



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL



GUILHERME RESENDE PONCE

**Diagnóstico e prognóstico de qualidade da água em ambiente
lótico urbano. Estudo de caso: Córrego Mumbuca, Monte
Carmelo (MG)**

Uberlândia, 03 de fevereiro de 2025

GUILHERME RESENDE PONCE

**Diagnóstico e prognóstico de qualidade da água em ambiente
lótico urbano. Estudo de caso: Córrego Mumbuca, Monte
Carmelo (MG)**

Defesa apresentada à Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Federal de Uberlândia, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Área de Concentração: Recursos Hídricos e Saneamento

Orientador: Prof. Dr. Marcio Ricardo Salla

Coorientadora: Prof^ª Dr^ª. Roseli Mendonça Dias

Uberlândia, 03 de fevereiro de 2025

Dedico este trabalho a meus pais Isac e Suzeli.

Minha irmã Maria Clara.

Os orientadores e a universidade.

AGRADECIMENTO

Agradeço à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo fomento, pelo apoio financeiro de reserva técnica (processo APQ01699-17 Demanda Universal), que viabilizou a compra de equipamentos, as amostragens de água e análises laboratoriais.

RESUMO

O córrego Mumbuca, que atravessa a área urbana de Monte Carmelo-MG, Triângulo Mineiro, é o corpo hídrico receptor de esgoto bruto; a deficiência de um sistema de esgotamento sanitário prejudica a manutenção do equilíbrio do ecossistema aquático, além do que traz prejuízos sociais e econômicos para a população local. O objetivo deste estudo é diagnosticar e prognosticar a qualidade da água em ambiente lótico urbano, especificamente o Córrego Mumbuca, na cidade de Monte Carmelo (MG), tendo-se como principais variáveis impactantes o uso e ocupação do solo e a infraestrutura urbana de esgotamento sanitário e drenagem pluvial. Com sazonalidade bimestral em estiagem, ocorreu a caracterização dos parâmetros pH, temperatura da água, sólidos suspensos totais, turbidez, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, fósforo total, nitrogênio orgânico, amônia e nitrato, em 4 estações de monitoramento ao longo do córrego Mumbuca. Com relação às modelagens matemáticas de autodepuração em ferramenta computacional WASP, após a calibração dos termos cinéticos inseridos nas simulações dos parâmetros oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, amônia, nitrato e fósforo total, foi avaliada a máxima carga poluente de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo que o córrego suporta sem comprometer as concentrações limites deliberadas na Resolução CONAMA 357 (2005). Os resultados obtidos no processo de calibração do modelo de qualidade da água mostram que o córrego Mumbuca, em período de estiagem, não tem capacidade autodepuradora para as cargas poluentes das ligações clandestinas de esgoto doméstico bruto, sendo que as cargas máximas admissíveis obtidas no estudo foram de 7,0 kg DBO/dia, 1,0 kg Amônia/dia e 0,02 kg Fósforo total/dia.

Palavras-chave: Córrego Mumbuca – Qualidade da água – Autodepuração – WASP

ABSTRACT

The Mumbuca stream, which flows through the urban area of Monte Carmelo, Minas Gerais, in the Triângulo Mineiro region, is the water body receiving raw sewage; the deficiency of a sewage system hampers the maintenance of the equilibrium of the aquatic ecosystem and brings social and economic losses to the local population. The objective of this study is to diagnose and forecast the water quality in an urban lotic environment, specifically the Mumbuca Stream in the city of Monte Carmelo (MG), with the main impacting variables being land use and occupation as well as urban sewage and stormwater drainage infrastructure. With a bimonthly seasonality during drought periods, the parameters pH, water temperature, total suspended solids, turbidity, dissolved oxygen, biochemical oxygen demand, total phosphorus, organic nitrogen, ammonia, and nitrate were characterized at four monitoring stations along the Mumbuca Stream. Regarding the mathematical modeling of self-purification using the WASP computational tool, after calibrating the kinetic terms inputted into the simulations of the parameters dissolved oxygen, biochemical oxygen demand, ammonia, nitrate, and total phosphorus, the maximum pollutant loads of organic matter, nitrogen, and phosphorus that the stream can support without compromising the limit concentrations established in CONAMA Resolution 357 (2005) were evaluated. The results obtained from the calibration process of the water quality model indicate that the Mumbuca Stream, during drought periods, does not have self-purification capacity for the pollutant loads from the clandestine connections of raw domestic sewage, with the maximum admissible loads obtained in the study being 7.0 kg BOD/day, 1.0 kg Ammonia/day, and 0.02 kg Total Phosphorus/day.

