34 m e máximo de 600,85 m, registrando diferença máxima de 1,51 m.

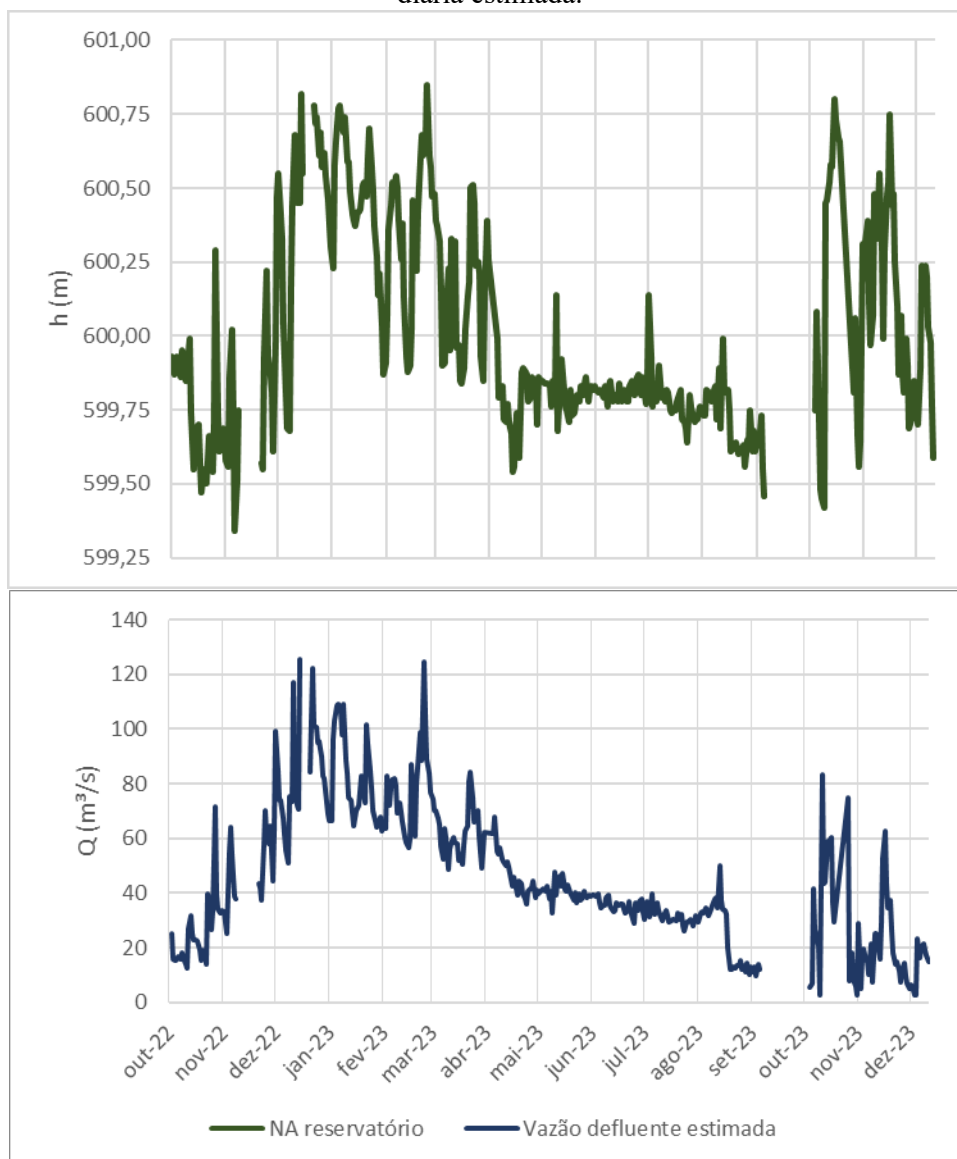
Descrito no item 6.3.5.3 adiante, a ferramenta computacional Surfer 10 foi utilizada para quantificar o volume do reservatório, sendo possível, assim, obter as curvas e equações de Cota x Área e Cota x Volume do corpo hídrico. A Cota x Área foi utilizada para mensurar os efeitos quantitativos de precipitação e evaporação no reservatório. Por conseguinte, a partir da Cota x Volume e dados linimétricos, estimou-se a variação diária de volume do reservatório. Sabe-se que a variação de volume de um dia para outro é decorrente do balanço hídrico das contribuições de entrada (volumes diários afluente e de precipitação) e saída (volumes diários de evaporação, residual, vertido e turbinado), como expressa a Equação 6; o volume residual é fixo no valor de 0,05184 hm³/dia (ou 0,6 m³/s), enquanto que o vertido é o volume gerado quando o nível de coluna de água do reservatório excede a cota da soleira do vertedor de 600,5 m. Logo, foi possível obter os volumes turbinados diários da hidrelétrica isolando esta variável no equacionamento do balanço hídrico. Finalmente, os volumes diários defluentes do reservatório (quantitativo de saída do sistema hídrico), foram obtidos pela soma dos volumes turbinado, vertido e residual, valores posteriormente convertidos para vazão, expressos na Figura 6.

Ressalta-se que a vazão defluente estimada não se trata de dado de entrada, mas é observada como um dos critérios para validação da simulação hidráulica do modelo.

$$BH = VA + VP - VE - VR - VV - VT \quad (\text{Equação 6})$$

Na qual: BH é o balanço hídrico do reservatório; VA é o volume afluente; VP é o volume da precipitação; VE é o volume da evaporação; VR é o volume residual; VV é o volume vertido; e VT é o volume turbinado.

Figura 6 - Nível de água - NA diário do reservatório da PCH Malagone apurado pela estação 60391000 (PCH Malagone Barramento) no período de 22/10/2022 a 31/12/2023 e vazão defluente diária estimada.



Fonte: autoria própria.

6.3.3 Qualidade da água

A ferramenta WASP simula a variação temporal da carga poluente dos diversos parâmetros de qualidade de água (identificados na ferramenta como variáveis de estado) ao longo dos segmentos de rio e reservatório. A carga poluente é a multiplicação da vazão superficial pela concentração das variáveis de estado. Com isso, além das vazões superficiais, essas concentrações são consideradas como dados de entrada.

Para o trecho analisado da capacidade de suporte no rio Uberabinha (entre as estações PCH Martins Jusante e PCH Malagone Barramento), foi considerado como contribuição

pontual o próprio rio Uberabinha. Coincidente à estação PCH Martins Jusante, o Instituto Mineiro e Gestão das Águas realiza a amostragem de qualidade da água no ponto de monitoramento PB023 (ver Figura 4). A periodicidade do programa de monitoramento, assumida pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas, é trimestral; com isso, de forma a compatibilizar com os dados de vazão, foram consideradas 6 monitoramentos entre setembro de 2022 e dezembro de 2023 para dados qualitativos de entrada, obtidos no Portal InfoHidro (Instituto Mineiro de Gestão das Águas, 2024).

A ferramenta WASP requer dados diários de entrada para suprimento do modelo de qualidade da água. Frente a isso, considerou-se, como a melhor opção, por utilizar as concentrações médias das variáveis de estado como dados de entrada qualitativos no processo de calibração, como expõe a Tabela 1. Salienta-se que, no cálculo da média da clorofila *a*, as concentrações apuradas nas campanhas de mar/23, jun/23, set/23 e dez/23, que são abaixo do limite de quantificação do método ($< 1,00 \mu\text{g/L}$), foram considerados iguais a esta concentração, ou seja, iguais a $1,00 \mu\text{g/L}$.

Visto que as taxas das reações bioquímicas alteram com a mudança da temperatura, para os dados de temperatura da água assumiu-se que o valor pontual e instantâneo medido nos meses de março, junho, setembro e dezembro representa uma concentração fixa, respectivamente, em todos os dias dos trimestres de fev/mar/abr, mai/jun/jul, agos/set/out e nov/dez/jan, considerando a similaridade meteorológica entre os meses que constituem os trimestres, principalmente em mai/jun/jul, em que, perante a série histórica considerada de 22/10/2022 a 31/12/2023, são os meses de menores temperaturas médias e menores pluviosidades acumuladas.

Tabela 1 - Concentrações apuradas nas campanhas trimestrais das variáveis de estado consideradas no estudo.

Data de Amostragem	Clorofila <i>a</i> $\mu\text{g/L}$	DBO	P_{total}	P_{inorg}	P_{org}	NO₃	NH₃	NO	OD	Temp. da água °C
						mg/L				
set/22	2,91	11,50	0,19	0,042	0,148	2,40	0,72	0,94	5,40	25,80
dez/22	1,23	5,40	0,36	0,079	0,281	0,25	10,53	0,49	6,10	25,90
mar/23	$< 1,00$	3,40	0,15	0,033	0,117	0,26	1,00	0,30	7,50	24,80
jun/23	$< 1,00$	9,00	0,58	0,128	0,452	0,23	7,80	0,85	6,70	21,50
set/23	$< 1,00$	6,20	0,03	0,007	0,023	0,24	9,71	0,50	5,60	24,80
dez/23	$< 1,00$	6,70	0,17	0,037	0,133	0,29	3,79	0,85	6,70	26,20
Média	1,36	7,03	0,25	0,054	0,192	0,61	5,59	0,66	6,33	-

Fonte: Adaptado de Instituto Mineiro de Gestão das Águas (2024).

Ressalta-se que a estação PB023 disponibiliza resultados apenas de P_{total} . No entanto, a ferramenta WASP permite a modelagem de P_{org} e P_{inorg} . Basicamente, o P_{total} é a somatória de elementos de P_{org} e P_{inorg} , sendo que o P_{inorg} é usualmente mensurado através do ortofosfato que, conforme Von Sperling (2007), é a forma diretamente disponível para as plantas e algas.

A partir do início de 2024, é realizado o monitoramento de ortofosfato em estações de monitoramento no rio Paraopeba (estações PB036, BP060, BP062, BP063, BP064, BP065, BP068, BP070, BP072, BP077, BP078, BP082, BP087, BP091, BP099, BP104, BPE2 e BPE9). Com dados disponíveis apenas do primeiro trimestre de 2024 (no momento da realização do presente estudo) no Repositório Institucional do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (2024), verificou-se a razão de ortofosfato por P_{total} de 28 amostragens. Desconsideraram-se os resultados abaixo do limite de quantificação do método e, posteriormente, pela aplicação de gráfico BoxPlot, os *outliers*, resumindo os valores analisados para 20. Por estatística descritiva da amostra, o processamento básico retornou o valor mínimo e máximo de 6,7 e 43,3 % de ortofosfato em P_{total} , com média de 25,6 %. Devido ao desvio padrão de 10,4% e da distribuição de frequência retornar que 35% dos valores estão no intervalo de 15,9 e 25,04%, decidiu-se adotar o valor de 22,0 % para quantificar a proporção de P_{inorg} em P_{total} e, consequentemente, 78% de P_{org} em P_{total} .

O valor de 22% (0,033 mg/L de ortofosfato e 0,15 mg/L de P_{total}) refere-se a amostragem de 09/02/2024 na estação BP035, localizada nas coordenadas geográficas 20°11'49" de latitude Sul e 44°7'24" de longitude Oeste. Nesse local, o rio Paraopeba possui médio porte e atravessa pequenos aglomerados urbanos pertencentes ao município de Brumadinho-MG, além de ter sido classificado, na última Avaliação Anual de Qualidade das Águas Superficiais do Programa Águas de Minas (Instituto Mineiro de Gestão das Águas, 2023a), como não conforme para coliformes fecais e enriquecimento orgânico, mesma condição diagnosticada no rio Uberabinha na estação PB023.

6.3.4 Meteorológicos

Os dados meteorológicos utilizados na avaliação da taxa de crescimento ou de produção da biomassa algal incluem a radiação solar, temperatura do ar e velocidade do vento. Já os dados de precipitação e evaporação representam, respectivamente, a entrada e saída de volume de água por segmento através da superfície líquida, utilizados, nesse caso, para contabilizar no balanço hídrico do reservatório e no processo de estimativa de sua vazão defluente.

Os dados meteorológicos, para o período diário de 22/10/2022 a 31/12/2023, foram obtidos pela estação automática A507 (Instituto Nacional de Meteorologia, 2024a), situada no Campus Santa Mônica da Universidade Federal de Uberlândia a cerca de 35 km (em linha reta) do reservatório da PCH Malagone. Foi utilizado o método Penman-Monteith (Monteith, 1965) na estimativa da evaporação na superfície líquida do corpo de água e, por isso, além das variáveis meteorológicas citadas, também se obteve dados de umidade relativa do ar.

Os gráficos da Figura 7 ilustram os dados meteorológicos diários utilizados no presente estudo.

Figura 7 - Dados meteorológicos diários registrados pela estação automática A507 (e evaporação estimada) no período de 22/10/2022 a 31/12/2023.

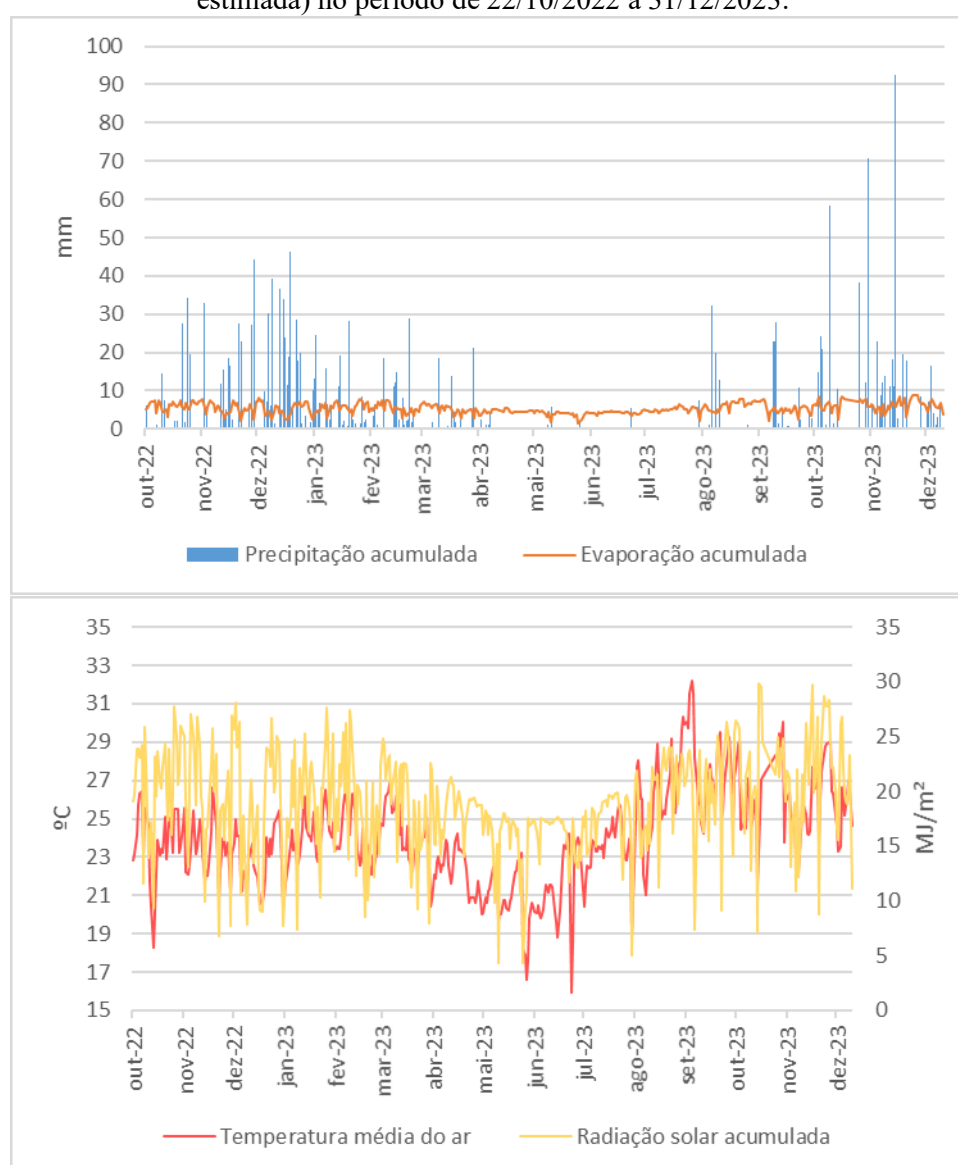
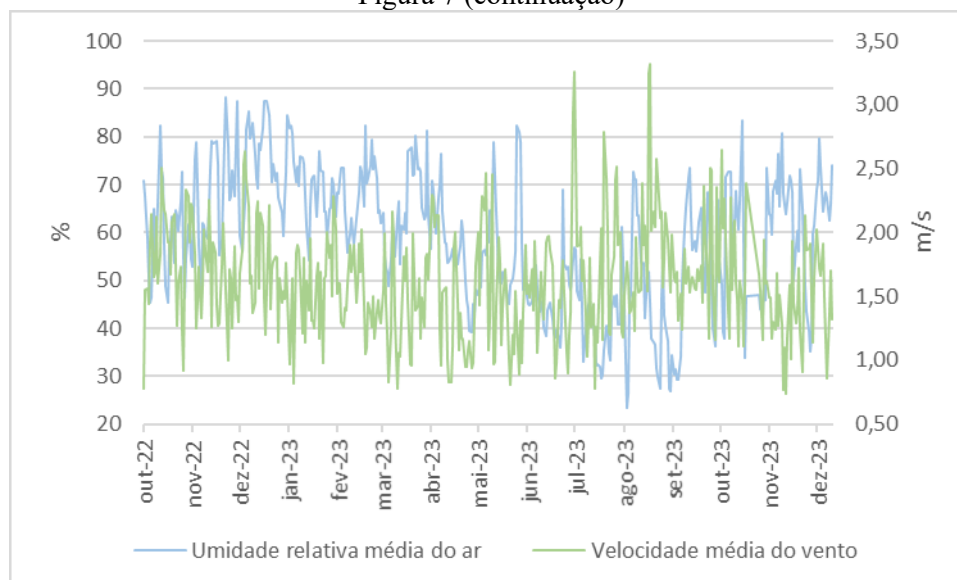


Figura 7 (continuação)



Fonte: Adaptado de Instituto Nacional de Meteorologia (2024a).

6.3.5 Segmentação do sistema hídrico

A ferramenta WASP permite representar o curso de água natural como um segmento único ou vários segmentos adjacentes, cuja segmentação pode ser lateral, vertical e longitudinal. A segmentação lateral geralmente é considerada em simulações de lançamento pontual de poluente, na qual têm-se a intenção de considerar a abertura de pluma na modelagem. No presente estudo, assume-se que as substâncias apuradas no rio Uberabinha pela estação PB023 (dados de entrada de qualidade da água) estão em concentrações uniformes em toda a seção transversal do curso de água. Sendo assim, apenas as segmentações longitudinal e vertical foram consideradas.

6.3.5.1 Segmentação longitudinal

Assume-se que os efeitos advectivos possuem tendência unidirecional longitudinal no trecho total simulado. A segmentação longitudinal, considerada neste estudo, possibilita a inserção da dispersão longitudinal ao longo do trecho do rio Uberabinha, a consideração da variação longitudinal da profundidade líquida e das variáveis de estado e a representação espacial correta de entrada e saídas pontuais.

Para o trecho lótico, foi adotado apenas um segmento longitudinal (segmento 1, manifestado parcialmente na Figura 10), devido à homogeneidade do percurso de 6,8 km quanto

à largura do rio, vazão volumétrica, declividade e rugosidade de fundo. Concordante a Limiar (2007), a estrutura observada da drenagem no baixo Uberabinha é evidenciada pela retificação de segmentos do rio e pela ocorrência generalizada de lajedos e corredeiras, como exemplifica a Figura 8.

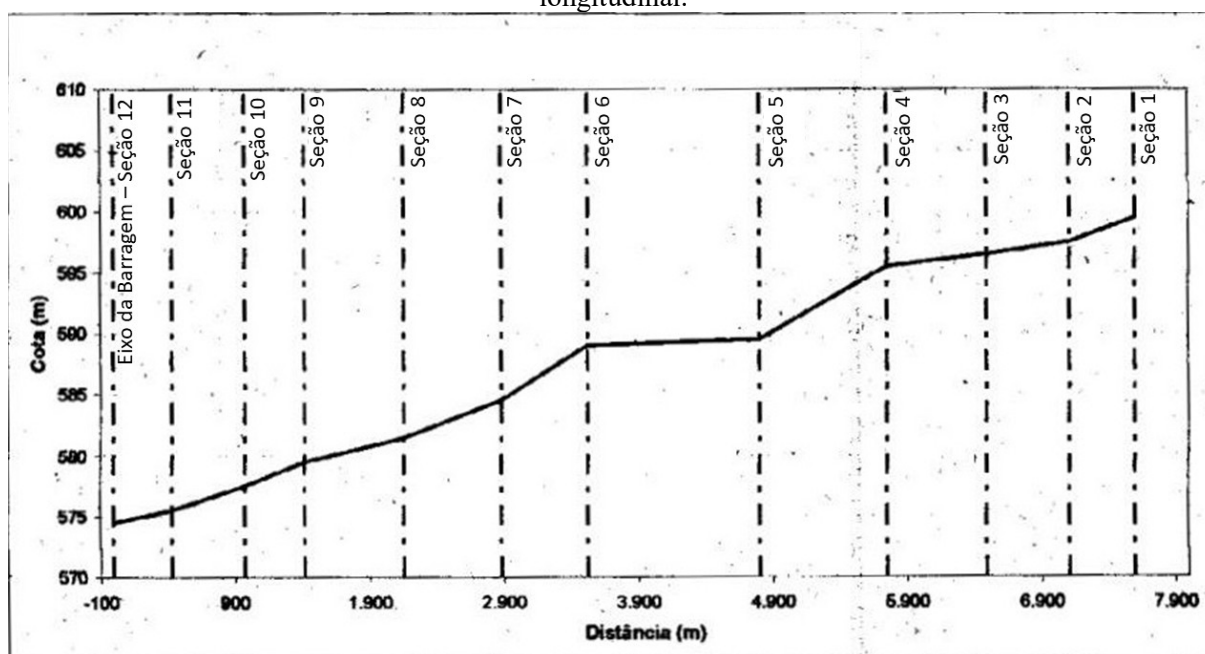
Os onze segmentos do trecho lântico (segmentos 2 ao 12, conforme Figura 10) foram definidos com base nas seções transversais definidas no relatório técnico de outorga (Limiar, 2007) do empreendimento (ver Figura 9). Ressalta-se que as seções indicadas na Figura 9 foram demarcadas precedente o enchimento do reservatório, considerando a calha natural do rio e, por isso, a distância até a seção 1, que representa o fim da área alagada, totaliza 7.600 m (7,6 km); todavia, devido à mudança da hidrodinâmica para ambiente lântico e consequente alteração do percurso da corrente hídrica, considera-se que o reservatório possui 7,2 km de comprimento.