Keywords: Mumbuca Stream - Water Quality - Self-purification – WASP

LISTA DE FIGURAS

Figura 1-	Balanço de OD.....	31
Figura 2-	Bacia hidrográfica do córrego Mumbuca: localização, hidrografia e postos de monitoramento.....	36
Figura 3-	Representações dos pontos de coleta de dados.....	37
Figura 4-	Pontos de Coleta, no software QGIS.....	38
Figura 5-	Uso e ocupação na microbacia do córrego Mumbuca.....	39
Figura 6-	Topologia Hidráulica.....	40
Figura 7-	Micro-molinete fluviométrico mais contador de giro.....	43
Figura 8-	Uso e ocupação com os afluentes do córrego Mumbuca.....	53
Figura 9-	Análise de CPA por posto de monitoramento.....	62
Figura 10-	Comparação entre perfis simulados e dados monitorados em período crítico.....	68
Figura 11-	Tela inicial da ferramenta WASP.....	79
Figura 12-	Tela da ferramenta WASP referente às variáveis de estado simuladas.....	80
Figura 13-	Tela da ferramenta WASP referente aos segmentos.....	80
Figura 14-	Tela da ferramenta WASP referente às condições iniciais.....	81
Figura 15-	Tela da ferramenta WASP referente às frações dissolvidas.....	82
Figura 16-	Tela da ferramenta WASP referente às características hidrogeométricas.....	83
Figura 17-	Tela da ferramenta WASP referente à topologia hídrica.....	84
Figura 18-	Tela da ferramenta WASP referente aos contornos e cargas.....	84
Figura 19-	Tela da ferramenta WASP referente aos termos cinéticos do parâmetro oxigênio dissolvido.....	85

LISTA DE TABELAS

Tabela 1-	Classificação das águas de acordo com o uso preponderante.....	20
Tabela 2-	Pontos de coleta de dados.....	37
Tabela 3-	Valores dos fatores inseridos no método de Cowan.....	46
Tabela 4-	Intervalos dos termos cinéticos considerados na literatura.....	51
Tabela 5-	Avaliação dos parâmetros de qualidade de água segundo a CONAMA 357, para Classe III para os pontos de coleta no córrego Mumbuca.....	55
Tabela 6-	Avaliação dos parâmetros de qualidade de água segundo a CONAMA 357, para Classe III para os pontos de coleta nos afluentes.....	56
Tabela 7-	Estatística Descritiva Básica (E.D.B) para os pontos de coleta.....	57
Tabela 8-	Valores médios de entrada para a vazão volumétrica e parâmetros.....	64

LISTA DE SÍMBOLOS

NO_3	- Nitrato
NH_3	- Amônia
P_{org}	- Fósforo Orgânico
P_{inorg}	- Fósforo Inorgânico
CO_2	- Gás Carbônico
O_2	- Oxigênio
V_{pontual}	- Velocidade pontual
Nrps	- Número de rotações por segundo
VS_{MO}	- Velocidade de sedimentação de matéria orgânica
$\text{VS}_{\text{Pinorg}}$	- Velocidade de sedimentação de fósforo inorgânico
Q_{LC}	- Vazão total estimada nas cinco ligações clandestinas de esgoto bruto na rede de drenagem pluvial
Q_{M4}	- Vazão monitorada na estação M4
Q_{M1}	- Vazão monitorada na estação M1
Q_{A1}	- Vazão monitorada na estação A1
Q_{A2}	- Vazão monitorada na estação A2
Q_{A3}	- Vazão monitorada na estação A3
Q_{ETE}	- Vazão monitorada na estação ETE
Q_{difusa}	- Vazão difusa na área urbana por metro linear de córrego
L_{urbano}	- Comprimento total do córrego Mumbuca na área urbana de Monte Carmelo
H_0	- Valor básico do coeficiente de rugosidade
η_1	- Valor adicional correspondente as irregularidades
η_2	- Valor correspondente à frequência de ocorrência de variações de forma no curso de água
η_3	- Valor baseado nas presenças de obstruções presentes no curso de água
η_4	- Valor baseado na influência da vegetação no escoamento
m	- Representa o grau de meandrização do curso de água
k_a	- Constante de reaeração natural
k_d	- Constante de desoxigenação global
k_{NO}	- Constante de mineralização do NO dissolvido
$k_{\text{P}_{\text{org}}}$	- Constante de mineralização do Porg dissolvido