Figura 8 - Rio Uberabinha em trecho que representa o início da segmentação hídrica em estudo.



Fonte: autoria própria.

Figura 9 - Posicionamento das seções transversais no reservatório da PCH Malagone em perfil longitudinal.



Fonte: Adaptado de LIMIAR (2007).

Figura 10 - Descrição dos segmentos longitudinais (números em amarelo) e indicação aproximada das seções (traços em alaranjado) no corpo de água e dos pontos de monitoramento da qualidade da água da PCH Malagone (P01, P02 e P03).



Fonte: Imagem extraída do Google Earth Pro em 04 ago. 2024 e adaptada.

6.3.5.2 Segmentação vertical

A segmentação vertical foi desconsiderada para o segmento 1 (ambiente lótico do rio Uberabinha modelado), pois, em rios pouco profundos, comumente considera-se apenas o escoamento unidimensional (direção longitudinal ou direção x).

Já em reservatórios, que possuem maior profundidade, ocorre uma compartimentação vertical baseada no gradiente de radiação solar que penetra na coluna de água, dividindo-a em três zonas: eufótica, de compensação e afótica. A zona eufótica se estende de acordo com a

profundidade do ambiente e a transparência da água, sendo definida como a camada onde a luz incidente permite a manutenção de uma produção primária líquida positiva (Esteves; Caliman, 2011). Nessa região, a concentração de OD é elevada, pois a fotossíntese e a reaeração superficial predominam sobre a respiração aeróbia dos microrganismos aquáticos. Além disso, os níveis de matéria orgânica e nutrientes são mais baixos devido à decomposição aeróbia, à assimilação pelas microalgas e à sedimentação de partículas suspensas e adsorvidas.

A zona eufótica se estende da superfície da água até a profundidade de compensação, onde a oxigenação da massa líquida se equilibra com a respiração aeróbia. Abaixo desse limite, encontra-se a zona afótica, caracterizada pela ausência de radiação solar, o que impede a fotossíntese dos produtores primários (Santana, 2013) e, conseqüentemente, leva à redução da concentração de OD. Nesse ambiente, a decomposição de matéria orgânica, nutrientes e detritos sedimentados intensifica a desoxigenação da coluna d'água, podendo resultar em condições anóxicas (falta total de OD) (Darwich *et al.*, 2005).

O gradiente vertical de temperatura em reservatórios é conhecido como estratificação térmica, resultante da redução gradual da penetração da radiação solar na coluna d'água à medida que a profundidade aumenta. Esse fenômeno altera a densidade das camadas de água, dificultando sua mistura e estabelecendo padrões de estratificação (Esteves; Caliman, 2011). A estratificação térmica, então, divide o reservatório em três camadas verticais: o epilímnio (superior), o metalímnio ou camada de compensação (intermediária) e o hipolímnio (inferior). No epilímnio, que geralmente corresponde à zona eufótica, a temperatura é mais elevada, tornando a água menos densa, enquanto no hipolímnio ocorre o oposto (Salla; Alamy Filho; Pereira, 2023).

Em reservatórios tropicais, a estratificação térmica se torna mais intensa durante as estações quentes (primavera, verão e outono), enquanto no inverno ocorre a desestratificação, pois a entrada de energia térmica é reduzida. A estratificação térmica acentua a separação dos gradientes de temperatura, OD e diversos compostos químicos e biológicos. Em contrapartida, a desestratificação possibilita a mistura parcial ou completa de OD, matéria orgânica e nutrientes na coluna d'água.

Os relatórios do Programa de Qualidade das Águas da PCH Malagone (Fundação Estadual do Meio Ambiente, 2024), disponibilizados por meio da Unidade Regional de Regularização Ambiental Triângulo Mineiro, apresentam dados de transparência da água nos pontos de monitoramento P01, P02 e P03 do reservatório, medidos a partir do disco de Secchi. Esses dados, do período bimestral entre outubro de 2022 e dezembro de 2023, foram necessários para a avaliação da ocorrência de estratificação vertical e sua variação sazonal. As estações

P01, P02 e P03 situam-se, respectivamente, nos segmentos 4, 7 e 12 (conforme indicado na Figura 10 e Figura 11), sendo que as cotas de fundo dos locais foram obtidas por meio da ferramenta computacional Surfer 10, método que será descrito no item 6.3.5.3 adiante. Importa citar que se optou por iniciar a simulação no processo de calibração do modelo em nível médio do reservatório; todavia, salienta-se que a ferramenta WASP ajusta a hidráulica do sistema hídrico no decorrer do processamento de dados. Logo, as profundidades líquidas médias de cada estação de monitoramento foram obtidas pela diferença entre a cota de fundo e a cota média de 600,00 m da série diária de 22/10/2022 a 31/12/2023 apurada na estação linimétrica PCH Malagone Barramento.

A Tabela 2 traz os dados da profundidade líquida média das estações, profundidade de Secchi, profundidade eufótica, porcentagem da zona eufótica e coeficiente de atenuação da luminosidade k (1/m), estimado nos pontos de amostragens; salienta-se a indisponibilidade do dado de profundidade de Secchi em out/22 na estação P03. A profundidade eufótica foi considerada como $2,7 h_{\text{Secchi}}$ (Pereira; Galo; Velini, 2011) e o coeficiente de atenuação da luminosidade k igual a $1,8/h_{\text{Secchi}}$ (Chapra, 1997), onde h_{Secchi} é a profundidade do disco de Secchi em metros.

A Tabela 2 mostra que a transparência da água, medida por meio da profundidade de Secchi, é variável ao longo do ano. Esta transparência da água impacta diretamente na profundidade eufótica e no coeficiente de atenuação de luminosidade. Estas variações temporais do coeficiente de atenuação de luminosidade foram consideradas no processo de calibração do modelo.

Tabela 2 - Profundidade líquida média das estações e dados da radiação solar que penetra na coluna de água da represa da PCH Malagone do período bimestral entre out/22 e dez/23.

Mês/ano	Prof. líquida méd. (m)	Prof. de Secchi (m)	Prof. eufótica (m)	Zona eufótica (%)	k (1/m)
P01					
out/22	2,00	0,80	2,16	100,00	2,25
dez/22		0,80	2,16	100,00	2,25
fev/23		0,30	0,81	40,50	6,00
abr/23		0,60	1,62	81,00	3,00
jun/23		0,60	1,62	81,00	3,00
ago/23		0,80	2,16	100,00	2,25
out/23		0,90	2,43	100,00	2,00
dez/23		0,60	1,62	81,00	3,00

Tabela 2 (continuação)

Tabela 2 (continuação)					
Mês/ano	Prof. líquida méd. (m)	Prof. de Secchi (m)	Prof. eufótica (m)	Zona eufótica (%)	k (1/m)
P02					
out/22	11,00	0,80	2,16	19,64	2,25
dez/22		0,90	2,43	22,09	2,00
fev/23		0,90	2,43	22,09	2,00
abr/23		0,80	2,16	19,64	2,25
jun/23		0,90	2,43	22,09	2,00
ago/23		0,11	0,30	2,70	16,36
out/23		0,80	2,16	19,64	2,25
dez/23		0,90	2,43	22,09	2,00
P03					
out/22	24,00	-	-	-	-
dez/22		0,80	2,16	9,00	2,25
fev/23		0,11	0,30	1,24	16,36
abr/23		0,85	2,30	9,56	2,12
jun/23		0,80	2,16	9,00	2,25
ago/23		0,11	0,30	1,24	16,36
out/23		0,20	0,54	2,25	9,00
dez/23		0,30	0,81	3,38	6,00

Fonte: autoria própria.

Para a simulação de calibração do modelo, a profundidade eufótica considerada para cada ponto corresponde às médias aritméticas de todas as campanhas de monitoramento, obtendo 1,82 m em P01, 2,06 m em P02 e 1,22 m em P03. A fim de representar as camadas de epilímnio e hipolímnio na ferramenta WASP, a área de influência de cada estação de monitoramento foi determinada pelas médias aritméticas das profundidades líquidas médias de P01 e P02 e de P02 e P03, o que significa que os segmentos 2, 3, 4 e 5, que possuem profundidades líquidas médias menores que 6,5 m, estão sob influência da estação P01; os segmentos 6, 7 e 8, que possuem profundidades líquidas médias entre 6,5 e 17,5 m, sob influência da estação P02; e os demais segmentos 9, 10, 11 e 12, que possuem profundidades líquidas médias superiores a 17,5 m, estão sob influência da estação P03. Portanto, as profundidades eufóticas de cada estação de monitoramento foram definidas para os segmentos compreendidos nos intervalos destas colunas de água, como descreve a Tabela 3.

Percebe-se que os segmento 2 e 3 possuem 100% de zona eufótica, isto é, não há estratificação térmica, sendo considerado apenas uma camada sobrenadante (*water column*) de epilímnio nesse curso do reservatório, enquanto entre os segmentos 4 e 12 foram consideradas duas camadas verticais adjacentes, sendo a superior de epilímnio e a inferior de hipolímnio. Uma única camada bentônica foi utilizada simplesmente como receptora das frações

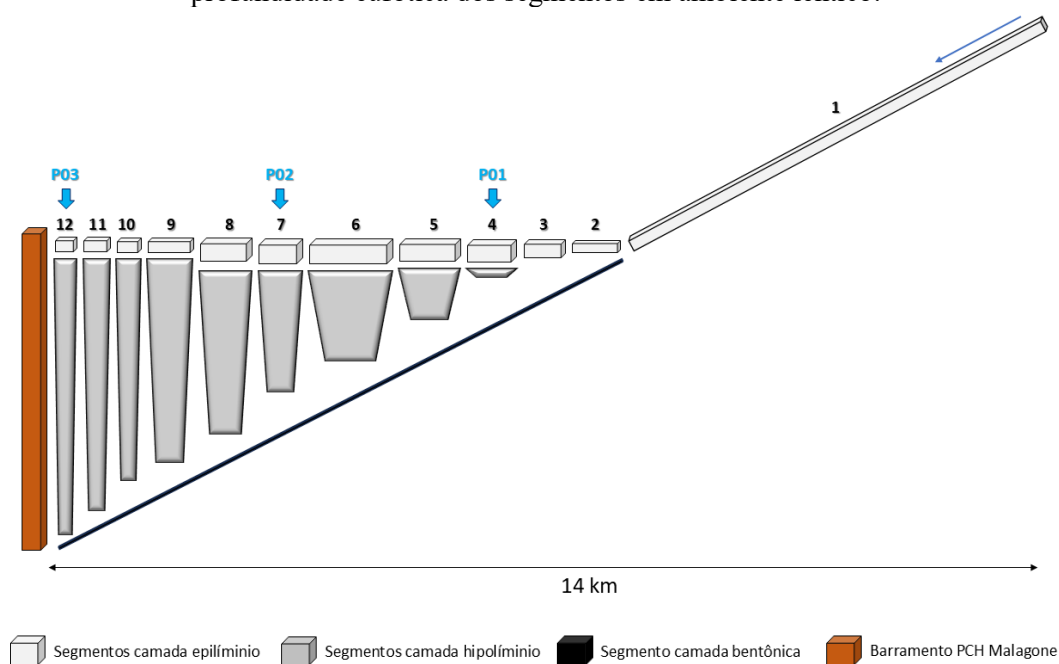
particuladas de DBO, NO, P_{org} e fitoplâncton que sedimentam (nenhuma simulação de interação entre as variáveis de estado foi considerada para a camada bentônica). O estudo não vislumbrou a possibilidade de ressuspensão de fundo das frações particuladas e dissolvidas das variáveis de estado. A Figura 11 traz um esquema geral com as segmentações longitudinal e vertical consideradas no estudo.

Tabela 3 - Identificação dos segmentos do ambiente lântico sob influência de cada estação de monitoramento de qualidade da água (P01, P02 e P03) e respectivas profundidades e zonas eufóticas.

Segmento	Prof. líquida méd. (m)	Estação de influência	Prof. eufótica (m)	Zona eufótica (%)
2	1,00	P01	1,82	100,00
3	1,50	P01	1,82	100,00
4	2,50	P01	1,82	72,90
5	6,00	P01	1,82	30,38
6	9,50	P02	2,06	21,71
7	12,00	P02	2,06	17,18
8	15,50	P02	2,06	13,30
9	18,00	P03	1,22	6,79
10	19,50	P03	1,22	6,27
11	21,50	P03	1,22	5,69
12	24,00	P03	1,22	5,09

Fonte: autoria própria.

Figura 11 - Esquema geral das segmentações longitudinal e vertical com descrição de cada segmento e indicação das localizações das estações fluviométricas P01, P02 e P03, que determinam a profundidade eufótica dos segmentos em ambiente lântico.



Fonte: autoria própria.

6.3.5.3 Características hidrogeométricas

Para representatividade da hidrodinâmica e dos processos cinéticos, estimou-se o comprimento, a largura média e o volume do rio Uberabinha em ambiente lótico e no reservatório da PCH Malagone. O volume permite representar adequadamente o tempo de residência do poluente em cada segmento, visto que a ferramenta WASP realiza o balanço de massa por volume de segmento.

Como citado anteriormente no item 6.3.5.1, o trecho lótico de 6,8 km do rio Ubrabinha considerado é um percurso com calha bem encaixada e largura pouco variável, com média de 30 m; a declividade desse trecho, determinada por perfil de elevação na ferramenta Google Earth Pro, é de 0,003 m/m. Então, perante a vazão média de 45,2606 m³/s (para escoamento permanente) e o coeficiente de rugosidade de 0,05 para leito com matações (Chow, 1959), pela equação de Manning e considerando uma seção retangular, obteve-se a profundidade líquida de 1,25 m do segmento 1; o volume do segmento 1 é descrito na Tabela 4.

Com relação ao ambiente lântico, a partir das seções transversais do reservatório da PCH Malagone, levantadas pelas plantas topográficas em curvas de nível equidistantes em 5 metros (Limiar, 2007), e tomando a cota 600 m como referência (ver Figura 12), obteve-se cotas de fundo do reservatório. Utilizando de imagem do Google Earth Pro de 03 ago. 2003 (data precedente ao enchimento do reservatório), foi possível averiguar o traçado da calha do rio e, assim, demarcar as distâncias entre seções indicadas pelo perfil longitudinal do reservatório, demonstrado na Figura 9.

Disso em diante, as seções transversais foram demarcadas no Google Earth Pro, atrelando coordenadas UTM às cotas. Ampliou-se a elevação do terreno da imagem de 03 ago. 2003 do Google Earth Pro para melhor visualização 3D, o que permitiu orientar-se pelas curvas de nível do terreno e marcar pontos intermediários entre as seções, obtendo mais dados geométricos nas direções x, y e z. As coordenadas tridimensionais das seções transversais e intermediárias entre seções foram lançadas na ferramenta computacional Surfer 10 que, por meio do método de interpolação krigagem (considerando o tamanho da grade de interpolação igual a 5 m), produziu uma superfície 3D do reservatório (Figura 13) e determinou os volumes de cada segmento, como descreve a Tabela 4.

Salienta-se que os dados de largura (L) e profundidade líquida média (h méd.) de cada segmento, detalhados na Tabela 4, foram obtidos por média aritmética entre seções. A profundidade líquida média (h méd.) foi calculada pela diferença entre a cota de fundo e a cota média de operação do empreendimento de 600,00 m da serie histórica considerada; o

cumprimento (C) dos segmentos e a largura (L) das seções foram mensurados no Google Earth Pro, uma vez que as imagens de satélite ao longo do tempo revelam que não há variação significativa da área alagada do reservatório da PCH Malagone tipo fio d'água.

Ainda como dados de entrada, a ferramenta WASP requer, para o ambiente lótico (segmento 1) e para os segmentos de epilímnio do ambiente lêntico, valores do expoente de velocidade (Exp v), que relacionam a velocidade média do escoamento com a vazão, e do expoente de profundidade (Exp h), que define o formato da seção transversal. Os valores dos expoentes são definidos conforme formato do canal modelado, aqui considerado como retangular tanto para o segmento 1 quanto para os segmentos de epilímnio do ambiente lêntico.

A Tabela 4 traz as características hidrogeométricas assumidas em todas as segmentações longitudinal e vertical no trecho modelado do rio Uberabinha. Atenta-se que as informações de comprimento (C) e largura (L) são preenchidas apenas para os segmentos de epilímnio no WASP, uma vez que é informado na ferramenta que os segmentos de hipolímnia estão interligados abaixo deles.

Tabela 4 - Características hidrogeométricas assumidas para as segmentações longitudinal e vertical.

Ambiente	Segmento (entre seções)		C (m)	L (m)	h méd. (m)	Vol. méd. (hm³)	Exp. v	Exp. h
Lótico	1 (início do trecho modelado - 1)		6800,00	30,00	1,25	0,2550	0,4	0,6
Lêntico	2 (1 - 2)	Epilímnio	692,00	68,95	1,00	0,0072	0,4	0,6
	3 (2 - 3)	Epilímnio	604,00	114,00	1,50	0,0766	0,4	0,6
	4 (3 - 4)	Epilímnio	719,00	141,00	1,82	0,0975	0,4	0,6
		Hipolímnio	-	-	0,68	0,0609	-	-
	5 (4 - 5)	Epilímnio	877,00	179,50	1,82	0,1678	0,4	0,6
		Hipolímnio	-	-	4,18	0,2523	-	-
	6 (5 - 6)	Epilímnio	1206,00	195,50	2,06	0,3698	0,4	0,6
		Hipolímnio	-	-	7,44	1,3596	-	-
	7 (6 - 7)	Epilímnio	631,00	229,00	2,06	0,1528	0,4	0,6
		Hipolímnio	-	-	9,94	0,6999	-	-
	8 (7 - 8)	Epilímnio	746,00	264,00	2,06	0,2733	0,4	0,6
		Hipolímnio	-	-	13,44	1,3683	-	-
	9 (8 - 9)	Epilímnio	658,00	272,00	1,22	0,1603	0,4	0,6
		Hipolímnio	-	-	16,78	1,2535	-	-
	10 (9 - 10)	Epilímnio	348,00	293,00	1,22	0,1461	0,4	0,6
		Hipolímnio	-	-	18,28	1,1709	-	-
	11 (10 - 11)	Epilímnio	383,00	369,50	1,22	0,1925	0,4	0,6
		Hipolímnio	-	-	20,28	2,0966	-	-
	12 (11 - 12)	Epilímnio	314,00	479,50	1,22	0,1613	0,4	0,6
		Hipolímnio	-	-	22,78	1,8209	-	-

Fonte: autoria própria.

Figura 12 - Seções transversais do reservatório da PCH Malagone.