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

MG	- Minas Gerais
WASP	- Water Quality Analysis Simulation Program
CONAMA	- Conselho Nacional do Meio Ambiente
OD	- Oxigênio Dissolvido
DBO	- Demanda Biológica de Oxigênio
PNMA	- Política Nacional do Meio Ambiente
ANEEL	- Agência Nacional de Energia Elétrica
MMA	- Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima
SNIS	- Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
ANA	- Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
DMAE	- Departamento Municipal de Água e Esgoto
pH	- Potencial Hidrogeniônico
QGIS	- Quantum GIS
IBGE	- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
DMAE	- Departamento Municipal de Água e Esgoto
SIG	- Sistema de Informação Geográfica
MDE	- Modelo Digital de Elevação
SRTM	- Shuttle Radar Topography Mission
USGS	- United States Geological Survey
DQO	- Demanda Química de Oxigênio
ST	- Sólidos Totais
SD	- Sólidos Dissolvidos
SS	- Sólidos Suspensos
EPA	- Encontro de Pesquisas em Andamento
N _{org}	- Nitrogênio Orgânico
ADCP	- Acoustic Doppler Current Profiler
CL50	- Concentração letal para 50% dos organismos expostos
ETE	- Estação de Tratamento de Esgoto
PMSB	- Plano Municipal de Saneamento
Q7,10	- Vazão mínima de referência, cujo valor médio anual de 7 vazões diárias consecutivas que pode se repetir, em média, em um período de retorno de 10 anos

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
1.1	OBJETIVOS.....	17
1.1.1	<i>Objetivo Geral.....</i>	<i>17</i>
1.1.2	<i>Objetivos específicos.....</i>	<i>17</i>
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	18
2.1	QUALIDADE DA ÁGUA EM CURSOS DE ÁGUA URBANOS	18
2.1.1	<i>Temperatura.....</i>	<i>22</i>
2.1.2	<i>Potencial hidrogeniônico – pH.....</i>	<i>22</i>
2.1.3	<i>Oxigênio dissolvido.....</i>	<i>22</i>
2.1.4	<i>Demanda bioquímica de oxigênio.....</i>	<i>22</i>
2.1.5	<i>Demanda química de oxigênio.....</i>	<i>23</i>
2.1.6	<i>Sólidos totais - ST, sólidos dissolvidos - SD e sólidos suspensos - SS.....</i>	<i>23</i>
2.1.7	<i>Turbidez.....</i>	<i>24</i>
2.1.8	<i>Condutividade.....</i>	<i>24</i>
2.1.9	<i>Nitrato.....</i>	<i>24</i>
2.1.10	<i>Nitrogênio orgânico.....</i>	<i>24</i>
2.1.11	<i>Amônia.....</i>	<i>25</i>
2.1.12	<i>Fósforo Orgânico.....</i>	<i>25</i>
2.1.13	<i>Fósforo Inorgânico.....</i>	<i>25</i>
2.2	SISTEMA DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA - SIG.....	26
2.3	MODELAGEM DE QUALIDADE DA ÁGUA EM CURSOS DE ÁGUA URBANOS.....	27
2.4	FERRAMENTA WASP.....	27
2.4.1	<i>Módulo de transporte.....</i>	<i>28</i>
2.4.2	<i>Módulo de eutrofização.....</i>	<i>29</i>
3	MATERIAIS E MÉTODOS.....	34
3.1	ÁREA DE ESTUDO.....	34
3.2	TOPOLOGIA DO SISTEMA HÍDRICO	39
3.3	SEGMENTAÇÃO DO CÓRREGO.....	41
3.4	DADOS DE ENTRADA.....	41
3.4.1	<i>Descarga líquida ou vazão superficial.....</i>	<i>41</i>
3.4.2	<i>Demandas outorgadas.....</i>	<i>43</i>