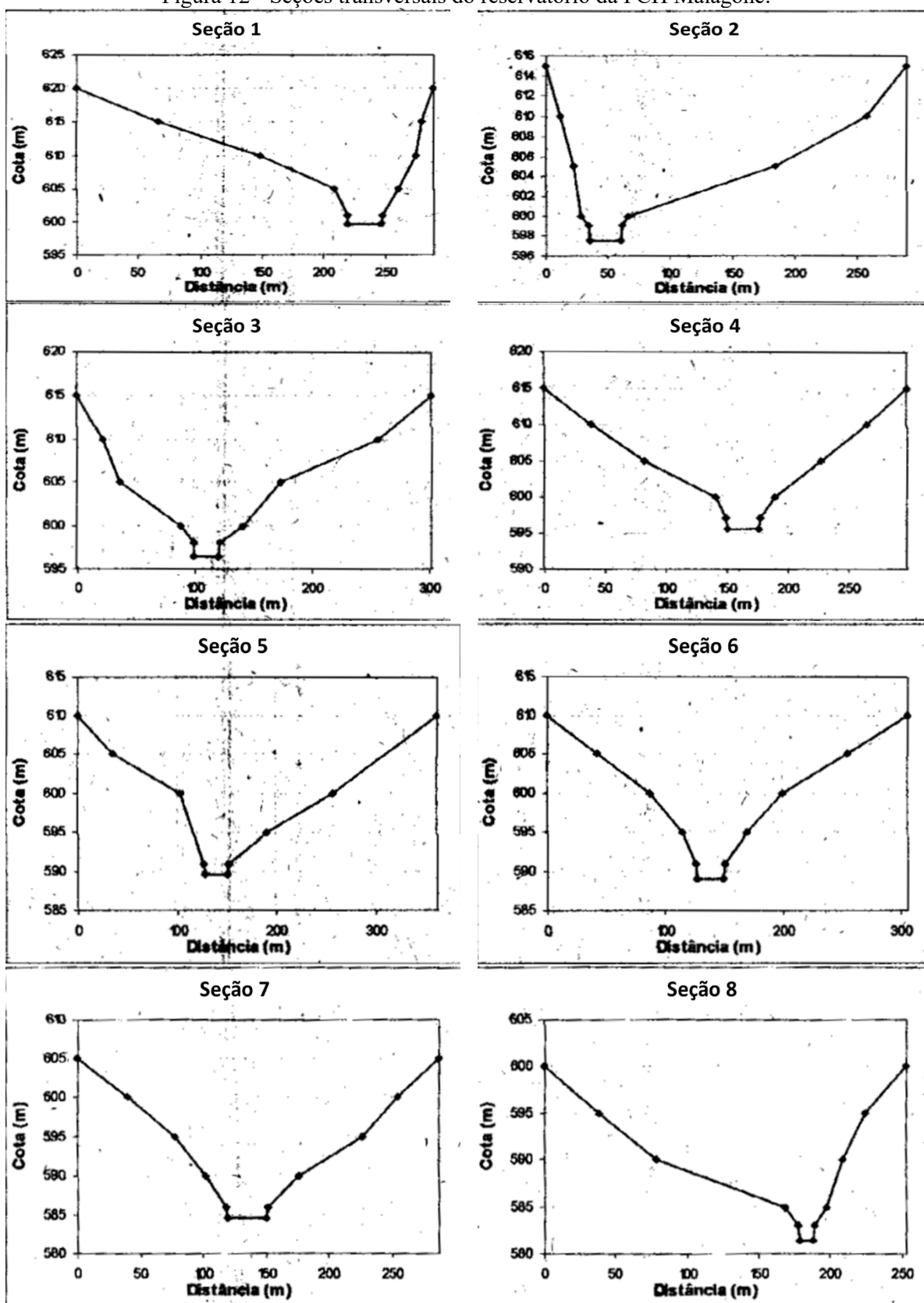
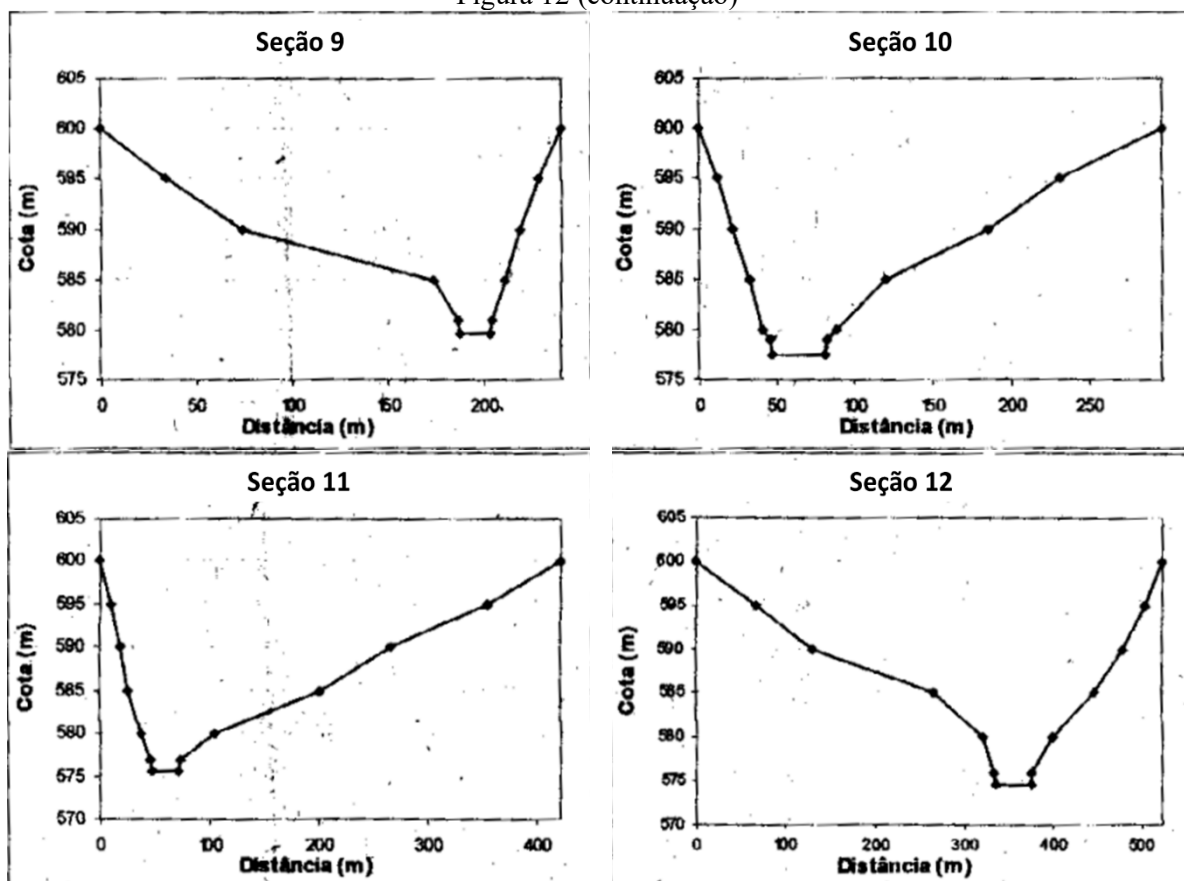
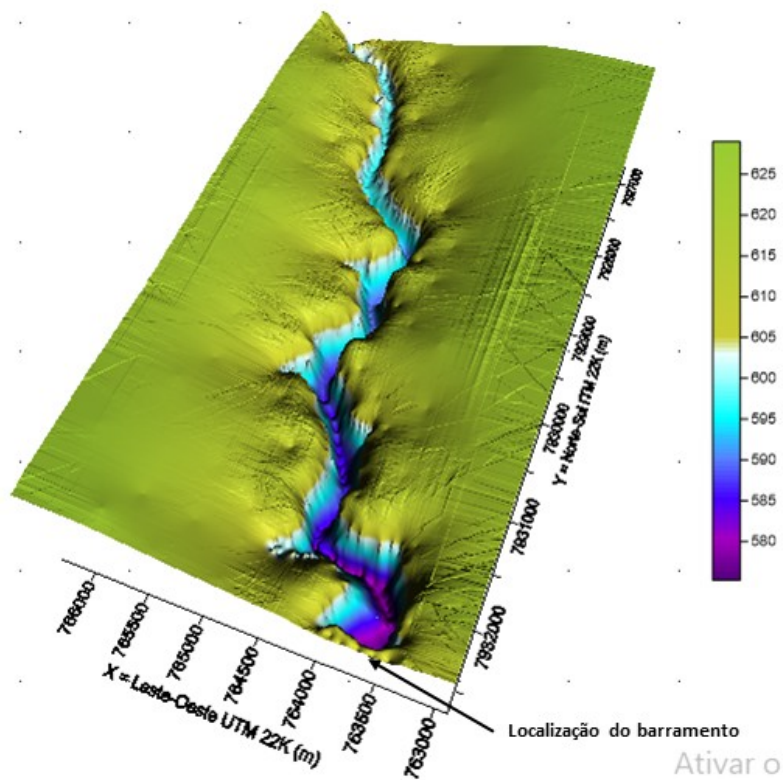


Figura 12 (continuação)



Fonte: Adaptado de LIMIAR (2007).

Figura 13 - Superfície 3D do reservatório da PCH Malagone em vista de jusante para montante.



Fonte: autoria própria.

6.3.6 Termos cinéticos

Os modelos cinéticos WASP são baseados em um conjunto de equações de transporte e transformação. Para as simulações iniciais, ainda na fase de análise de sensibilidade, os termos cinéticos físicos, químicos e biológicos, inseridos no equacionamento de cada variável de estado, descritos no Quadro 2, foram estimados por meio de limites e equacionamentos empíricos definidos pela literatura da área. Foram utilizados valores calibrados por Salla *et al.* (2013a) no baixo curso do rio Uberabinha para os coeficientes cinéticos constante de nitrificação, constante de mineralização de NO dissolvido, constante de mineralização de P_{org} dissolvido, constante de desoxigenação global e constante de reaeração natural. Para os demais termos cinéticos, além de padrões informados na própria ferramenta WASP (*United States Environmental Protection Agency*, 2019), foram utilizados valores indicados por Chapra (1997) e Von Sperling (2007), conforme características hidráulicas e de qualidade do corpo de água.

Quadro 2 - Termos cinéticos limites e assumidos para cada variável de estado.

Coeficiente	Un.	Mín.	Máx.	Adotado
Constantes globais				
Elevação acima do nível do mar	m	0	-	600
Água doce = 0; água salgada = 1	-	-	-	0
Nutrientes inorgânicos				
Constante de nitrificação a 20 °C	dia ⁻¹	0	10	0,01
Coeficiente de temperatura de nitrificação	-	0	1,07	1,07
Temperatura mínima para reação de nitrificação	°C	0	20	7
Constante de saturação média para limite de oxigênio de nitrificação	mgO ₂ /L	0	2	0,5
Nutrientes orgânicos				
Constante de mineralização de NO dissolvido a 20 °C	dia ⁻¹	0	1,08	0,4
Constante de mineralização de P _{org} dissolvido a 20 °C	dia ⁻¹	0	0,22	0,01
Coeficiente de temperatura de mineralização de NO dissolvido	-	0	1,08	1,08
Coeficiente de temperatura de mineralização de P _{org} dissolvido	-	0	1,08	1,08
DBO				
Constante de desoxigenação global a 20 °C	dia ⁻¹	0	5,6	0,06
Coeficiente de correção de temperatura da desoxigenação global	-	0	1,07	1,047
Limite de oxigênio de meia saturação da DBO	mgO ₂ /L	0	0,5	0,5
OD				
Constante de reaeração natural a 20 °C	dia ⁻¹	0	10	0,04
Razão estequiométrica de oxigênio para carbono	-	0	2,67	2,667
Correção de temperatura θ de reaeração	-	0	1,03	1,024
Correção de temperatura θ para demanda de fundo de oxigênio	-	0	1,1	1
Limite de luz no fundo para inibir demanda de fundo de oxigênio	W/m ²	0	800	0

Quadro 2 (continuação)

Coeficiente	Un.	Mín.	Máx.	Adotado
Fitoplâncton como clorofila <i>a</i>				
Constante de crescimento máximo do fitoplâncton a 20 °C	dia ⁻¹	0	3	1
Proporção de carbono para clorofila <i>a</i> do fitoplâncton	mgC/mg clorofila <i>a</i>	0	200	50
Constante de respiração do fitoplâncton a 20 °C	dia ⁻¹	0	0,5	0,1
Constante de mortalidade do fitoplâncton (predação não zoológica)	dia ⁻¹	0	0,25	0
Coeficiente de temperatura de crescimento do fitoplâncton	-	0	1,07	1,068
Coeficiente de temperatura da respiração do fitoplâncton	-	0	1,08	1,07
Proporção de nitrogênio para carbono do fitoplâncton	mgN / mgC	0	0,43	0,25
Proporção de fósforo para carbono no fitoplâncton	mgP / mgC	0	0,24	0,025

Fontes: *United States Environmental Protection Agency* (2019), Chapra (1997), Von Sperling (2007) e Salla *et al.* (2013a).

6.4 Análise de sensibilidade dos coeficientes cinéticos

A análise da sensibilidade foi realizada a fim de entender quais termos cinéticos possuem magnitude nas concentrações das variáveis de estado (parâmetros de qualidade da água). Esta atividade é importante para conduzir uma calibração mais assertiva do modelo e, conseqüentemente, para futuros ajustes frente à possibilidade de uma nova dinâmica do ecossistema aquático, com foco na variação dos termos cinéticos mais sensíveis.

Para verificar a alteração de cada parâmetro de qualidade da água, os termos cinéticos foram variados isoladamente em $\pm 50\%$ sobre o valor inicialmente adotado e incluem a constante de reaeração natural k_a (dia⁻¹), constante de desoxigenação global k_d (dia⁻¹), constante de mineralização do NO dissolvido k_{NO} (dia⁻¹), constante de nitrificação k_{an} (dia⁻¹), constante de mineralização do P_{org} dissolvido $k_{P_{org}}$ (dia⁻¹), constante de crescimento máximo do fitoplâncton $k_{cresc.fito}$ (dia⁻¹), constante de respiração do fitoplâncton $k_{resp.fito}$ (dia⁻¹), constante de mortalidade do fitoplâncton $k_{morte.fito}$ (predação não zoológica) (dia⁻¹), proporção de nitrogênio para carbono do fitoplâncton $k_{N:C}$ (mgN mgC) e proporção de fósforo para carbono no fitoplâncton $k_{P:C}$ (mgP/mgC).

Os resultados da análise da sensibilidade foram averiguados por regressão linear múltipla em nível de confiança de 95%, com o objetivo de verificar a relação da variável dependente (parâmetro de qualidade da água) em função das variáveis independentes (termos cinéticos). Para aquelas relações em que o p-valor é menor que 0,05, aceita-se a hipótese de influência significativa.

6.5 Calibração do modelo

A partir da análise de sensibilidade, foram conferidos os termos cinéticos mais sensíveis, ou seja, aqueles que mais impactam nas concentrações das variáveis de estado. Para os termos menos sensíveis, os valores da literatura continuaram sendo utilizados, enquanto os mais sensíveis foram calibrados.

Portanto, o processo de calibração pretende ajustar os dados monitorados de qualidade da água com os simulados na ferramenta WASP, a partir da otimização dos termos cinéticos físicos, químicos e biológicos. As três estações de monitoramento de qualidade da água ao longo da represa da PCH Malagone foram utilizadas no processo de calibração.

A periodicidade do Programa de Qualidade das Águas do empreendimento é bimestral e o período utilizado no processo de calibração do modelo foi de outubro de 2022 a dezembro de 2023, abrangendo 8 campanhas. Os dados observados são apresentados pela Tabela 5. Em cada campanha de campo ocorre uma amostragem pontual e instantânea de superfície e fundo por estação de monitoramento. Notam-se, também, lacunas de dados na estação P03 e resultados abaixo do limite de quantificação do método, principalmente para clorofila *a* e NO.

Tabela 5 - Dados monitorados nas estações P01, P02 e P03 em superfície e fundo utilizados para calibração do modelo de qualidade da água.

Data da Amostragem	Clorofila <i>a</i> µg/L	DBO mg/L	P _{total} mg/L	NO ₃ mg/L	NH ₃ mg/L	NO mg/L	OD mg/L
P01 Superfície							
out/22	< 10,00	17,00	0,190	1,142	7,97	10,64	4,94
dez/22	< 10,00	2,00	0,078	1,450	1,86	< 5,00	5,00
fev/23	< 10,00	< 2,00	0,130	< 0,200	< 0,30	< 5,00	7,20
abr/23	< 10,00	< 2,00	0,090	2,930	< 0,30	< 5,00	8,00
jun/23	< 10,00	< 2,00	0,060	2,400	3,18	< 5,00	7,50
ago/23	< 10,00	< 2,00	0,290	0,290	6,30	< 5,00	5,14
out/23	< 10,00	3,00	0,190	< 0,450	5,58	7,84	5,80
dez/23	< 10,00	< 2,00	0,170	2,870	< 0,30	< 5,00	5,00
P01 Fundo							
out/22	< 10,00	17,00	0,220	1,670	7,74	10,64	4,94
dez/22	< 10,00	3,00	0,790	< 0,200	6,23	10,92	5,00
fev/23	< 10,00	15,00	0,230	1,000	< 0,30	< 5,00	5,16
abr/23	< 10,00	3,00	0,070	0,370	< 0,30	< 5,00	4,94
jun/23	< 10,00	< 2,00	0,180	2,110	2,63	< 5,00	5,00
ago/23	< 10,00	< 2,00	0,340	0,080	6,72	< 5,00	5,00
out/23	< 10,00	3,00	0,570	1,570	3,89	7,84	5,60
dez/23	< 10,00	< 2,00	0,160	< 0,045	3,25	< 5,00	7,00

Tabela 5 (continuação)

Data da Amostragem	Clorofila <i>a</i>	DBO	P_{total}	NO₃	NH₃	NO	OD
P02 Superfície							
out/22	< 10,00	17,00	0,140	0,990	4,48	9,24	5,85
dez/22	< 10,00	3,00	0,070	2,840	1,79	< 5,00	4,20
fev/23	< 10,00	3,00	0,070	2,040	< 0,30	< 5,00	6,88
abr/23	< 10,00	< 2,00	0,090	< 0,200	< 0,30	< 5,00	5,85
jun/23	< 10,00	< 2,00	0,110	< 0,200	3,49	< 5,00	4,20
ago/23	< 10,00	< 2,00	0,110	0,270	3,17	< 5,00	5,00
out/23	< 10,00	3,00	0,130	0,140	5,15	6,72	7,50
dez/23	< 10,00	< 2,00	0,060	< 0,045	5,57	5,60	8,00
P02 Fundo							
out/22	< 10,00	2,00	0,160	0,990	7,56	12,04	5,82
dez/22	< 10,00	3,00	0,170	0,550	2,79	< 5,00	5,40
fev/23	< 10,00	3,00	0,160	0,250	< 0,30	< 5,00	0,59
abr/23	< 10,00	5,00	0,140	1,529	< 0,30	< 5,00	5,82
jun/23	< 10,00	< 2,00	0,090	2,540	2,72	< 5,00	5,40
ago/23	< 10,00	< 2,00	0,150	< 0,045	4,22	< 5,00	4,80
out/23	< 10,00	2,00	0,170	0,300	4,18	6,72	7,80
dez/23	< 10,00	3,00	0,390	< 0,045	5,35	8,12	7,00
P03 Superfície							
out/22	-	-	-	-	-	-	-
dez/22	< 10,00	2,00	0,100	2,020	1,86	< 5,00	8,30
fev/23	< 10,00	9,00	0,060	2,140	< 0,30	< 5,00	8,28
abr/23	< 10,00	< 2,00	0,120	1,610	< 0,30	< 5,00	7,50
jun/23	< 10,00	3,00	0,150	2,340	2,19	< 5,00	8,30
ago/23	< 10,00	4,00	0,049	0,080	4,29	< 5,00	7,80
out/23	< 10,00	3,00	0,074	0,200	4,80	6,72	5,12
dez/23	< 10,00	< 2,00	0,040	1,510	4,65	< 5,00	7,00
P03 Fundo							
out/22	-	-	-	-	-	-	-
dez/22	< 10,00	5,00	0,710	< 0,200	5,71	8,96	5,00
fev/23	< 10,00	18,00	2,100	< 0,200	13,00	17,92	-
abr/23	< 10,00	3,00	0,220	1,623	< 0,30	< 5,00	-
jun/23	-	-	-	-	-	-	-
ago/23	< 10,00	< 2,00	0,087	< 0,045	4,05	< 5,00	6,00
out/23	< 10,00	3,00	0,170	< 0,225	5,30	6,72	5,00
dez/23	< 10,00	< 2,00	0,034	2,140	< 0,30	< 5,00	6,80

Fonte: Adaptado de Fundação Estadual do Meio Ambiente (2024).

O processo de calibração foi realizado, primeiramente, por meio da análise descritiva por gráficos, técnica que sintetiza e apresenta os dados, permitindo uma visão global dos valores. Portanto, foi realizada a comparação visual do ajuste dos dados monitorados em superfície e fundo com os resultados gerados na ferramenta WASP para as camadas de

epilímnio e hipolímnio, respectivamente, no ponto P01 com o segmento 4, no ponto P02 com o segmento 7 e no ponto P03 com o segmento 12. Todavia, a ferramenta não permite que um mesmo termo cinético seja calibrado separadamente para cada camada (epilímnio e hipolímnio), havendo que analisar o melhor ajuste para ambas as camadas.

As comparações foram realizadas para os períodos de estiagem e chuvoso, em razão da dinâmica hídrica (em quantidade e qualidade) estar diretamente vinculada à sazonalidade. O período de estiagem abrange as campanhas de monitoramento de abr/23, jun/23 e ago/23, enquanto o período chuvoso, compreende as demais campanhas. Apesar de abril ser comumente considerado um mês chuvoso, trata-se de uma época de transição pluviométrica e, devido a baixa pluviosidade acumulada em abr/23, foi considerado como o início da estiagem. Nesse sentido, foram obtidos valores pontuais por segmento dos dados simulados a partir de média aritmética dos resultados diários compreendidos nos mesmos intervalos dos períodos sobreditos.

Em seguida, para uso da inferência estatística, foi aplicado o teste t de amostra única de médias por meio da ferramenta Action do Excel. Apesar da pequena quantidade de dados observados, o que reduz a confiabilidade da inferência, esse teste foi utilizado para comparar a média dos valores observados em cada ponto de monitoramento com o valor médio pontual do segmento correspondente. Dessa forma, o teste de hipótese permitiu determinar se a média dos dados observados não difere do valor de referência (p-valor superior a 0,05).

Ademais, por questão hidráulica, o processo de calibração foi dividido em duas segmentações: a primeira do segmento 1 ao 4, que representa o ambiente lótico e de transição, uma vez que os segmentos 2, 3 e 4, apesar de integrarem o remanso do barramento, possuem menores profundidades e maiores velocidades que os demais segmentos do ambiente lântico, de forma que a primeira calibração foi realizada em função do ponto de monitoramento P01. Dados os resultados da primeira calibração, os dados de saída do segmento 4 foram utilizados como entrada da segunda segmentação, entre os segmentos 5 e 12, caracterizando o ambiente lântico, sendo utilizadas as estações de monitoramento P02 e P03 para esta calibração.

6.6 Capacidade de suporte

6.6.1 Limites ambientais

Um segmento de corpo de água deve manter ou alcançar uma condição de qualidade de acordo com os usos preponderantes pretendidos. A Deliberação Normativa Conjunta

COPAM/CERH 08:2022 (Minas Gerais, 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”. As águas doces são classificadas em cinco classes (especial, 1, 2, 3 e 4), segundo a qualidade requerida para os seus usos preponderantes e as condições ambientais dos corpos de água.

Para os cursos de água que ainda não possuem seu enquadramento aprovado, caso do rio Uberabinha, a sobredita legislação considera-nos como classe 2. O enquadramento de águas doces classe 2 reflete a qualidade da água apropriada a ser utilizada para os seguintes usos: consumo humano após tratamento convencional, à proteção das comunidades aquáticas, recreação de contato primário, irrigação de hortaliças, aquicultura e atividade de pesca.

Além da máxima carga de nutrientes e matéria orgânica carbonácea, o parâmetro clorofila *a* também foi avaliado na represa da PCH Malagone, como descreve o Quadro 3.

Quadro 3 - Padrões de qualidade para cursos de água doce classe 2.

Parâmetro	Unidade	Padrão Classe 2
DBO ₅	mg/L	< 5,00
OD	mg/L	> 5,00
Clorofila <i>a</i>	µg/L	30,00
P _{total}	mg/L	0,03 ⁽¹⁾ ; 0,05 ⁽²⁾
NO ₃	mg/L	10,00
NH ₃	mg/L	3,7 ⁽³⁾

Fonte: Minas Gerais (2022).

Legenda:

⁽¹⁾ em ambientes lênticos;

⁽²⁾ em ambientes intermediários, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lêntico;

⁽³⁾ Valores máximos permissíveis para NH₃: 3,7 mg/L N, para pH ≤ 7,5; 2,0 mg/L N, para 7,5 < pH ≤ 8,0; 1,0 mg/L N, para 8,0 < pH ≤ 8,5; 0,5 mg/L N, para pH > 8,5.

Nota: O pH esteve abaixo de 7,5 em todos os monitoramentos da série histórica considerada.

6.6.2 Índice de Estado Trófico – IET

No Estado de Minas Gerais, além do monitoramento dos parâmetros de qualidade da água, o Programa Águas de Minas (Instituto Mineiro de Gestão das Águas, 2023a) adota indicadores que representam a influência que as atividades desenvolvidas no entorno dos cursos d'água ocasionam nos ambientes aquáticos, utilizados para fornecer às autoridades e ao público em geral uma fácil compreensão.

Tendo em vista a eutrofização estabelecida no reservatório da PCH Malagone, este estudo utilizou o Índice de Estado Trófico – IET para estimar as cargas máximas poluentes de

nutrientes e matéria orgânica (em t/dia) que o corpo de água suporta para manutenção de estado mesotrófico e, na melhor situação, estado oligotrófico.

A metodologia de cálculo do indicador e os limites dos seis estados de trofia foram apresentados no item 5.2.

6.7 Cenários

A utilização de modelos matemáticos de qualidade da água é uma eficiente forma de analisar cenários de intervenção e medidas de controle ambiental (Von Sperling, 2007). Em vista disso, para avaliar a capacidade de suporte do reservatório artificial a fio de água da PCH Malagone, foram testados quatro cenários hidrológicos:

- Cenário 1: vazão média de 45,2606 m³/s da série histórica diária apurada na estação fluviométrica PCH Martins Jusante de 22/10/2022 a 31/12/2023;
- Cenário 2: vazão de 29,7000 m³/s, descarga líquida que resulta no reservatório tempo de residência imediatamente acima de 40 dias, caracterizando-o como ambiente lântico pela legislação vigente (ver Quadro 3 do item 6.6.1), a fim de avaliar P_{total} em panorama;
- Cenário 3: vazão mínima de referência Q_{7,10} igual a 6,2274 m³/s;
- Cenário 4: vazão crítica ou residual 50% da Q_{7,10} igual a 3,1137 m³/s.

Conforme o Parecer nº 1526/IGAM/URGA TM (Instituto Mineiro de Gestão das Águas, 2023b), que retifica a portaria de outorga 1902761/2021, válida até 06/04/2051, a PCH Martins (montante do trecho hídrico modelado) deve garantir que a vazão restituída, a jusante do empreendimento, não seja inferior a 6,2274 m³/s. A vazão de restituição é monitorada pelo empreendedor na estação fluviométrica PCH Martins Jusante que, conforme já citado, fornece os dados quantitativos de entrada ao presente estudo.

Portanto, considerando a Portaria IGAM nº 48, de 4 de outubro de 2019 (Instituto Mineiro de Gestão das Águas, 2019), que estabelece que o limite máximo de captações em recursos hídricos nas bacias hidrográficas do Estado de Minas Gerais é de 50% da Q_{7,10}, a vazão residual de entrada da PCH Malagone, em cenário crítico, é de 3,1137 m³/s.

Salienta-se que as simulações dos cenários foram realizadas em vazão constante para o mesmo período de tempo do processo de calibração, que abrange tempo de residência até mesmo para a vazão crítica do cenário 4. As grandezas hidrogeométricas e os dados

meteorológicos foram mantidas iguais aos utilizados no processo de calibração, podendo avaliar os limites ambientais e o IET em panorama sazonal.

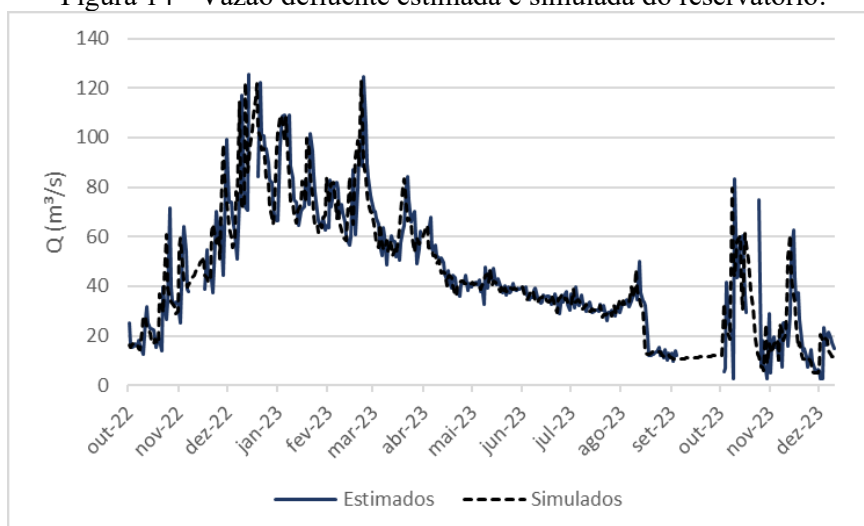
7 RESULTADOS

7.1 Validação hidráulica

Após provimento dos dados de entrada à ferramenta WASP, incluindo a vazão afluyente do rio Uberabinha, a topologia hídrica e as características geométricas dos segmentos, a simulação hidrodinâmica permite o balanço hídrico e fornece as principais variáveis hidráulicas por segmento, tais como profundidade líquida média e velocidade média do escoamento. Neste contexto, a validação da simulação hidráulica é etapa fundamental para dar prosseguimento à etapa de modelagem de qualidade da água. Um dos critérios adotados para esta validação foi o da comparação gráfica entre a vazão defluente estimada e simulada. A vazão defluente estimada foi calculada via balanço hídrico do reservatório a partir dos dados linimétricos (Equação 6). Em tese, esta variação de nível deve ser ajustada na ferramenta WASP a partir do padrão hidráulico *Ponded Weir* para as camadas de epilímnio, que utiliza a profundidade da barragem para controlar a vazão, cuja água verte por meio de um vertedor com crista ou soleira plana. Logo, a única saída de água do modelo é o segmento 12 da camada de epilímnio.

A Figura 14 expõe a comparação visual entre a vazão defluente estimada e a vazão de saída do segmento 12 epilímnio (simulada), denotando uma boa consistência entre as linhas. Ademais, apoiado pelo suplemento Action do Excel, utilizou-se o teste de Wilcoxon para dados pareados, obtendo p-valor de 0,024 para a associação em análise, ou seja, considerando 1% de significância, aceita-se a hipótese de igualdade do comportamento dos dados estimados e simulados.

Figura 14 - Vazão defluente estimada e simulada do reservatório.



Fonte: autoria própria.

Salienta-se que, para toda série temporal executada, também foram observadas as correspondências entre a simulação e a hidráulica estimada das seguintes variáveis de transporte hídrico: volume, tempo de residência, entrada e saída de vazão dos segmentos, profundidade líquida e velocidade da água.

7.2 Análise de sensibilidade dos coeficientes cinéticos

Após executar o modelo variando os termos cinéticos isoladamente em $\pm 50\%$ sobre o valor inicialmente adotado e aplicar a regressão linear múltipla com nível de confiança de 95%, observou-se a sensibilidade das variáveis de estado a estas oscilações. Sendo assim, conforme Tabela 6, a análise de sensibilidade mostrou, pelos valores em negrito, quais termos cinéticos possuem magnitude significativa (p-valor menor que 0,05) nas concentrações de cada variável de estado.

Tabela 6 - P-valores da análise de sensibilidade das variáveis independentes (coeficientes cinéticos) sobre as variáveis dependentes (variáveis de estado).

	NO	NO ₃	Clorofila <i>a</i>	NH ₃	DBO	OD	P _{total}
kan	1,00	2,50E-13	1,00	8,41E-07	3,38E-05	1,62E-16	1,00
kNO	5,75E-08	0,27	1,00	1,02E-07	0,89	0,03	1,00
kPorg	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
kd	1,00	4,46E-04	1,00	0,25	1,34E-12	4,50E-17	1,00
ka	1,00	0,99	1,00	1,00	0,96	9,66E-10	1,00
kcresc.fito	0,99	1,00	0,39	0,98	1,00	0,59	0,61
kC:Chl	0,74	0,88	1,00	0,88	0,93	0,02	1,37E-10
kresp.fito	0,95	0,92	5,13E-04	0,88	0,94	0,01	0,01
kmorte.fito	0,79	0,84	4,36E-09	0,92	0,95	0,33	5,47E-09
kC:N	0,74	0,99	1,00	0,91	1,00	0,99	1,00
kC:P	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,37E-10

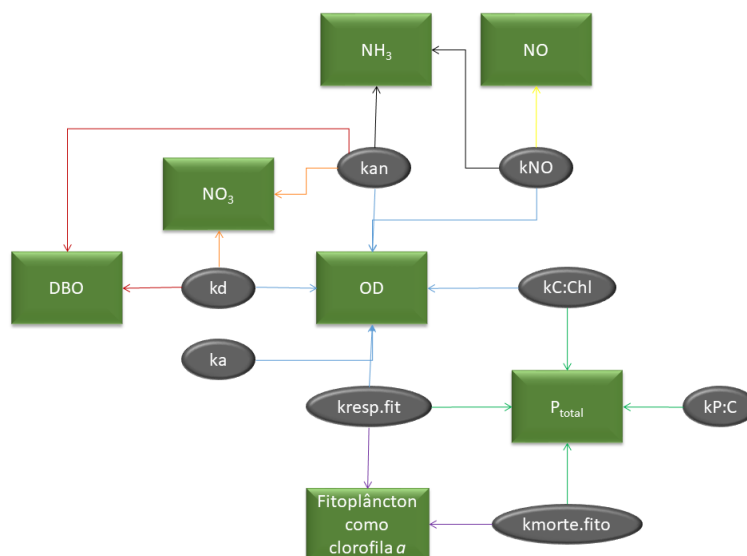
Fonte: autoria própria.

Legenda: kan: constante de nitrificação; kNO: constante de mineralização do NO dissolvido; kPorg: constante de mineralização do Porg dissolvido; kd: constante de desoxigenação global; ka: constante de reaeração natural; kcresc.fito constante de crescimento máximo do fitoplâncton; kC:Chl proporção de carbono para clorofila *a* do fitoplâncton; kresp.fito: constante de respiração do fitoplâncton; kmorte.fito: constante de mortalidade do fitoplâncton (predação não zoológica); kN:C: proporção de nitrogênio para carbono do fitoplâncton; kP:C: proporção de fósforo para carbono no fitoplâncton.

Para melhor entendimento da influência dos termos cinéticos nas variáveis de estado, apresenta-se o fluxograma da Figura 15. Em exemplo, percebe-se que o OD, principal indicador da qualidade de ecossistemas aquáticos por estar envolvido em muitos processos cinéticos, possui interferência estatisticamente significativa dos coeficientes kan, kNO, kd, ka, kC:Chl e

$k_{resp.fito}$. Destes, com exceção do k_a , todos possuem influência no balanço de massa de outra(s) variável(is) de estado.

Figura 15 - Fluxograma da influência dos termos cinéticos nas variáveis de estado.



Fonte: autoria própria.

Além das interações demonstradas, o comportamento de alguns parâmetros pode ser impactados por outros termos cinéticos, como o caso do fitoplâncton (clorofila a), que possui influência da constante $k_{cresc.fito}$, estatisticamente irrelevante, contudo, nesse estudo. Perante isso, salienta-se que, conforme Von Sperling (2007), a interpretação acerca da sensibilidade do modelo também depende do conhecimento, experiência e bom senso do analista.

Ante ao exposto, Lima Neto (2023) apurou, em seu estudo em reservatório tropical eutrofizado no Estado do Ceará, que os coeficientes $k_{cresc.fito}$ e $k_{resp.fito}$ controlam a dinâmica do fitoplâncton (clorofila a). Além disso, assim como no presente estudo, o autor citado apurou que as variáveis de estado OD e fósforo (na forma de P_{04}) são sensíveis a $k_{resp.fito}$. Ainda sobre as interações cinéticas do fitoplâncton, Salla, Alamy Filho e Pereira (2023) verificaram, em modelagem de qualidade da água em reservatório no rio Araguari, Estado de Minas Gerais, que $k_{cresc.fito}$, $k_{resp.fito}$ e $k_{morte.fito}$ foram sensíveis para OD, NO, NH_3 , P_{total} e fitoplâncton (clorofila a), além de que $k_{cresc.fito}$ também foi sensível ao NO_3 , o que corrobora que a cinética do fitoplâncton assume um papel central na eutrofização. Por conseguinte, a análise de sensibilidade do presente estudo retornou que, embora estatisticamente relevante em poucos casos, $k_{cresc.fito}$, $k_{resp.fito}$ e $k_{morte.fito}$ possuem certo grau de sensibilidade nas variáveis de estado OD, NO, NH_3 , P_{total} e fitoplâncton (clorofila a), além de $k_{resp.fito}$ e $k_{morte.fito}$ em DBO e NO_3 .

Em sequência, menciona-se que as principais fontes de oxigênio para a água são a atmosfera e a fotossíntese (Esteves, 1998). Logo, semelhante a este estudo, trabalhos como de Salla, Alamy Filho e Pereira (2023) e Mateus *et al.* (2015), também realizados no Triângulo Mineiro, constataram OD sensível a k_a . Esta variável de estado também se demonstrou sensível a k_d no presente estudo, assim como observado pelos autores supracitados e por Salla *et al.* (2013a) no baixo rio Uberabinha. Evidentemente, a variável de estado DBO possui sua dinâmica controlada primordialmente pela constante cinética k_d , concordante a Salla, Alamy Filho e Pereira (2023) e Salla *et al.* (2013a).

Neste trabalho, kNO demonstrou interferência estatisticamente significativa nas concentrações de NO e NH_3 , tal como apurado por Salla *et al.* (2013a). Semelhante a este estudo, o autor citado também conferiu NH_3 e NO_3 sensíveis a k_{an} , do mesmo modo que Salla, Alamy Filho e Pereira (2023) e Cunha (2019) em reservatórios situados na mesma região da PCH Malagone.

Salienta-se que a constante k_{an} também foi estatisticamente sensível para as variáveis de estado OD e DBO. Nesse ponto, se esclarece que as interações cinéticas também podem ser indiretamente relevantes. A nitrificação é a oxidação da matéria nitrogenada que, resumidamente, transforma NH_3 em NO_3 , ou seja, se trata de uma dinâmica que consome OD e, conseqüentemente, afeta a DBO no processo de degradação da matéria orgânica por organismos aeróbios. A conjuntura cinética descrita também pode explicar o porquê de k_d , constante de desoxigenação global pertencente à cinética da DBO e, conseqüentemente, do OD, ter sido detectado nesse estudo como sensível para NO_3 , pois a degradação aeróbia da matéria orgânica pode ditar a disponibilidade de OD para o processo de nitrificação.

Por fim, evidencia-se que, conforme abordado anteriormente, a variável de estado P_{total} esteve elencada à cinética do fitoplâncton, estatisticamente sensível nesse estudo pelos coeficientes $k_{resp.fito}$, $k_{morte.fito}$, $kC:Chl$ e $kP:C$. Destaca-se que P_{total} não foi sensível a kP_{org} , visto que no estudo não foi assumida a incorporação do nutriente inorgânico pelo fitoplâncton.

7.3 Calibração do modelo

Utilizou-se a visualização gráfica no processo de calibração; para isso foram plotados, em um mesmo gráfico, os dados observados de qualidade de água e simulados ao longo da distância, para obter os valores dos termos cinéticos que conduzem a valores simulados das variáveis de estado próximos aos valores medidos em campo nas estações P01, P02 e P03.

A Figura 16 expõe a comparação visual dos ajustes alcançados entre os dados monitorados em superfície e fundo com os resultados gerados na ferramenta WASP para as camadas de epilímnio e hipolímnio, respectivamente. Recapitula-se que as comparações foram realizadas para os períodos de estiagem e chuvoso, e que os valores pontuais por segmento dos dados simulados foram obtidos a partir de média aritmética dos resultados diários compreendidos nos intervalos destes períodos.

Não foi possível realizar o ajuste de clorofila *a*, uma vez que todos os resultados dos dados medidos em campo são inferiores ao limite de quantificação do método de 10,00 µg/L, valor muito acima até mesmo da maior concentração (2,91 µg/L) aferida na estação PB023, da qual proveem os dados qualitativos de entrada ao modelo. Mesmo caso para NO no período de estiagem, enquanto no período chuvoso foi possível comparar os valores acima do limite de quantificação do método para este parâmetro. No entanto, para os demais parâmetros de qualidade da água, que possuem resultados abaixo do limite de quantificação do método, estes foram considerados iguais ao limite, por se tratar de valores condizentes ao que é normalmente apurado para estas variáveis de estado.

Sobre os ajustes obtidos nos gráficos, nota-se, de forma geral, a flutuação dos dados observados das variáveis de estado. Certamente que essa variação de resultados dificultou o processo de calibração, onde buscou-se interceder a linha dos dados simulados nas proximidades de centro dos dados monitorados, ou seja, o mais equidistante possível dos extremos.

Além da visualização gráfica, foi realizada análise complementar estatística dos ajustes obtidos entre os dados simulados e observados por meio do teste t de amostra única. Os valores em negrito da Tabela 7, que são os p-valores superiores a 0,05, demonstram quais médias dos dados observados nas estações fluviométricas não diferem estatisticamente do valor de referência, ou seja, do valor simulado médio pontual do segmento correspondente. Percebe-se que, para todas as variáveis de estado, foram alcançados pelo menos um ajuste estatisticamente igual entre os dados observados e simulados, com destaque para as calibrações de NO₃, NH₃ e DBO. Por outro lado, OD se ajustou relativamente bem somente na camada de epilímnio e P_{total} somente na camada de hipolímnio, enquanto NO não foi representativo para o período chuvoso, exceto na comparação entre o segmento 12 na camada de hipolímnio e a estação P03 em monitoramento de fundo.

No entanto, a calibração do modelo compreende uma pequena série histórica de dados. Os poucos valores observados resultam em uma fraca inferência estatística, em que o refino do processo de calibração poderá ser realizado perante banco de dados mais abrangente.