3.4.3	<i>Características hidrogeométricas</i>	44
3.4.4	<i>Qualidade da água</i>	46
3.5	AVALIAÇÃO DE QUALIDADE DA ÁGUA E ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS	48
3.6	MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA.....	49
3.7	CALIBRAÇÃO DOS TERMOS CINÉTICOS	49
3.8	PROGNÓSTICOS.....	52
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES	52
4.1	USO E OCUPAÇÃO DA TERRA NAS MICROBACIAS.....	52
4.2	DIAGNÓSTICO DE QUALIDADE DA ÁGUA	54
4.2.1	<i>Potencial hidrogeniônico – pH</i>	57
4.2.2	<i>Temperatura</i>	58
4.2.3	<i>Turbidez</i>	58
4.2.4	<i>Oxigênio dissolvido</i>	58
4.2.5	<i>Demanda bioquímica de oxigênio</i>	59
4.2.6	<i>Fósforo total</i>	59
4.2.7	<i>Nitrogênio orgânico</i>	60
4.2.8	<i>Amônia</i>	60
4.2.9	<i>Nitrato</i>	60
4.3	ANÁLISE ESTATÍSTICA MULTIVARIADA - PCA	61
4.4	DADOS DE ENTRADA.....	63
4.5	CALIBRAÇÃO DO MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA.....	64
4.6	CALIBRAÇÃO DOS TERMOS CINÉTICOS.....	64
4.7	PROGNÓSTICO	68
5	CONCLUSÃO	69

ANEXO A - PROCESSO DE CALIBRAÇÃO DO MODELO DE QUALIDADE D'ÁGUA

1 INTRODUÇÃO

Minas Gerais, um estado situado no Sudeste do Brasil, é caracterizado por uma ampla variedade de recursos hídricos, como rios, lagos, represas e nascentes. Esses elementos desempenham um papel importante na economia, no meio ambiente e na rotina diária de seus residentes, além de estarem intimamente conectados aos demais recursos naturais. O estado destaca-se por sua rica biodiversidade, abrangendo diversos ecossistemas como cerrado, mata atlântica, campos rupestres e áreas de transição, que abrigam uma grande variedade de flora e fauna.

A vasta rede hidrográfica, que inclui importantes rios como o São Francisco e o Doce, é fundamental para o abastecimento hídrico, especialmente em regiões onde os solos, predominantemente latossolos e argissolos, apresentam uma fertilidade significativa, mas estão sujeitos à erosão e degradação (ANA, 2020; Embrapa, 2019). A interação entre a disponibilidade de água e as características do solo é determinante para a produtividade agrícola e para o manejo sustentável da terra, já que o uso inadequado da água pode agravar problemas de erosão e empobrecimento do solo (Ribeiro & Walter, 2008).

O clima variado, com regiões tropicais, subtropicais e temperadas, está diretamente ligado aos recursos hídricos, sendo a precipitação essencial para a recarga dos rios e reservatórios, influenciando a disponibilidade de água. A combinação de recursos hídricos e clima favorável torna Minas Gerais propício para a agricultura, sendo um importante produtor de café, milho, feijão, cana-de-açúcar e outros produtos agrícolas.

Para atingir a sustentabilidade e garantir a utilização responsável da água, é fundamental estabelecer uma conexão adequada entre a quantidade e a qualidade deste recurso natural. Considerando a afirmativa que “de maneira geral, pode-se dizer que a qualidade de uma determinada água é função do uso e da ocupação do solo na bacia hidrográfica” (VON SPERLING, 2007), o estudo da presença e comportamento da água no solo é de grande importância para questões socioambientais, assim como para as ciências agronômicas, hidrológicas e ecológicas.

A bacia hidrográfica engloba uma área de terra pela qual a água flui, incluindo o curso principal do rio e seus afluentes. Já o conceito de microbacia descreve uma região geográfica, em uma escala reduzida, que engloba um conjunto de córregos e sistemas de drenagem, os quais convergem em um curso d'água principal. Essa área é delimitada por limites hidrológicos específicos e apresenta características naturais distintas, como topografia, tipos de solo e vegetação (MARTINS; FRANK, 2015).

A Bacia Hidrográfica dos Afluentes Mineiros do Alto Paranaíba (PN1) abrange uma área de 22.244 km², representando 31,49% do território da bacia do Rio Paranaíba, e engloba 26 municípios, como é o caso de Monte Carmelo. Com uma população total de 417.602 habitantes, sendo 364.112 habitantes na área urbana e 53.490 habitantes na área rural, a densidade populacional é de 20,9 habitantes por quilômetro quadrado (IBGE, 2010).

A importância das microbacias reside no seu papel fundamental na gestão e conservação dos recursos hídricos. Elas funcionam como unidades naturais que capturam, armazenam e liberam água, exercendo influência direta sobre a disponibilidade e qualidade da água local. Através do estudo e compreensão das microbacias, torna-se possível realizar uma avaliação e gerenciamento eficazes de questões relacionadas à água, tais como controle de enchentes, prevenção de erosão e redução da poluição hídrica (ANA, 2010).