Período de estiagem

Período chuvoso

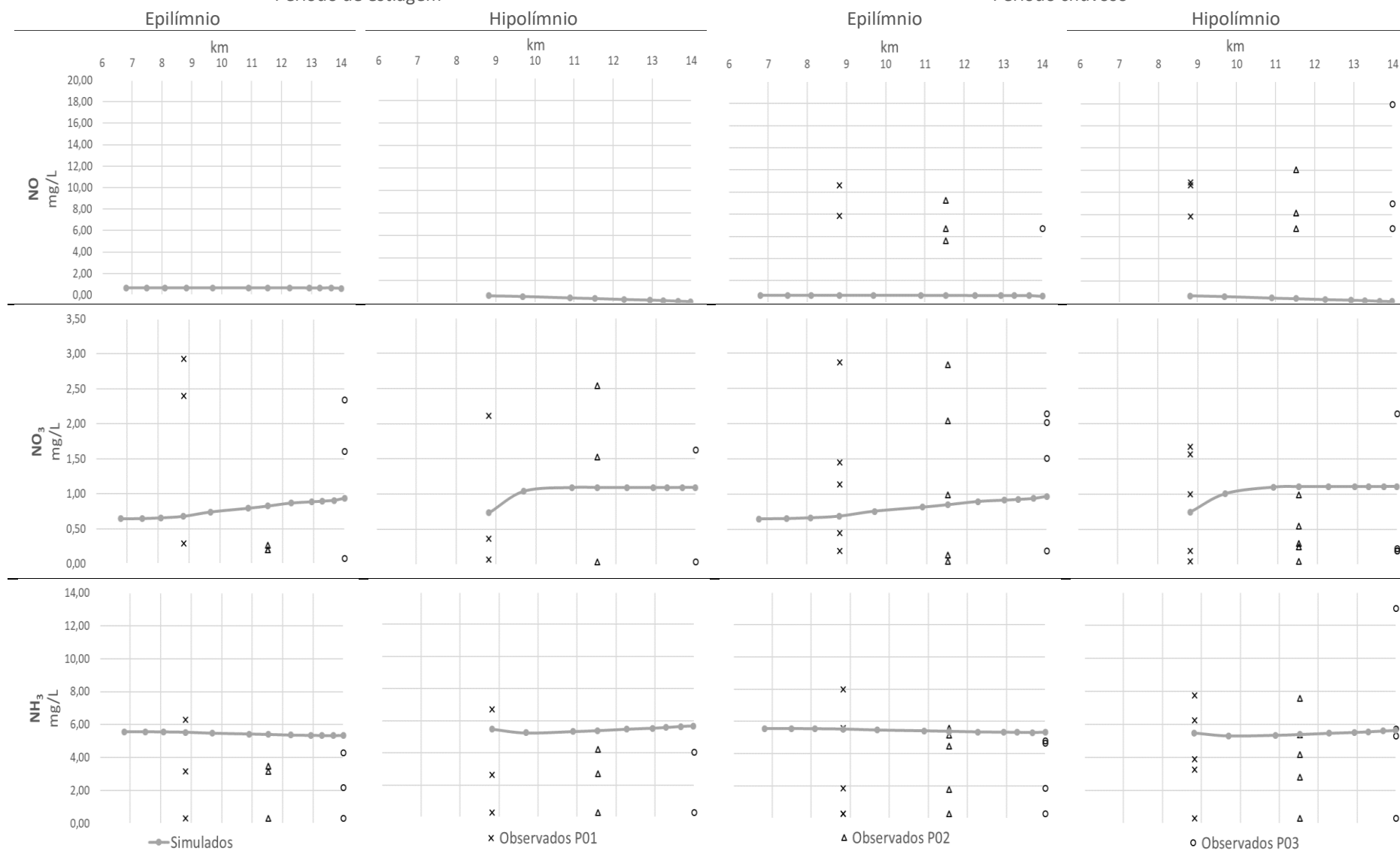
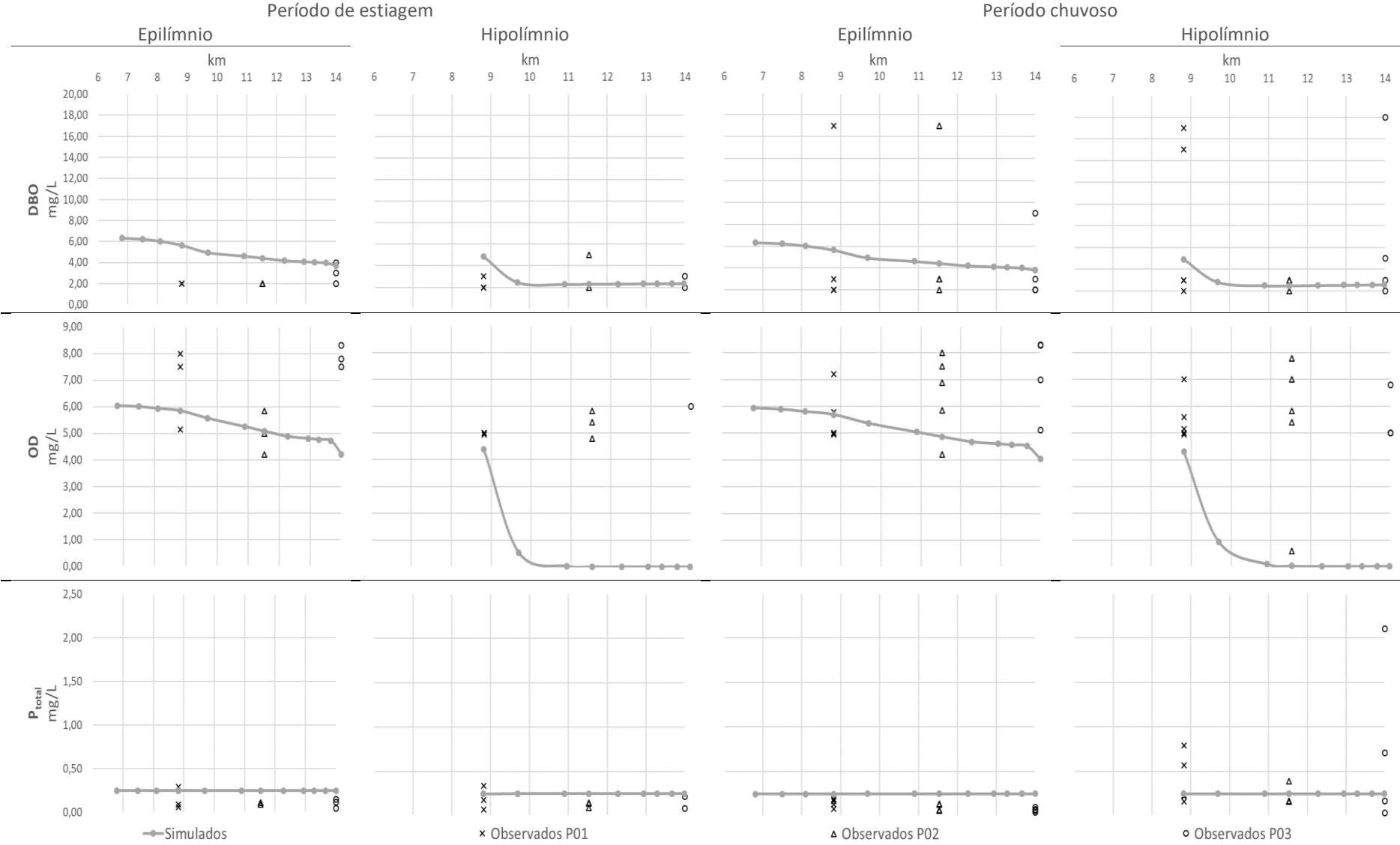


Figura 16 (continuação)



Fonte: autoria própria.

Tabela 7 - P-valores do teste t para amostra única de médias.

Parâmetro	Segmento	Estação	Camada	Período	
				Estiagem	Chuvoso
NO	4	P01	Epilímnio	-	0,10
	7	P02		-	0,03
	12	P03		-	-
	4	P01	Hipolímnio	-	0,01
	7	P02		-	0,03
	12	P03		-	0,08
NO ₃	4	P01	Epilímnio	0,27	0,31
	7	P02		0,00	0,51
	12	P03		0,61	0,39
	4	P01	Hipolímnio	0,85	0,68
	7	P02		0,74	0,00
	12	P03		0,51	0,15
NH ₄	4	P01	Epilímnio	0,32	0,20
	7	P02		0,09	0,13
	12	P03		0,12	0,12
	4	P01	Hipolímnio	0,35	0,41
	7	P02		0,17	0,55
	12	P03		0,36	0,74
DBO	4	P01	Epilímnio	0,02	0,81
	7	P02		0,03	0,87
	12	P03		0,12	0,83
	4	P01	Hipolímnio	0,01	0,43
	7	P02		0,45	0,00
	12	P03		0,19	0,48
OD	4	P01	Epilímnio	0,39	0,69
	7	P02		0,95	0,06
	12	P03		0,00	0,02
	4	P01	Hipolímnio	0,00	0,02
	7	P02		0,00	0,01
	12	P03		0,01	0,01
P _{total}	4	P01	Epilímnio	0,30	0,01
	7	P02		0,00	0,00
	12	P03		0,04	0,00
	4	P01	Hipolímnio	0,58	0,30
	7	P02		0,02	0,43
	12	P03		0,39	0,36

Fonte: autoria própria.

Diante da baixa confiabilidade da inferência estatística do teste t de amostra única, considera-se, com base na visualização gráfica, que os ajustes dos parâmetros NO_3 , NH_4 , DBO, OD e P_{total} foram representativos no processo de calibração.

Entretanto, os dados monitorados indicam certo grau de inconsistência, aludida pelos altos valores de OD nas amostragens de fundo do reservatório (consideradas alusivas à camada de hipolimnio). Nesta camada, que representa a zona afótica do corpo de água, a ausência de radiação solar impede a fotossíntese das microalgas e leva à redução da concentração de OD, além disso, a decomposição de matéria orgânica e a sedimentação de nutrientes e de detritos intensificam a desoxigenação da coluna d'água, podendo resultar em condições anóxicas (falta total de OD). Frente a isso, reforça-se que a interpretação de uma maior gama de dados observados será fundamental para o refino da calibração deste modelo hídrico.

O Quadro 4 exibe os valores calibrados dos coeficientes cinéticos obtidos no presente estudo para o baixo rio Uberabinha e PCH Malagone. A 1ª segmentação se trata do segmento 1 ao 4, que é o ambiente lótico e de transição, e a 2ª segmentação do segmento 5 ao 12, caracterizando o ambiente lântico.

Quadro 4 - Valores dos termos cinéticos adotados conforme literatura e obtidos nas calibrações.

Coeficiente	Un.	Literatura	1ª segmentação	2ª segmentação
Constantes globais				
Elevação acima do nível do mar	m	600	600	600
Água doce = 0; água salgada = 1	-	0	0	0
Nutrientes inorgânicos				
Constante de nitrificação a 20 °C	dia ⁻¹	0,01	0,05	0,05
Coeficiente de temperatura de nitrificação	-	1,07	1,07	1,07
Temperatura mínima para reação de nitrificação	°C	7	7	7
Constante de saturação média para limite de oxigênio de nitrificação	mgO ₂ /L	0,5	0,5	0,5
Nutrientes orgânicos				
Constante de mineralização de NO dissolvido a 20 °C	dia ⁻¹	0,4	0,05	0,05
Constante de mineralização de P _{org} dissolvido a 20 °C	dia ⁻¹	0,01	0,01	0,01
Coeficiente de temperatura de mineralização de NO dissolvido	-	1,08	1,08	1,08
Coeficiente de temperatura de mineralização de P _{org} dissolvido	-	1,08	1,08	1,08

Quadro 4 (continuação)

Coefficiente	Un.	Literatura	1^a segmentação	2^a segmentação
DBO				
Constante de desoxigenação global a 20 °C	dia ⁻¹	0,06	1,00	0,45
Coefficiente de correção de temperatura da desoxigenação global	-	1,047	1,047	1,047
Limite de oxigênio de meia saturação da DBO	mgO ₂ /L	0,5	0,5	0,5
OD				
Constante de reaeração natural a 20 °C	dia ⁻¹	0,04	2,50	0,50
Razão estequiométrica de oxigênio para carbono	-	2,667	2,667	2,667
Correção de temperatura θ de reaeração	-	1,024	1,024	1,024
Correção de temperatura θ para demanda de fundo de oxigênio	-	1	1	1
Limite de luz no fundo para inibir demanda de fundo de oxigênio	W/m ²	0	0	0
Fitoplâncton como clorofila <i>a</i>				
Constante de crescimento máximo do fitoplâncton a 20 °C	dia ⁻¹	1	1	1
Proporção de carbono para clorofila <i>a</i> do fitoplâncton	mgC/mg clorofila <i>a</i>	50	50	50
Constante de respiração do fitoplâncton a 20 °C	dia ⁻¹	0,1	0,1	0,1
Constante de mortalidade do fitoplâncton (predação não zoológica)	dia ⁻¹	0	0	0
Coefficiente de temperatura de crescimento do fitoplâncton	-	1,068	1,068	1,068
Coefficiente de temperatura da respiração do fitoplâncton	-	1,07	1,07	1,07
Proporção de nitrogênio para carbono do fitoplâncton	mgN / mgC	0,25	0,25	0,25
Proporção de fósforo para carbono no fitoplâncton	mgP /mgC	0,025	0,025	0,025

Fonte: autoria própria.

Pelo Quadro 4, percebe-se que não foi possível calibrar os coeficientes relacionados aos processos cinéticos do fitoplâncton (clorofila *a*), uma vez que todos resultados das medições de campo são inferiores ao limite de quantificação do método, impossibilitando, assim, o uso dos dados mensurados. Como consequência, os ajustes dos demais termos cinéticos considerados como sensíveis podem ter sido afetados, pois, conforme discutido anteriormente no item 7.2, a cinética do fitoplâncton possui certo grau de sensibilidade em todas as variáveis de estado consideradas neste estudo, mesmo que estatisticamente relevante em poucos os casos.

Sobre os valores calibrados, o resultado obtido de k_a para a 1^a segmentação de 2,50 dia⁻¹ foi bastante discrepante ao que obtiveram Salla *et al.* (2013a) no baixo curso do rio

Uberabinha de $0,04 \text{ dia}^{-1}$, em trecho a montante do segmento hídrico modelo no presente estudo. No entanto, também para o baixo rio Uberabinha, o menor valor obtido de k_a por Fernandes (2016) foi de $5,20 \text{ dia}^{-1}$. As alterações nas características geométricas e hidrodinâmicas influenciam no ajuste do k_a (Saito *et al.*, 2024), até para um mesmo curso de água, pois, segundo Guimarães *et al.* (2018), a turbulência da superfície líquida ocasionada pela declividade de fundo e variação da vazão gera discrepância no valor de k_a . Corpos de água mais rasos e mais velozes tendem a possuir um maior k_a , devido, respectivamente, à maior facilidade de mistura ao longo da profundidade e à criação de maiores turbulências na superfície (Von Sperling, 2007). Nesse contexto, o trecho da 1ª segmentação se trata, em grande parte, de corredeiras, e o valor obtido de $2,50 \text{ dia}^{-1}$ para k_a é condizente à bibliografia consagrada de Von Sperling (2007), que indica que corredeiras em corpos de água rasos (coluna de água menor que 1,5 m) possuem k_a superior a $1,61 \text{ dia}^{-1}$. Por conseguinte, valores de k_a acima de $2,50 \text{ dia}^{-1}$, para ambientes lóticos, são frequentemente encontrados na bibliografia, tais como Saito *et al.* (2024), Luz, Tomazoni e Pokrywiechi (2019), Lima, Mamede e Lima Neto (2018), Mateus *et al.* (2015) e Salla *et al.* (2013b).

Já em ambiente lântico, em escala reduzida de reaeração em comparação ao ambiente lótico, a área superficial governa a transferência de massa global na interface ar/água (Cunha, 2019). Sendo assim, o valor de k_a obtido para a 2ª segmentação de $0,50 \text{ dia}^{-1}$ é inferior ao obtido na 1ª segmentação; no entanto, este resultado é superior aos valores alcançados por Salla, Alamy Filho e Pereira (2023) de $0,05 \text{ dia}^{-1}$ para a camada de epilíminio do reservatório Amador Aguiar I no rio Araguari e por Cunha (2019) de $0,10 \text{ dia}^{-1}$ para os reservatórios Batalha e Serra do Facão no rio São Marcos, corpos de água situados na mesma região climática da PCH Malagone. Salienta-se que, pelas medições da profundidade de Secchi, percebeu-se que o reservatório da PCH Malagone tende a ter uma pequena camada de epilímnio, o que pode conferir maior velocidade da água nas proximidades de superfície e, consequentemente, maiores trocas gasosas com a atmosfera. Logo, tendo em vista que a calibração de k_a nesse estudo foi realizada em função das concentrações apuradas de OD na camada de epilíminio, isso pode justificar o maior valor obtido de k_a em comparação aos estudos supracitados.

Acerca do coeficiente k_d , Saito *et al.* (2024) citam que essa constante tem uma relação direta com a carga de matéria orgânica existente no corpo hídrico, sendo que o lançamento de esgoto sanitário bruto no curso de água proporciona um maior valor para k_d , quando comparado ao esgoto tratado. No entanto, o valor de k_d de $0,06 \text{ dia}^{-1}$ obtido por Salla *et al.* (2013a) para o rio Uberabinha, a jusante do lançamento do efluente doméstico tratado de Uberlândia-MG, foi bem inferior ao obtido na 1ª segmentação desse estudo de $1,00 \text{ dia}^{-1}$. A constante k_d de 1,00

dia^{-1} encontra-se em ordem de grandeza semelhante à de $0,85 \text{ dia}^{-1}$ obtido por Oliveira Filho (2014) no rio Poti e de $1,10 \text{ dia}^{-1}$ por Pereira, Paz e Barbosa (2019) no baixo rio Capibaribe, corpos de água sob influência urbana, situados no nordeste do Brasil em zona equatorial, mas de clima tropical (IBGE, 2002). No entanto, no rio Uberabinha, imediatamente a montante da 1ª segmentação desse estudo, o processo de calibração concebeu a Fernandes (2016) o intervalo de k_d entre $0,21$ e $0,50 \text{ dia}^{-1}$.

Naturalmente, devido a menor disponibilidade de OD no ambiente lântico em comparação ao lótico, o valor de k_d de $0,45 \text{ dia}^{-1}$ atingido na 2ª segmentação é menor do que da 1ª segmentação de $1,00 \text{ dia}^{-1}$. Assim como na 1ª segmentação, k_d na 2ª segmentação demonstra estar engrandecido, uma vez que Tercini (2014) obteve k_d calibrado de $0,282$ e $0,183 \text{ dia}^{-1}$ para os reservatórios Pirapora e Rasgão, respectivamente, em trecho poluído do rio Tietê. Ademais, segundo Von Speling (2007), o valor de $0,45 \text{ dia}^{-1}$ de k_d é usual para rios profundos recebendo esgoto bruto. Os altos valores de k_d calibrados nesse estudo para as duas segmentações estão associados às baixas concentrações, em geral, da DBO, em muitas campanhas apuradas igual ou menor a $2,00 \text{ mg/L}$ nas estações de qualidade da água da PCH Malagone, representando uma alta desoxigenação do trecho hídrico em estudo quando comparado ao valor médio de entrada do modelo de $7,03 \text{ mg/L}$. Contudo, considerando todas as medições das três estações no período utilizado no processo de calibração do modelo (ver Tabela 5 no item 6.5), há resultados de DBO iguais ou acima de $5,00 \text{ mg/L}$ em quase 20% das amostragens. Sendo assim, reitera-se que o processo de calibração deve ser refinado perante maior gama de dados apurados.

Sobre a constante k_{an} , valores superiores ao alcançado na 1ª segmentação de $0,05 \text{ dia}^{-1}$ são encontrados na bibliografia para ambientes lóticos recebendo carga poluidora na mesma região do rio Uberabinha, ou seja, inseridos na mesma região climática, tais como $0,10 \text{ dia}^{-1}$ em Salla *et al.* (2013b) e $0,70 \text{ dia}^{-1}$ em Ponce (2025). Ponce (2025) cita que este alto valor foi motivado pela elevada carga afluente de NH_3 no curso de água estudado; no entanto, trata-se de um corpo hídrico de pequeno porte. Já no trabalho de Salla *et al.* (2013b), o objeto de estudo foi o rio Jordão, curso de água com vazão média cerca de quatro vezes menor que do rio Uberabinha. Sendo assim, devido a diferença de porte dos cursos de água, mas em perspectiva semelhante de qualidade da água, o valor de k_{an} de $0,05 \text{ dia}^{-1}$ obtido no presente estudo se demonstra consonante ao calibrado por Salla *et al.* (2013b) de $0,10 \text{ dia}^{-1}$, pois, segundo Ponce (2025), copos hídricos de maiores vazões tendem a apresentar menores valores de k_{an} .

Na 2ª segmentação, o valor de k_{an} de $0,05 \text{ dia}^{-1}$ se manteve. Salla, Alamy Filho e Pereira (2023) e Cunha (2019) obtiveram o valor de $0,01 \text{ dia}^{-1}$ em reservatórios de boa qualidade da

água na mesma região onde se insere a PCH Malagone. Logo, em perspectiva de qualidade da água, acredita-se que o valor obtido neste estudo esteja em concordância, uma vez que os coeficientes bioquímicos se elevam em corpos de água que recebem cargas poluidoras de origem sanitária (Cunha, 2019) e, por esse motivo, a represa da PCH Malagone possui qualidade da água inferior em relação aos corpos de água dos estudos supracitados.

A constante k_{NO} de $0,05 \text{ dia}^{-1}$, obtida nesse estudo, em ambas as segmentações, encontra-se na mesma ordem de grandeza dos valores máximos obtidos no baixo rio Uberabinha por Salla *et al.* (2014) e Fernandes (2016) de $0,04$ e $0,06 \text{ dia}^{-1}$, respectivamente. No entanto, no que tange ao ambiente lântico, o valor apresentado está acima ao alcançado por Salla, Alamy Filho e Pereira (2023) na represa Amador Aguiar I no rio Araguari de $0,002 \text{ dia}^{-1}$. Já a constante k_{Porg} , por não se demonstrar sensível a nenhuma variável de estado, como apresentado anteriormente no item 7.2, se manteve no mesmo valor adotado via literatura de $0,01 \text{ dia}^{-1}$ em ambas as segmentações. Salla, Alamy Filho e Pereira (2023) alcançaram este mesmo valor na represa Amador Aguiar I no rio Araguari.

7.4 Capacidade de suporte

Após o processo de calibração dos coeficientes cinéticos, prosseguiu-se para a etapa de avaliação da capacidade de suporte da represa da PCH Malagone.

7.4.1 Limites ambientais

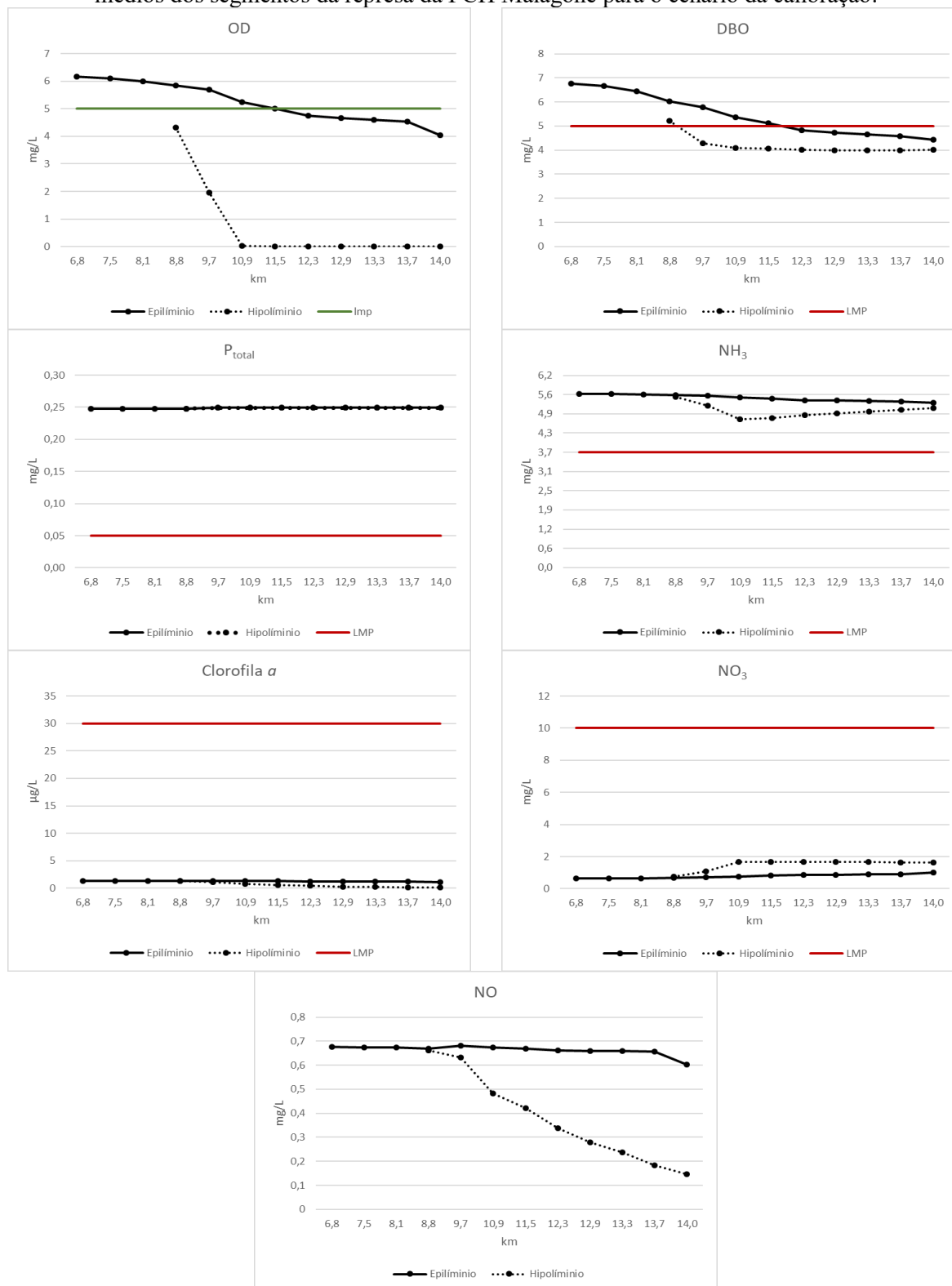
No que tange aos limites ambientais propostos pela Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH 08:2022 (Minas Gerais, 2022), salienta-se que, para o caso do rio Uberabinha, a capacidade de suporte representa a capacidade do corpo de água em sustentar as atividades humanas mantendo, ao mesmo tempo, um ambiente hídrico classe 2. Nesse caso, a capacidade de suporte significa que os dados de entrada das variáveis de estado no modelo devem ser tais que não excedam os padrões da classe 2 em nenhum tempo e distância do rio Uberabinha.

7.4.1.1 Dados de entrada reais

A princípio, averiguou-se o comportamento das variáveis de estado ao longo do corpo hídrico para o modelo do processo de calibração (ver Figura 17), que conta como dados de entrada qualitativos a média de valores reais apurados na estação fluviométrica PB023 entre

setembro de 2022 e dezembro de 2023. Os resultados pontuais que compõem os perfis longitudinais referem-se à média aritmética da série temporal de cada segmento.

Figura 17 - Comparação gráfica em perfil longitudinal dos limites ambientais com os resultados médios dos segmentos da represa da PCH Malagone para o cenário da calibração.



Fonte: autoria própria.

Legenda: Imp: limite mínimo permitido; LMP: Limite Máximo Permitido;

Nota: O LMP do parâmetro P_{total} foi considerado igual a 0,05 mg/L, pois o tempo de residência médio do caso em análise é menor que 40 dias e, assim, o corpo de água caracteriza-se como ambiente intermediário.

Verifica-se, pela Figura 17, que a concentração de OD decai no decorrer do curso de água, ficando abaixo do limite mínimo permitido (5,00 mg/L) na camada de epilânio após o decorrer de 12,0 km (correspondente ao segmento 8), consequência, principalmente, da degradação da matéria orgânica, representada pela diminuição da concentração da DBO, que fica em conformidade com o limite ambiental (abaixo de 5,00 mg/L) após os km 12,0 (segmento 8) e 9,7 (segmento 5) nas camadas de epilânio e hipolânio, respectivamente. Nessa conjuntura, a concentração de OD na camada de hipolânio atinge a condição anóxica (ausência de OD) após a distância de 11,0 km, correspondente ao segmento 6.

Os altos valores mensurados das variáveis de estado P_{total} e NH_3 no ponto de monitoramento de qualidade da água PB023 e inseridos como dados de entrada no modelo, resultaram em concentrações acima dos limites máximos permitidos ao longo de toda segmentação hídrica. Salientando que o P_{total} , nutriente considerado como limitante no processo de eutrofização, tem sido o agente em destaque na atual qualidade ruim da água da PCH Malagone. No mais, clorofila *a* e NO_3 mantiveram conformidade ambiental de suas concentrações em toda distância do corpo hídrico.

7.4.1.2 Dados de entrada ajustados aos limites ambientais por cenário

Acerca dos quatro cenários propostos, inicialmente salienta-se que as concentrações de clorofila *a*, NO e OD foram assumidas como fixas para avaliar a capacidade de suporte das demais variáveis de estado. O primeiro critério adotado para averiguar os limites ambientais foi o de fixar OD de entrada em 5,00 mg/L, que corresponde à sua concentração mínima permitida, conforme apresentado na Tabela 8. Por conseguinte, os parâmetros NO e clorofila *a* foram fixados em suas respectivas observações máximas de 0,94 mg/L e 2,91 µg/L no ponto de monitoramento PB023 entre setembro de 2022 e dezembro de 2023. É necessário esclarecer que altos valores de clorofila *a* elevam as concentrações de NH_3 e P_{total} . Por esse motivo, a concentração de entrada de clorofila *a* foi definida em 2,91 µg/L, em vez de um valor próximo ao seu limite ambiental de 30,00 µg/L. Essa escolha se baseou na necessidade de representar a condição mais desfavorável e restritiva dentro da série histórica considerada, mas permitindo, ao mesmo tempo, que fossem determinados valores mais elevados de referência para NH_3 e

P_{total} , parâmetros que comumente possuem concentrações registradas acima de seus limites ambientais no ponto de monitoramento PB023.

A variável de estado P_{total} também possui um único valor de entrada, como será explicado adiante, enquanto DBO, NH_3 e NO_3 influenciam-se mutuamente e, por isso, apresentam diferentes combinações para a avaliação da capacidade de suporte. Dessa forma, a Tabela 8 deve ser analisada linha por linha, sendo que para os valores fixos de clorofila a , NO, OD e P_{total} , cada combinação de DBO, NH_3 e NO_3 representa uma situação em que os dados de entrada das variáveis de estado não excedem os padrões da classe 2 em nenhum tempo e distância do trecho hídrico modelado. No cenário 1, por exemplo, diagnosticaram-se cinco combinações que mantêm a qualidade da água dentro dos limites ambientais em toda segmentação hídrica.

Tabela 8 - Valores de referência de entrada em cada cenário para que as variáveis de estado se encontrem nos limites de classe 2 em toda segmentação hídrica em estudo.

encontram nos limites de classe 2 em toda segmentação hidrica em estado.													
P _{total}		Clorofila <i>a</i>		NO		OD		DBO		NH ₃		NO ₃	
mg/ L	t/ dia	µg/ L	t/ dia	mg/ L	t/ dia	mg/ L	t/ dia	mg/ L	t/ dia	mg/ L	t/ dia	mg/ L	t/ dia
Cenário 1: vazão média de 45,2606 m³/s													
0,043	0,168	2,91	0,0114	0,94	3,68	5,00	19,55	5,00	19,55	0,75	2,93	9,60	37,54
								4,50	17,60	1,50	5,87	9,50	37,15
								4,00	15,64	2,00	7,82	9,30	36,37
								3,50	13,69	3,00	11,73	9,10	35,59
								3,00	11,73	3,70	14,47	9,00	35,19
Cenário 2: vazão de 29,7000 m³/s que provém tempo de residência ao reservatório imediatamente acima de 40 dias, caracterizando-o como ambiente lântico pela legislação vigente													
0,023	0,059	2,91	0,0075	0,94	2,41	5,00	12,83	5,00	12,83	1,00	2,57	9,50	24,38
								4,50	11,55	1,75	4,49	9,30	23,86
								4,00	10,26	2,50	6,42	9,25	23,74
								3,50	8,98	3,25	8,34	9,10	23,35
								2,75	7,06	3,70	9,49	9,00	23,09
Cenário 3: vazão mínima de referência de 6,2274 m³/s													
0,023	0,012	2,91	0,0016	0,94	0,51	5,00	2,69	5,70	3,07	2,50	1,35	9,25	4,98
								5,00	2,69	3,00	1,61	9,15	4,92
								4,00	2,15	3,70	1,99	8,95	4,82
Cenário 4: vazão crítica ou residual de 3,1137 m³/s													
0,023	0,006	2,91	0,0008	0,94	0,25	5,00	1,35	6,30	1,69	3,70	1,00	8,30	2,23

Fonte: autoria própria.

Nota: Os valores especificados na tabela não garantem a concentração de OD acima de 5,00 mg/L para a segmentação da camada de hipolimnion em todos os cenários e nem para o segmento 12 da camada de epilimnion nos cenários 1 e 2;

No cenário 1 o LMP de P_{total} é 0,05 mg/L (ambiente intermediário), enquanto nos cenários 2, 3 e 4 o LMP é de 0,03 mg/L (ambientes lânticos);

Para estabelecimento do estado de trofia mesotrófico, a concentração de P_{total} no cenário 1 deve ser menor do que a indicada na presente tabela, como será apresentado no item 7.4.2 adiante.

Com base nos resultados apresentados na Tabela 8, esclarece-se, inicialmente, que não se avaliou OD superior a 5,00 mg/L no hipolímnio em nenhum dos cenários, uma vez que essa camada atinge a condição anóxica (ausência de OD). Por isso, não foi possível obter, nos cenários 1 e 2, OD acima de 5,00 mg/L no segmento 12 da camada de epilímnio, o qual é a saída de água do sistema e, conseqüentemente, está em mistura com a segmentação final da camada de hipolímnio, o que prejudica sua concentração de OD. Sendo assim, os resultados da Tabela 8, para estes cenários, asseguram OD acima de 5,00 mg/L até o segmento 11 da camada de epilímnio. Ressalta-se que, para que o segmento 12 da camada de epilímnio tenha concentração de OD acima de 5,00 mg/L nos cenários 1 e 2, as concentrações de entrada de DBO e NH_3 devem ser muito baixas, condição não condizente com a real.

Por conseguinte, as vazões diminutas dos cenários 3 e 4 proporcionam maiores tempos de residência no primeiro trecho do modelo hídrico (segmentos 1 ao 4 - ambientes lótico e de transição), de elevada reaeração, pois a menor profundidade favorece a movimentação da coluna de água e sua troca gasosa com a atmosfera, aumentando a concentração de OD de forma a permitir sua avaliação até o segmento 12 da camada de epilímnio.

Além dos valores de entrada fixos de OD, clorofila *a* e NO_3 , P_{total} não sofreu influência da variação dos demais parâmetros (DBO, NH_3 e NO_3) e, por isso, também possui um único valor de entrada. Ocorrendo que o limite ambiental de P_{total} é 0,05 mg/L no cenário 1 (ambiente intermediário) e 0,03 mg/L nos cenários 2, 3 e 4 (ambientes lênticos), tem-se que, no cenário 1, a entrada de 0,043 mg/L assegura que P_{total} não seja excedido para além de seu limite em toda segmentação hídrica, enquanto a entrada de 0,023 mg/L provém esta conformidade para os cenários 2, 3 e 4.

No que tange aos valores da DBO, NH_3 e NO_3 , as combinações de DBO e NH_3 são para garantir tanto OD igual ou acima de 5,00 mg/L quanto suas próprias conformidades ambientais, enquanto a concentração de NO_3 é inversamente proporcional à concentração de NH_3 , sendo que os valores indicados na Tabela 8 asseguram sua concentração abaixo de 10,00 mg/L para cada caso. Por exemplo, no cenário 1, os resultados indicam que se a entrada da DBO estiver no máximo definido pela legislação para classe 2 de 5,00 mg/L, NH_3 deve ser no máximo 0,75 mg/L para que DBO e OD permaneçam dentro dos limites ambientais ao longo da segmentação hídrica. Ressalta-se que, apesar do baixo valor previsto para NH_3 neste caso, houve aferição similar durante a série histórica considerada no estudo de 0,72 mg/L em set/22. Por outro lado,

ainda considerando o cenário 1 como exemplo, para entrada de NH_3 em seu limite ambiental de 3,70 mg/L, a concentração de DBO deve ser de no máximo 3,00 mg/L para que OD permaneça em conformidade ao longo da segmentação hídrica.

Reitera-se que os valores de referência das variáveis de estado não foram testados somente em função de OD, mas também para suas próprias conformidades ambientais. No cenário 2, por exemplo, para a entrada de NH_3 em 3,70 mg/L, a entrada de DBO poderia ser de até 3,00 mg/L que OD permaneceria igual ou superior a 5,00 mg/L ao longo da segmentação hídrica, porém a própria NH_3 superaria o limite de 3,70 mg/L no reservatório. Nesse caso, a concentração de entrada de DBO deve ser no máximo 2,75 mg/L para que NH_3 se mantenha abaixo de 3,70 mg/L em toda segmentação hídrica.

Nos cenários 3 e 4, conforme já discutido, as pequenas vazões proporcionam maiores tempos de residência no primeiro trecho do modelo hídrico de reaeração elevada, favorecendo a degradação da matéria orgânica. Portanto, mesmo com as concentrações de entrada de 5,70 e 6,30 mg/L nos cenários 3 e 4, respectivamente, a DBO rapidamente decai e, já no segmento 1, se mantém abaixo de 5,00 mg/L. Para estes casos, as concentrações de NH_3 devem ser de, no máximo, 2,50 e 3,70 mg/L nos cenários 3 e 4, respectivamente, para que OD permaneça acima de 5,00 mg/L em toda segmentação hídrica.

Evidencia-se que concentrações de DBO acima de 5,00 mg/L são assentidas pela legislação vigente para cursos de água classes 2 e 3, conforme declara o § 1º do art. 10º da Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH 08:2022 (Minas Gerais, 2022):

Os limites de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), estabelecidos para as águas doces de classes 2 e 3, poderão ser elevados, caso o estudo da capacidade de autodepuração do corpo receptor demonstre que as concentrações mínimas de oxigênio dissolvido (OD) previstas não serão desobedecidas, nas condições de vazão de referência, com exceção da zona de mistura.

A concentração máxima de DBO obtida no cenário 3 (vazão de referência) de 5,70 mg/L denota a carga de 3,07 t/dia que o corpo hídrico pode receber sem comprometer a qualidade da água e seus usos determinados pela classe de enquadramento. Logo, atenta-se que essa verificação não deve ser feita em termos de concentração, mas sim de carga poluidora, uma vez que para o cenário 1, por exemplo, a concentração de DBO de 5,70 mg/L representa uma carga de 22,29 t/dia, enquanto se averiguou, para esse cenário, a capacidade de suporte máxima da DBO de 19,55 t/dia (condicionada à carga de NH_3 de 2,93 t/dia).

Em suma, os resultados obtidos corroboram para o planejamento dos recursos hídricos em nível de bacia hidrográfica, pois se percebe que, mesmo que os padrões de qualidade da água classe 2 sejam verificados na estação fluviométrica PB023 (início da segmentação hídrica do modelo), não é assegurado que a água do reservatório da PCH Malagone, a jusante, estará nas mesmas condições. Logo, a descontinuidade do fluxo natural do rio promovido pela barragem tem potencial de influenciar na qualidade da água.

7.4.2 Índice de Estado Trófico – IET

Além dos padrões de qualidade da água definidos pela legislação pertinente, é considerável interpretar índices e indicadores ambientais, vistos como ferramentas de informação que avaliam um aspecto particular do componente de interesse.

À vista disso e frente a realidade de uma represa com alta concentração de nutrientes, o uso do Índice de Estado Trófico - IET é fundamental para avaliar a eutrofização, que se trata de um problema ambiental de especial preocupação porque pode afetar os múltiplos usos dos recursos hídricos, restringindo-os devido a deterioração aquática.

Tomando como dados de entrada ao modelo os resultados da Tabela 8, os valores de clorofila *a* e P_{total} utilizados para cálculo do IET referem-se à média aritmética da série temporal de cada segmento para a camada de epilânio, pois a metodologia define que as concentrações utilizadas das variáveis de estado devem ser aquelas medidas à superfície da água. Ademais, para o segmento 1, utilizaram-se as Equações 1 e 2, definidas para rios, e para os segmentos 2 ao 12 as Equações 3 e 4, definidas para reservatórios.

Além dos quatro cenários propostos, o IET também foi avaliado para o modelo do processo de calibração, conforme resultados apresentados na Tabela 9, lembrando que a metodologia define o arredondamento da primeira casa decimal do valor do IET.

Tabela 9 - Resultados do IET para o modelo do processo de calibração e para os quatro cenários propostos.

Segmentos	P_{total} (g/L)	P_{total} (ug/L)	Clorofila <i>a</i> (ug/L)	IET(PT)	IET(CL)	IET
Modelo do processo de calibração						
1	0,248	247,70	1,36	64	50	57
2	0,248	247,70	1,35	76	52	64
3	0,248	247,70	1,35	76	52	64
4	0,248	247,70	1,34	76	52	64
5	0,249	249,37	1,33	76	52	64
6	0,249	249,37	1,30	76	52	64

Mesotrófico
Supereutrófico
Supereutrófico
Supereutrófico
Supereutrófico
Supereutrófico

Tabela 9 (continuação)

Tabela 3 (continuação)							
Segmentos	P _{total} (g/L)	P _{total} (ug/L)	Clorofila <i>a</i> (ug/L)	IET(PT)	IET(CL)		IET
7	0,249	249,37	1,29	76	52	64	Supereutrófico
8	0,249	249,37	1,27	76	52	64	Supereutrófico
9	0,249	249,37	1,26	76	52	64	Supereutrófico
10	0,249	249,37	1,26	76	52	64	Supereutrófico
11	0,249	249,37	1,25	76	52	64	Supereutrófico
12	0,249	249,35	1,13	76	51	64	Supereutrófico
Cenário 1							
1	0,047	46,64	2,90	56	56	56	Mesotrófico
2	0,047	46,64	2,90	66	56	61	Eutrófico
3	0,047	46,64	2,89	66	56	61	Eutrófico
4	0,047	46,64	2,88	66	56	61	Eutrófico
5	0,050	50,23	2,86	66	56	61	Eutrófico
6	0,050	50,24	2,82	66	56	61	Eutrófico
7	0,050	50,24	2,79	66	56	61	Eutrófico
8	0,050	50,24	2,76	66	56	61	Eutrófico
9	0,050	50,24	2,75	66	56	61	Eutrófico
10	0,050	50,24	2,74	66	56	61	Eutrófico
11	0,050	50,24	2,74	66	56	61	Eutrófico
12	0,050	50,25	2,48	66	55	61	Eutrófico
Cenário 2							
1	0,027	26,64	2,90	53	56	55	Mesotrófico
2	0,027	26,64	2,89	62	56	59	Mesotrófico
3	0,027	26,64	2,88	62	56	59	Mesotrófico
4	0,027	26,64	2,86	62	56	59	Mesotrófico
5	0,030	30,22	2,83	63	56	59	Mesotrófico
6	0,030	30,22	2,77	63	56	59	Mesotrófico
7	0,030	30,22	2,74	63	56	59	Mesotrófico
8	0,030	30,22	2,69	63	56	59	Mesotrófico
9	0,030	30,22	2,68	63	56	59	Mesotrófico
10	0,030	30,22	2,67	63	56	59	Mesotrófico
11	0,030	30,22	2,65	63	56	59	Mesotrófico
12	0,030	30,24	2,39	63	55	59	Mesotrófico
Cenário 3							
1	0,027	26,64	2,87	53	56	54	Mesotrófico
2	0,027	26,64	2,85	62	56	59	Mesotrófico
3	0,027	26,64	2,81	62	56	59	Mesotrófico
4	0,027	26,64	2,72	62	56	59	Mesotrófico
5	0,030	30,04	2,59	63	55	59	Mesotrófico
6	0,030	30,04	2,38	63	55	59	Mesotrófico
7	0,030	30,05	2,26	63	55	59	Mesotrófico
8	0,030	30,05	2,10	63	54	59	Mesotrófico
9	0,030	30,05	2,05	63	54	59	Mesotrófico
10	0,030	30,05	2,02	63	54	59	Mesotrófico
11	0,030	30,05	1,98	63	54	59	Mesotrófico

Tabela 9 (continuação)

Segmentos	P _{total} (g/L)	P _{total} (ug/L)	Clorofila <i>a</i> (ug/L)	IET(PT)	IET(CL)	IET	
12	0,030	30,19	1,75	63	54	58	Mesotrófico
Cenário 4							
1	0,027	26,64	2,83	53	56	54	Mesotrófico
2	0,027	26,64	2,80	62	56	59	Mesotrófico
3	0,027	26,64	2,73	62	56	59	Mesotrófico
4	0,027	26,64	2,56	62	55	59	Mesotrófico
5	0,030	29,85	2,34	63	55	59	Mesotrófico
6	0,030	29,85	1,99	63	54	59	Mesotrófico
7	0,030	29,86	1,80	63	54	58	Mesotrófico
8	0,030	29,87	1,58	63	53	58	Mesotrófico
9	0,030	29,87	1,50	63	53	58	Mesotrófico
10	0,030	29,87	1,46	63	53	58	Mesotrófico
11	0,030	29,88	1,41	63	52	58	Mesotrófico
12	0,030	30,16	1,23	63	52	57	Mesotrófico

Fonte: autoria própria.

Pela Tabela 9, constata-se que o modelo do processo de calibração, o qual representa a situação tão próxima quanto foi possível da situação atual e real do corpo hídrico, retorna o estado de trofia mesotrófico para o ambiente lótico (segmento 1), mas eutrofização acentuada (estado supereutrófico) do reservatório (segmentos 2 ao 12). Esta circunstância ocorre devido a entrada, no sistema hídrico, de 0,25 mg/L de P_{total}, valor cinco vezes superior ao limite ambiental classe 2 de 0,05 mg/L. A bibliografia corrobora para reservatórios em clima tropical diagnosticados de eutróficos a hipereutróficos, corpos de água geralmente sob influência de estiagem severa (o que prejudica suas taxas de renovação), poluição urbana, ou ambos os casos, podendo-se citar Abreu (2021), Barbosa (2021), Pompêo & Moschini-Carlos (2022), Viana (2022), Ferreira *et al.* (2023); Lima Neto (2023), Silva (2024) e Fundação Agência da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba e Médio Tietê (2024).

Com relação aos quatro cenários propostos, apenas no cenário 1, em que o reservatório é classificado como ambiente intermediário pela legislação vigente e, por isso, a entrada de P_{total} ao sistema hídrico é de 0,043 mg/L, ficou indicado o estado eutrófico do reservatório. Os cenários 2, 3 e 4, em que o tempo de residência do reservatório o caracteriza como ambiente lântico e, por isso, a entrada de P_{total} ao sistema hídrico é de 0,023 mg/L, estabeleceram-se no estado mesotrófico, no entanto, em valor limite de 59 em quase todos segmentos, ou seja, muito próximo ao estado eutrófico. Sendo assim, para os cenários 2, 3 e 4, os valores de entrada assumidos de P_{total}, para conformidade ao padrão classe 2, também corroboram para adequação ao estado mesotrófico. O estado de trofia mesotrófico está entre a oligotrofia (baixo teor de

nutrientes) e a eutrofia (grande enriquecimento de nutrientes); sua interpretação é de corpos de água com produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade de água, mas em níveis aceitáveis, na maioria dos casos.

No cenário 1, mesmo que a entrada do P_{total} em 0,043 mg/L cumpra conformidade ambiental em toda segmentação hídrica perante limite de 0,050 mg/L, constatou-se que, assim como nos demais cenários, sua concentração inicial deve ser de no máximo 0,023 mg/L para ajuste do corpo de água ao estado de trofia mesotrófico, como alude a Tabela 10.

Tabela 10 - Resultados do IET para o cenário 1 com concentração de entrada de P_{total} ao modelo em 0,023 mg/L.

Segmentos	P _{total} (g/L)	P _{total} (ug/L)	Clorofila <i>a</i> (ug/L)	IET(PT)	IET(CL)	IET	
1	0,027	26,64	2,90	53	56	55	Mesotrófico
2	0,027	26,64	2,90	62	56	59	Mesotrófico
3	0,027	26,64	2,89	62	56	59	Mesotrófico
4	0,027	26,64	2,88	62	56	59	Mesotrófico
5	0,030	30,23	2,85	63	56	59	Mesotrófico
6	0,030	30,23	2,82	63	56	59	Mesotrófico
7	0,030	30,23	2,79	63	56	59	Mesotrófico
8	0,030	30,23	2,76	63	56	59	Mesotrófico
9	0,030	30,23	2,75	63	56	59	Mesotrófico
10	0,030	30,23	2,74	63	56	59	Mesotrófico
11	0,030	30,23	2,73	63	56	59	Mesotrófico
12	0,030	30,36	2,47	63	55	59	Mesotrófico

Fonte: autoria própria.

Evidencia-se que, nas atuais condições de qualidade da água do baixo rio Uberabinha, o melhor estado de trofia a ser alcançado no reservatório da PCH Malagone é mesotrófico, pois mesmo que as concentrações de entrada ao modelo de clorofila *a* e P_{total} fossem os menores valores apurados na série histórica considerada no estudo de 1,00 ug/L e 0,03 mg/L, respectivamente, a oligotrofia ainda estaria longínqua.

No mais, ressalta-se que, de acordo com Lamparelli (2004), o IET é um índice dinâmico, sendo que os lagos podem mudar de classificação ao longo do tempo, tanto para classes de maior trofia, como para classes de menor trofia. Todavia, mesmo que o aporte de P_{total} ao reservatório da PCH Malagone seja contínuo no máximo ao da capacidade de suporte estimada, a eutrofização ainda pode se manter no corpo de água por determinado tempo, uma vez que, da mesma forma do seu estabelecimento, a eliminação desse processo pode ser lenta.

7.4.3 Valores de referência

A Tabela 11 indica a capacidade de suporte do trecho hídrico estudado para manutenção conjunta do padrão classe 2 e do estado de trofia mesotrófico.

Ressalta-se que as concentrações de clorofila *a*, NO e OD foram assumidas como fixas para avaliação da capacidade de suporte dos demais parâmetros de qualidade da água. Logo, ao utilizar destes valores de referência, o analista deve estar ciente de que maiores concentrações de clorofila *a* e NO restringem a capacidade de suporte, enquanto menores concentrações de clorofila *a* e NO e maior concentração de OD a flexibiliza.

Tabela 11 - Valores de referência de entrada ao modelo (altura da estação fluviométrica PB023) para manutenção conjunta do padrão classe 2 e do estado de trofia mesotrófico em toda segmentação hídrica estudada.

Mantida Estabelecida.													
P _{total}		Clorofila <i>a</i>		NO		OD		DBO		NH ₃		NO ₃	
mg/ L	t/ dia	µg/ L	t/ dia	mg/ L	t/ dia	mg/ L	t/ dia	mg/ L	t/ dia	mg/ L	t/ dia	mg/ L	t/ dia
Cenário 1: vazão média de 45,2606 m³/s													
0,023	0,090	2,91	0,0114	0,94	3,68	5,00	19,55	5,00	19,55	0,75	2,93	9,60	37,54
								4,50	17,60	1,50	5,87	9,50	37,15
								4,00	15,64	2,00	7,82	9,30	36,37
								3,50	13,69	3,00	11,73	9,10	35,59
								3,00	11,73	3,70	14,47	9,00	35,19
Cenário 2: vazão de 29,7000 m³/s que provém tempo de residência ao reservatório imediatamente acima de 40 dias, caracterizando-o como ambiente lântico pela legislação vigente													
0,023	0,059	2,91	0,0075	0,94	2,41	5,00	12,83	5,00	12,83	1,00	2,57	9,50	24,38
								4,50	11,55	1,75	4,49	9,30	23,86
								4,00	10,26	2,50	6,42	9,25	23,74
								3,50	8,98	3,25	8,34	9,10	23,35
								2,75	7,06	3,70	9,49	9,00	23,09
Cenário 3: vazão mínima de referência de 6,2274 m³/s													
0,023	0,012	2,91	0,0016	0,94	0,51	5,00	2,69	5,70	3,07	2,50	1,35	9,25	4,98
								5,00	2,69	3,00	1,61	9,15	4,92
								4,00	2,15	3,70	1,99	8,95	4,82
Cenário 4: vazão crítica ou residual de 3,1137 m³/s													
0,023	0,006	2,91	0,0008	0,94	0,25	5,00	1,35	6,30	1,69	3,70	1,00	8,30	2,23

Fonte: autoria própria.

8 CONCLUSÃO

Modelos computacionais são representações simplificadas da realidade, especialmente no estudo de sistemas ambientais, que são de difícil determinação exata. No entanto, a ferramenta WASP, mecanicista, demonstrou-se flexível, de fácil compreensão e útil para prever e interpretar importantes processos de qualidade da água, principalmente na determinação da redução de cargas poluidoras.

Este estudo acadêmico enfrentou limitações na obtenção de uma representação mais abrangente e fiel do sistema ambiental analisado, tais como:

- Indisponibilidade da realização da batimetria do reservatório, técnica essencial para a obtenção de dados primários de volume, velocidade da água e, assim, uma melhor representação da hidrodinâmica e do tempo de residência do poluente em cada segmento, além de ser uma medição que contribuiria para pressupor melhor a estratificação térmica na coluna de água;

- Monitoramento do fósforo apenas na forma de P_{total} , exigindo a estimativa das frações de P_{org} e P_{inorg} para que a ferramenta WASP pudesse realizar os cálculos e transformações associadas a essas variáveis de estado;

- Série histórica restrita de dados de vazão da estação PCH Martins Jusante, o que limitou o aproveitamento da gama de dados qualitativos (tanto dos apurados na estação PB023 quanto dos monitorados na represa da PCH Malagone) e, conseqüentemente, o processo de calibração do modelo;

- Alto limite de quantificação do método adotado para a mensuração de clorofila a na represa da PCH Malagone, o que impediu o ajuste dessa variável de estado no processo de calibração do modelo, já que todos os resultados das amostragens de campo na série histórica considerada ficaram abaixo do limite estabelecido. Essa limitação também ocorreu para NO durante o período de estiagem. Vale destacar que a cinética do fitoplâncton, representado pela clorofila a , desempenha um papel central no modelo convencional de qualidade da água, influenciando diretamente as interações de OD, DBO e nutrientes.

Diante do exposto, infere-se que, embora considerou-se que graficamente os ajustes dos parâmetros NO_3 , NH_4 , DBO, OD e P_{total} tenham sido representativos no processo de calibração do modelo, a qualidade da calibração não pode ser plenamente garantida. Por esse motivo, a avaliação da hipótese de que os coeficientes das reações cinéticas disponíveis na literatura não se ajustam adequadamente à realidade de um reservatório eutrofizado em clima tropical foi comprometida. Assim, é fundamental mitigar as limitações identificadas e aprimorar a

calibração para o trecho hídrico estudado, utilizando uma série histórica mais extensa de dados de qualidade da água.

Apesar dessas limitações, considerou-se que a calibração realizada tornou o modelo viável para avaliar a capacidade de suporte da represa da PCH Malagone. No entanto, os resultados obtidos não devem ser interpretados como definitivos, mas sim como indicativos que contribuem para a garantia da qualidade desse sistema ambiental.

Quanto à análise da capacidade de suporte do modelo do processo de calibração, ou seja, aquele tão próximo quanto foi possível da situação atual e real do trecho hídrico estudado, diagnosticou-se que as variáveis de estado OD, DBO, P_{total} e NH_3 apresentaram desconformidade com o padrão classe 2 definido pela Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH 08:2022 (Minas Gerais, 2022), além de evidenciar uma eutrofização acentuada (estado de trofia supereutrófico) na represa da PCH Malagone. Ressalta-se que se presumiu ser improvável que a represa da PCH Malagone atinja o estado oligotrófico mesmo nas melhores condições atuais de qualidade da água do baixo rio Uberabinha.

Por conseguinte, conclui-se que a área diretamente afetada do reservatório da PCH Malagone está atualmente recebendo cargas orgânica e de nutrientes superiores à capacidade de assimilação do corpo de água para manutenção de uma boa qualidade da água.

Nesse contexto, foram obtidos valores de referência para a manutenção simultânea do padrão classe 2 e do estado mesotrófico no trecho hídrico estudado para os quatro cenários hidrológicos propostos. Uma das principais contribuições do estudo foi indicar, em quase todos os casos, que as cargas poluidoras registradas na estação fluviométrica PB023 devem ser mais restritas às definidas pelo padrão classe 2, a fim de garantir que as águas da represa da PCH Malagone se enquadrem nessa classe. Portanto, confirma-se que os recursos hídricos devem ser analisados de forma ampla, a fim de verificar os efeitos de montante e jusante de um ponto de interesse.

Por fim, conclui-se que, apesar das limitações enfrentadas, o estudo pode servir como base para futuras investigações e para o gerenciamento integrado da quantidade e qualidade da água, com o objetivo de minimizar a poluição hídrica. A avaliação da capacidade de suporte dos recursos hídricos se revela como um instrumento fundamental para proteger a qualidade ambiental da bacia hidrográfica e implementar sua gestão.

REFERÊNCIAS

ABREU, M. U. Efeitos da Seca de 2021 a 2016 na Qualidade da Água Nos Açudes Estratégicos da Bacia Do Banabuiú – Ceará. **Conexões: Ciência E Tecnologia**, [s.l.], v. 15, e021002, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.21439/conexoes.v15i0.1587>. Acesso em: 02 jul. 2025.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (Brasil). **Modelagem de Qualidade da Água: aplicação do SPARROW**. Brasília, DF, 2022. Disponível em: http://biblioteca.ana.gov.br/sophia_web/Acervo/Detalhe/94574. Acesso em: 02 jul. 2025.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (Brasil). **Indicadores de Qualidade - Índice do Estado Trófico (IET)**: Portal da Qualidade das Águas, Brasília, DF, 2024a. Disponível em: <https://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-estado-trofico.aspx>. Acesso em: 18 jul. 2024.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (Brasil). **Sistema Hidro-Telemetria**: Rede Hidrometeorológica Nacional, Brasília, DF, 2024b. Disponível em: <https://www.snirh.gov.br/hidrotelemetria/serieHistorica.aspx>. Acesso em: 02 ago. 2024.

ANGELINI, R. Avaliação da capacidade-suporte da represa do Broa para a colocação de tanques-rede. **Revista Saúde e Ambiente**, Joinville (SC), v. 3, n.2, p.42 – 48, 2002.

ARAUJO, R. B. A.; SOUSA, D. L.; NETO, I. E. L.; CASTRO, M. A. H. Modelagem do coeficiente de decaimento de fósforo para determinar o Índice de Estado Trófico (IET) do reservatório Banabuiú-CE. **Revista DAE**, São Paulo, v. 70, n. 235, p. 142-152, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.36659/dae.2022.026>. Acesso em: 02 jul. 2025.

ARRUDA, N. M. B. **Avaliação de variáveis de qualidade de água dos reservatórios das usinas hidrelétricas de Foz do Areia, Segredo e Caxias, como instrumento de gestão de bacias hidrográficas**. Tese (Doutorado em Ciências Agrárias) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2014. Disponível em: <https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/35746>. Acesso em: 02 jul. 2025.

BARBOSA, K. C. **Índice de estado trófico adaptado aos reservatórios do semiárido cearense**. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental e Sanitária) - Universidade Federal do Ceará, Crateús, 2021. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/58526>. Acesso em: 02 jul. 2025.

BARROS, L. R. **O índice do estado trófico e sua adaptação para os sistemas lênticos do semiárido cearense**. Dissertação (Mestrado em Gestão de Recursos Hídricos) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/11599>. Acesso em: 02 jul. 2025.

BECKER, A.; SIECIECHOWICZ, M.; FERNANDES, C.; ARRUDA, N.; ALCIDES NETO. Séries históricas como ferramentas para a verificação de padrões sazonais de estratificação térmica e química na qualidade da água. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, Porto Alegre, v. 17, n. 1, p. 12, 17 jul. 2020. Disponível em: https://abrh.s3.sa-east-1.amazonaws.com/Sumarios/217/2fd840c71e6d437e57dd3eeb098f1441_9cafb4863fa7df9521ec4e5be0674481.pdf. Acesso em: 02 jul. 2025.

BEDDOW, V. **Water Quality Modelling**: XPRT Environmental. [S.l.], 2012. Disponível em: <https://www.environmental-expert.com/articles/water-quality-modelling-288501>. Acesso em: 27 jul. 2024.

BEM, C. C.; AZEVEDO, J. C. R.; BRAGA, M. C. B. **Aplicação E Análise Dos Índices De Estado Trófico - IET**: estudo de caso do lago Barigui. Trabalho apresentado no XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Campo Grande, 22 a 26 de novembro de 2009. Disponível em: https://files.abrhidro.org.br/Eventos/Trabalhos/152/14687043043ed17ab1e3a2a48fe4ca29_57ff2f87e4c8c90878695f406d2249ba.pdf. Acesso em: 02 jul. 2025.

BRASIL. **Resolução CONAMA 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. Brasília, DF: Presidência da República, 2005. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=450. Acesso em: 02 jul. 2025.

BRUM, M., FAN, F. M., SALLA, M. R.; VON SPERLING, M. **Analysis of a probabilistic approach for modelling and Surface Water-Quality Modelling**. New York, McGraw-Hill, 2022. Disponível em: <https://lume.ufrgs.br/handle/10183/249632>. Acesso em: 02 jul. 2025.

CARDOZO, M. L.; DINIZ, M. B.; SZLAFSZTEIN, C. F. Los servicios ecosistémicos de los recursos hídricos de la cuenca Amazónica como Bienes Públicos Globales. **Agua y Territorio / Water and Landscape**, [s. l.], n. 21, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.17561/at.21.5609>. Acesso em: 02 jul. 2025.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, [s. l.], v. 22, n. 2, p. 361-369. 1977. Disponível em: <https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>. Acesso em: 02 jul. 2025.

CHAPRA, S. C.. **Surface Water-Quality Modelling**. McGraw-Hill, New York, 1997. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/48447645_Surface_Water-Quality_Modeling. Acesso em: 02 jul. 2025.

CHAPRA, S. C.; TAO, H.; PELLETIER, G.; FLYNN, K. **QUALK**. [S.l.], 2021. Disponível em: <https://qual2k.com/>. Acesso em 22 ago. 2024.

CHOW, V. T., **Open Channel Hydraulics**. Editora McGraw-Hill, New York, 1959. 680 p.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo**: Apêndice D, Índices de Qualidade das Águas, Critérios de Avaliação da Qualidade dos Sedimentos e Indicador de Controle de Fontes. São Paulo, 2022. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguasinteriores/wp-content/uploads/sites/12/2020/09/Apendice-D-Indices-de-Qualidade-das-Aguas.pdf>. Acesso em: 02 jul. 2025.

CUNHA, A. C. Revisão descritiva sobre ecossistemas aquáticos na perspectiva da modelagem da qualidade da água. **Biota Amazônia**, Macapá, v. 3, n. 1, p. 124-143, 2013. Disponível em: https://www.academia.edu/9928146/Revis%C3%A3o_descritiva_sobre_ecossistemas_aqu%C

3%Alticos_na_perspectiva_da_modelagem_da_qualidade_da_%C3%A1gua. Acesso em: 02 jul. 2025.

CUNHA, D. G. F. **Heterogeneidade espacial e variabilidade temporal do reservatório de Itupararanga**: uma contribuição ao manejo sustentável dos recursos hídricos da bacia do rio Sorocaba (SP). Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-07012013-090300/pt-br.php>. Acesso em: 02 jul. 2025.

CUNHA, Nathália Barcelos. **Modelagem da Qualidade de Água do Rio São Marcos, Situado na Bacia Hidrográfica do Alto Paraná**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2019. Disponível em: <https://repositorio.ufu.br/handle/123456789/26263>. Acesso em: 02 jul. 2025.

DARWICH, A. J.; APRILE, F. M.; ROBERTSON, B. A.; ALVES, L. F. Limnologia do Lago Tupé: dinâmica espaço-temporal do oxigênio dissolvido. In: SANTOS-SILVA, E. N.; APRILE, F. M.; SCUDELLER, V. V.; MELO, S. **Biotupé**: meio físico, diversidade biológica e sociocultural do baixo rio negro, amazônia central. Manaus: Inpa, 2005. p. 35-67. Disponível em: https://biotupe.org/livro/vol1/pdf/1_intro9.pdf. Acesso em: 02 jul. 2025.

DITORO, D.; FITZPATRICK, J.; THOMANN, R. **Water Quality Analysis Simulation Program (WASP)**. [S.l.], 2008. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/26991027_Water_Quality_Analysis_Simulation_Program_WASP. Acesso em: 02 jul. 2025.

EJIGU, M. T.; AMOSA, M. K. Overview of water quality modeling. **Cogent Engineering**, [s.l.], v. 8, n. 1, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/23311916.2021.1891711>. Acesso em: 02 jul. 2025.

ESTEVES, F. de A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: FINEP; Interciência, 1988. 575p. Disponível em: https://professor.ufop.br/sites/default/files/roberthfagundes/files/fundamentos_de_limnologia_-_francisco_de_assis_esteves.pdf. Acesso em: 02 jul. 2025.

ESTEVES, F. de A.; CALIMAN, A. Águas Continentais: características do meio, compartimentos e suas comunidades. In: ESTEVES, F. de A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. p. 113-118. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/236619957_Aguas_continenciais_Caracteristicas_do_meio_compartimentos_e_suas_comunidades. Acesso em: 02 jul. 2025.

FARIAS, D. M.; OLIVEIRA, V. S.; PANTOJA, D. A.; PANTOJA, D.A.; MESQUITA, K. F. C. Índice de estado trófico do rio Tocantins a margem direita a jusante da usina hidrelétrica de Tucuruí/PA/Tocantins river trophic state index on the right margin downstream of the Tucuruí hydroelectric plant/PA. **Brazilian Journal of Development**, [s.l.], v. 8, n. 5, p. 35161-35169, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.34117/bjdv8n5-162>. Acesso em 02 jul. 2025.

FERNANDES, L. E. **Ajuste de Coeficientes Integrantes de Processos Físicos e Bioquímicos Na Autodepuração Em Curso De Água de Médio Porte**. 2016. 164 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2016. Disponível em:

<https://repositorio.ufu.br/bitstream/123456789/17669/1/AjusteCoeficientesIntegrantes.pdf>. Acesso em: 02 jul. 2025.

FERREIRA, L. K. R.; FREITAS, L. M. C.; LIMA, G. R. R.; ARAÚJO, A. L. de; SILVA, F. J. A. da. Uma Análise Quantitativa Sobre o Estado Trófico em Reservatórios no Ceará, Semiárido Brasileiro. **Revista Aidis de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, Desarrollo y Práctica**, [s.l.], v. 16, n. 3, p. 971-986, 6 dez. 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2023.16.3.83606>. Acesso em: 02 jul. 2025.

FUNDAÇÃO AGÊNCIA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SOROCABA E MÉDIO TIETÊ. **Relatório de Situação 2024**: ano base 2023. Sorocaba, 2024. Disponível em: <https://sigrh.sp.gov.br/public/uploads/events/CBH-SMT/17046/rs-24-23.pdf>. Acesso em: 05 fev. 2025.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (MG). **Parecer Único N° 0598874/2023**. Uberlândia, 2023.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (MG). **Relatórios De Atendimento Às Condicionantes Da Licença De Operação**. Uberlândia, 2024.

FURLAN, N.; CALIJURI, M. C.; CUNHA, C. A. G. Qualidade da água e do sedimento avaliada a partir da concentração de nutrientes totais. **Revista Minerva**, [s.l.], v. 6, n. jan/abr. 2009, p. 91-98, 2009. Disponível em: https://drive.google.com/file/u/0/d/1xul1DZMGM7CireUe--_bTiQd6_p5QbEt/view. Acesso em: 02 jul. 2025.

GUEDES, H. A. S. **Modelagem Da Qualidade Da Água E Da Capacidade De Autodepuração Do Rio Pomba**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2009. Disponível em: <https://locus.ufv.br/server/api/core/bitstreams/80ccaac7-fd4d-46bc-8856-41cebd58eb30/content>. Acesso em: 02 jul. 2025.

GUIMARAES, T. M. H. **Interferência do uso e ocupação do solo na qualidade da água em bacia hidrográfica com disponibilidade hídrica crítica**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.14393/ufu.di.2018.1139>. Acesso em: 02 jul. 2025.

INFRAESTRUTURA DE DADOS ESPACIAIS DO SISTEMA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS. **IDE-SISEMA**, 2024. Portal. Disponível em: <https://idesisema.meioambiente.mg.gov.br/webgis>. Acesso em 31 jul. 2024.

IBGE. **Clima | 2002 Clima – 1:5 000 000**. [S.l.]: IBGE, [2002?]. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/informacoes-ambientais/15817-clima.html>. Acesso em: 01 ago. 2024.

IBGE. **IBGE cidades**: Uberlândia. [S.l.]: IBGE, 2022. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/uberlandia/panorama>. Acesso em: 01 ago. 2024

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. **Avaliação da qualidade das águas superficiais de Minas Gerais em 2022**: resumo executivo anual. Belo Horizonte, 2023a. Disponível em: <http://repositorioigam.meioambiente.mg.gov.br/handle/123456789/4559>. Acesso em: 02 jul. 2025.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. **Parecer nº 1526/IGAM/URGA TM/OUTORGA/2023**. Uberlândia, 2023b.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. **Portal InfoHidro**, 2024. Disponível em: <https://portalinfohidro.igam.mg.gov.br/>. Acesso em: 06 ago. 2024.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. **Portaria IGAM nº 48, de 4 de outubro de 2019**. Estabelece normas suplementares para a regularização dos recursos hídricos de domínio do Estado de Minas Gerais e dá outras providências. Belo Horizonte, 2019. Disponível em: <https://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=49719>. Acesso em: 02 jul. 2025.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (Brasil). **Estação: Uberlandia A507**, 2024a. Disponível em: <https://tempo.inmet.gov.br/TabelaEstacoes/A507>. Acesso em 20 ago. 2024.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (Brasil). **Normais Climatológicas**, 2024b. Disponível em: https://clima.inmet.gov.br/NormaisClimatologicas/1961-1990/precipitacao_acumulada_mensal_anual. Acesso em 01 ago. 2024.

LAMPARELLI, M. C. **Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. Tese (Doutorado em Ecologia: Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41134/tde-20032006-075813/pt-br.php>. Acesso em: 02 jul. 2025.

LARENTIS, D. G. **Modelagem matemática de qualidade da água em grandes bacias: sistema taquari-antas - RS**. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004. Disponível em: <https://lume.ufrgs.br/handle/10183/3900>. Acesso em: 02 jul. 2025.

LIMA NETO, I. E. L. Modeling water quality in a tropical reservoir using CE-QUAL-W2: handling data scarcity, urban pollution and hydroclimatic seasonality. **RBRH**, [s.l.], v. 28, jan. 2023. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/2318-0331.282320230003>. Acesso em: 02 jul. 2025.

LIMA, B. P.; MAMEDE, G. L.; LIMA NETO, I. E. Monitoramento e modelagem da qualidade de água em uma bacia hidrográfica semiárida. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s.l.], v. 23, n. 1, p. 125-135, fev. 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522018167115>. Acesso em: 02 jul. 2025.

LIMA, G. R. R.; SOUZA, S. de O.; ALENCAR, F. K. M. de; ARAÚJO, A. L. de; SILVA, F. J. A. da. O Que Comunicam Os Índices De Qualidade de Água e de Estado Trófico Em Um Reservatório Do Semiárido Brasileiro? **Geosciences = Geociências**, [s.l.], v. 39, n. 1, p. 181-190, 20 maio 2020. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5016/geociencias.v39i1.14206>. Acesso em: 02 jul. 2025.

LIMA, J. Água, serviços ecossistêmicos e Brasil: Onde estamos e para onde vamos? In: ENGEMA – ENCONTRO INTERNACIONAL SOBRE GESTÃO EMPRESARIAL E MEIO AMBIENTE, 2019. São Paulo. **Anais [...]**. São Paulo: FEA/USP – Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade da Universidade de São Paulo, 2019. Disponível em: <https://engemausp.submissao.com.br/21/anais/arquivos/80.pdf>. Acesso em: 02 jul. 2025.

LIMIAR. **Relatório De Processo De Outorga**: PCH Malagone. Uberlândia, 2007.

LIU, L. **Application of a Hydrodynamic and Water Quality Model for Inland Surface Water Systems**. 2018. Disponível em: [10.5772/intechopen.74914](https://doi.org/10.5772/intechopen.74914). Acesso em: 27 jul 2024.

LUZ, E. da; TOMAZONI, J. C.; POKRYWIECHI, T. S. Monitoramento Da Qualidade Da Água e Avaliação Da Capacidade De Autopeduração Do Rio Ligeiro No Município e Pato Branco-PR. **Geosciences = Geociências**, [s.l.], v. 38, n. 3, p. 755-768, 19 dez. 2019. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5016/geociencias.v38i3.13134>. Acesso em: 02 jul. 2025.

LUZIA, A. P. **Estrutura organizacional do fitoplâncton nos sistemas lóticos e lênticos da bacia do Tietê-Jacaré (UGRHi – Tietê Jacaré) em relação à qualidade da água e estado trófico**. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal de São Carlos, 2009. Disponível em: <https://repositorio.ufscar.br/items/8933dbb9-5ba6-4115-a00b-f8f2a28855e7>. Acesso em: 02 jul. 2025.

MACHADO, E. S.; KNAPIK, H. G.; BITENCOURT, C. de C. A. de. Considerações sobre o processo de enquadramento de corpos de água. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s.l.], v. 24, n. 2, p. 261-269, abr. 2019. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522019181252>. Acesso em: 02 jul. 2025.

MACHADO, P. J. O. Capacidade, suporte e sustentabilidade ambiental. **Geosul**, [s.l.], v. 14, n. 27, p. 122-127, 1999. Disponível em: <https://periodicos.ufsc.br/index.php/geosul/article/view/18847/20131>. Acesso em: 02 jul. 2025.

MATEUS, M. V.; GONÇALVES, J. C. I. de S.; LOPES JUNIOR, G. B.; OKURA, M. H. Análise de Incerteza e Modelagem De Qualidade Da Água do Rio Uberaba, Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, [s.l.], n. 37, p. 1-15, 30 set. 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5327/z2176-947820159914>. Acesso em: 02 jul. 2025.

MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, de 08 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. Belo Horizonte, 2022. Disponível em: <https://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=56521>. Acesso em: 02 jul. 2025.

MONTEITH, J. L. **Evaporation and environment**. Water in Plant - Evaporation and Environment, Dallas, [s.l.], v. 19, p. 205-235, 1965.

OLIVEIRA FILHO, A. A. **Modelagem da qualidade da água do Rio Poti**. 2014. 92 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil: Recursos Hídricos-Centro de Tecnologia) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2014. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/11436>. Acesso em: 02 jul. 2025.

OLIVEIRA, R. M. M.; OLIVEIRA, L. R. M.; ZAIDAN, G. S. de A. Índice de estado trófico e qualidade de águas superficiais e subterrâneas utilizadas no abastecimento rural no Maranhão. **Cuadernos de Educación y Desarrollo**, [s. l.], v. 17, n. 1, p. e7392, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.55905/cuadv17n1-160>. Acesso em: 02 jul. 2025.

PALMEIRA, R.; TEIXEIRA, L.; SIMÕES, V.; DE-CARLI, B.; MANZI, A. Low-Cost Method For Removal Of The Macrophyte *Salvinia* sp. In And Infested Pond. **Zenodo**, [s.l.], v. 1, n. 1, p. 1-1, 28 out. 2024. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5281/ZENODO.14046112>. Acesso em: 02 jul. 2025.

PENA, L. S. F.; CALIJURI, M. C.; CUNHA, D. G. F. Total volatile solids may aid in trophic state assessment in subtropical reservoirs. **Water Supply**, [s.l.], v. 13, n. 3, p. 808-815, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/ws.2013.072>. Acesso em: 02 jul. 2025.

PENG, T.; DENG, H.; LIN, Y.; JIN, Z. Assessment on water resources carrying capacity in karst areas by using an innovative DPESBRM concept model and cloud model. **Sci. Total Environ**, [s.l.], 767, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144353>. Acesso em 09 jul 2024.

PEREIRA, A. C. F.; GALO, M. L. B. T.; VELINI, E. D. Inferência Da Transparência Da Água - Reservatório De Itupararanga/Sp, A Partir De Imagens Multiespectrais Ikonos E Espectrorradiometria De Campo. **Revista Brasileira de Cartografia**, Uberlândia, p. 179-190, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.14393/rbcv63n1-43730>. Acesso em: 02 jul. 2025.

PEREIRA, R. A.; PAZ, D. H. F.; BARBOSA, I. M. B. R. Redução Da Carga Orgânica Lançada Em Um Trecho Do Rio Capibaribe Para Atendimento À Legislação Ambiental. **Revista Brasileira de Geografia Física**, [s.l.], v. 12, n. 03, p. 837-847, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v12.3.p837-847>. Acesso em: 02 jul. 2025.

POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V. Avaliação da degradação da qualidade da água do reservatório Carlos Botelho em Itirapina, São Paulo, Brasil, por meio de imagens do satélite Sentinel 2. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s.l.], v. 27, n. 2, p. 279-290, abr. 2022. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-415220210002>. Acesso em: 02 jul. 2025.

PONCE, G. R. **Diagnóstico e prognóstico de qualidade da água em ambiente lótico urbano**. Estudo de caso: Córrego Mumbuca, Monte Carmelo (MG). Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2025. Disponível em: <https://repositorio.ufu.br/handle/123456789/44935>. Acesso em: 02 jul. 2025.

PREFEITURA MUNICIPAL DE UBERLÂNDIA. **Tratamento de Esgoto**, 2024. Disponível em: <https://www.uberlandia.mg.gov.br/prefeitura/orgaos-municipais/dmae/tratamento-de-esgoto/>. Acesso em 01 ago. 2024.

REN, C.; GUO, P.; LI, M.; LI, R. An innovative method for water resources carrying capacity research – Metabolic theory of regional water resources. **Journal Of Environmental Management**, [s.l.], v. 167, p. 139-146, fev. 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.11.033>. Acesso em: 02 jul. 2025.

RIBEIRO, A. S. **Ecologia I**. São Cristóvão: Universidade Federal de Sergipe, 2010. Disponível em: https://cesad.ufs.br/ORBI/public/uploadCatalogo/08413418082016Ecologia_I_aula_1.pdf. Acesso em: 02 jul. 2025.

ROSMAN, P. C. C. **Referência Técnica Do Sisbahia ®**. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2024. 426 p. Disponível em: https://www.sisbahia.coppe.ufrj.br/assets/downloads/SisBaHiA_RefTec_v12b.pdf. Acesso em: 02 jul. 2025.

SAITO, C. Y.; PONCE, G. R.; ROJAS, M. L. B.; DIAS, R. M.; SALLA, M. R. Prognóstico de Qualidade da Água em Córrego Urbano: Estudo de Caso: Córrego Mumbuca, Monte Carmelo (MG). In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2025. Recife. **Anais [...]**. Recife: Abes, 2024. Disponível em: https://abes-dn.org.br/anaisletronicos/21silubesa_download/117_tema_iv.pdf. Acesso em: 02 jul. 2025.

SALAS, H. J.; MARTINO, P. **Metodologías simplificadas para evaluación de eutrofication em lagos cálidos tropicales**. Relatório CEPIS. 60p. 2001. Disponível em: https://iris.paho.org/bitstream/handle/10665.2/55330/OPSCEPISPUB01_spa.pdf?sequence=1&isAllowed=y. Acesso em: 02 jul. 2025.

SALLA, M. R.; ALAMY FILHO, J. E.; PEREIRA, C.E. Modeling of Aquatic Ecosystem Dynamics in a Run-of-River Reservoir in the Brazil. **Clean Soil Air Water**, [s.l.], v. 2200286, p. 01-14, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/clen.202200286>. Acesso em: 02 jul. 2025.

SALLA, M. R.; ARQUIOLA, J. P.; SOLERA, A.; ÁLVAREZ, J. A.; PEREIRA, C. E.; ALAMY FILHO, J. E.; OLIVEIRA, A. L. de. Sistema de Suporte à Decisão em Recursos Hídricos na Bacia Hidrográfica do Rio Uberabinha, Minas Gerais. **RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Uberlândia, v. 19, n. 1, p. 189-204, set. 2013a. Disponível em: https://abrh.s3.sa-east-1.amazonaws.com/Sumarios/161/f81674dfea21a6f64a6e1b96224ef60e_17f246e38cdcd98bd2d9881b11a62c64.pdf. Acesso em: 02 jul. 2025.

SALLA, M. R.; ARQUIOLA, J. P.; SOLERA, A.; ÁLVAREZ, J. A.; PEREIRA, C. E.; ALAMY FILHO, J. E.; OLIVEIRA, A. L. Integrated modeling of water quantity and quality in the Araguari River basin, Brazil. **Latin american journal of aquatic research**, [s.l.], v. 42, 1, pp.224-244, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.3856/vol42-issue1-fulltext-19>. Acesso em: 02 jul. 2025.

SALLA, M. R.; PEREIRA, C. E.; ALAMY FILHO, J. E.; PAULA, L. M.; PINHEIRO, A. M. Estudo da autodepuração do rio Jordão, localizado na bacia hidrográfica do rio Dourados. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [s.l.], v. 18, n. 2, p. 105-114, jun. 2013b. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522013000200002>. Acesso em: 02 jul. 2025.

SANTANA, R. C. **Forçantes físicas do oxigênio dissolvido em um estuário eutrófico: Elkhorn Slough (EUA)**. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Oceanografia) - Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2013. Disponível em: <https://repositorio.ufba.br/handle/ri/27718>. Acesso em: 02 jul. 2025.

SILVA, I. R.; SOUZA FILHO, J. R.; BARBOSA, M. A. L.; REBOUÇAS, F.; MACHADO, R.A.S. Diagnóstico ambiental e avaliação da capacidade de suporte das praias do bairro de Itapoã, Salvador, Bahia. **Sociedade & Natureza**, [s.l.], v. 21, n. 1, p. 71–84, abr. 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1982-45132009000100005>. Acesso em: 02 jul. 2025.

SILVA, M. M. A. P. DE M.; FARIA, S. D.; MOURA, P. M.. Modelagem da qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba (MG). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s.l.], v. 22, n. 1, p. 133–143, jan. 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522017134420>. Acesso em: 02 jul. 2025.

SILVA, T. T. **Avaliação de parâmetros limnológicos em reservatórios do semiárido cearense: uma proposta de índice de estado trófico**. Tese (Doutorado em Química) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2024. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/77002>. Acesso em: 02 jul. 2025.

SILVA, T. T.; SARAIVA, M. A.; BECKER, H. Proposal for a trophic status index for brazilian semi-arid reservoirs. **Revista Caatinga**, [s.l.], v. 37, 2024. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/1983-21252024v3712405rc>. Acesso em: 02 jul. 2025.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Esgotamento Sanitário – 2022**. [S.l.], 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/cidades/pt-br/acesso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/snis/painel/es>. Acesso em: 18 jul. 2024.

SOLERA, A.; ARQUIOLA, J. P.; ÁLVAREZ, J. A. **AQUATOOL +**. S. I.: 2015. Disponível em: <https://aquatool.webs.upv.es/files/manuales/aquatool/ManualAquaToolPlus.pdf>. Acesso em: 22 ago. 2024.

TERCINI, J. R. B. **Modelagem da qualidade da água integrando rio e reservatório**. 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.11606/D.3.2014.tde-18032015-153955>. Acesso em: 24 jul 2024

TOLEDO Jr. A.P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S.J.; AGUDO, E.G. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, 12., 1983. Camboriú. **Anais [...]**. Camboriú: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, 1983. 34p. 1983.

TOLEDO Jr., A.P.; AGUDO, E.G.; TALARICO, M.; CHINEZ, S.J. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA AMBIENTAL – AIDIS. 19., 1984. Santiago do Chile. **Anais [...]**. Santiago: AIDIS, 1984. 56p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **WASP8 Stream Transport - Model Theory and User's Guide**: supplement to water quality analysis simulation program (wasp) user documentation. Washington, 2017.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Water Quality Analysis Simulation Program (WASP)**. WASP8 Download: Specifications , 2019. Disponível em: <https://www.epa.gov/hydrowq/water-quality-analysis-simulation-program-wasp>. Acesso em 21 ago. 2024.

VALDÉS, M.E., SANTOS, L.H.M.L.M., M. CASTRO, C.R., GIORGI, A., BARCELÓ, D., RODRÍGUEZ-MOZAZ, S., AMÉ, M.V. Distribution of antibiotics in water, sediments and biofilm in an urban river (Córdoba, Argentina, LA). **Environmental Pollution**, [s.l.], v. 269, 2021. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116133>. Acesso: 12 jun. 2024.

VIANA, V. F. L. **Aplicação de redes causais como ferramenta no estudo da eutrofização em reservatórios**. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2022. Disponível em: <https://repositorio.ufmg.br/handle/1843/52712>. Acesso em: 13 mar. 2025.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. 7. ed. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: [s.n.], 1996. 243 p.

WANG, X.Y., LIU, L., ZHANG, S.L., GAO, C. Dynamic simulation and comprehensive evaluation of the water resources carrying capacity in Guangzhou city, China. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 135, 2022. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108528>. Acesso: 13 jun. 2024.