Dentre os pontos importantes de uma microbacia se destaca, além de sua nascente, o exultório, por ser o ponto onde a água escoar para fora da microbacia, geralmente desembocando em um oceano, mar, lago ou outro corpo de água. É o ponto final do sistema de drenagem da bacia, onde toda a água coletada ao longo dos cursos de água converge (ANA, 2010).

Vale ressaltar que, o parâmetro da vazão é de extrema importância no contexto dos recursos hídricos, pois representa a quantidade de água que flui em um ponto específico de um corpo d'água durante um determinado período. Medido em litros por segundo (L/s) ou metros cúbicos por segundo (m³/s), a variação da vazão tem impactos significativos na qualidade da água. Em períodos de chuvas intensas, o aumento da vazão pode causar erosão do solo e transporte de sedimentos para os corpos d'água, prejudicando a qualidade da água. Por outro lado, durante a seca, a baixa vazão pode concentrar poluentes devido à menor diluição. Além disso, a vazão afeta a quantidade de oxigênio dissolvido na água e influencia a disponibilidade de habitats aquáticos para a vida selvagem, destacando sua grande importância na gestão sustentável dos recursos hídricos (SANTOS; RIBEIRO, 2017).

A classificação de córregos envolve várias categorias, incluindo tamanho (riachos, córregos, pequenos rios), velocidade do fluxo (rápido ou lento), qualidade da água (prístina ou poluída), ecossistema aquático (água doce ou salina) e uso humano (recreativo, abastecimento de água, agrícola, entre outros). Essas classificações ajudam a entender a saúde dos córregos, orientando práticas de manejo sustentável e conservação. Preservar a qualidade dos córregos protege diretamente os ecossistemas, vida selvagem e comunidades humanas que dependem desses recursos hídricos (SOUZA; OLIVEIRA, 2014).

Para a descrição de ambientes aquáticos existem os termos lântico e lótico. O ambiente lântico refere-se a corpos d'água parados ou de fluxo lento, como lagos, lagoas e represas,

caracterizados por água acumulada e movimento mínimo. Esses ambientes oferecem habitats para uma variedade de vida aquática, mas podem ser propensos à estagnação e à acumulação de sedimentos, impactando a qualidade da água devido à falta de movimento. Por outro lado, ambiente lótico inclui rios, córregos e riachos, onde a água está em constante movimento, fluindo entre áreas. Esses ambientes dinâmicos apresentam variação na velocidade da água, profundidade e padrões de fluxo, proporcionando habitats diversificados e frequentemente mantendo uma melhor qualidade da água devido à oxigenação contínua (MARTINS; BORGES, 2015).

A vazão $Q_{7,10}$ é um parâmetro utilizado na hidrologia e gestão de recursos hídricos para representar a vazão mínima de um curso d'água durante um período específico e sob condições de estiagem. Especificamente, $Q_{7,10}$ refere-se à vazão que é excedida em 7 dias consecutivos a cada 10 anos. Isso significa que, em anos de média, a vazão $Q_{7,10}$ é aquela que não será ultrapassada em 7 dias em um período com probabilidade de ocorrência de uma vez a cada 10 anos (RODRIGUES; SILVA, 2016).

Esse parâmetro é importante para a avaliação do regime hidrológico de rios e córregos, pois ajuda a identificar a disponibilidade de água em períodos críticos, como secas ou estiagens. É frequentemente utilizada na definição de normas para a gestão de recursos hídricos, como a concessão de outorgas para captação de água e na avaliação do impacto de intervenções, como a construção de barragens ou captações de água (RODRIGUES; SILVA, 2016).

De acordo com Salla et al. (2015), ao abordar a qualidade da água, embora exista uma falta de dados históricos abrangentes no país, é sabido que a qualidade da água está estreitamente relacionada à forma como o corpo de água em questão interage com suas interfaces. Para realizar a análise e o processamento das informações relacionadas a essa interação, dispõe-se atualmente de várias metodologias e ferramentas que foram aprimoradas ao longo do tempo.

Exemplos dessas ferramentas são os softwares de georreferenciamento e modelagem, que são utilizados para simular de maneira mais precisa o objeto de estudo. Neste estudo, o foco principal foi diagnosticar e prognosticar os parâmetros de qualidade de água do córrego Mumbuca, presente no município de Monte Carmelo, Triângulo Mineiro. Para isso, utilizou-se a modelagem matemática para avaliar os possíveis impactos da gestão urbana do município poderia estar causando neste corpo d'água. O método escolhido para conduzir essa análise foi o emprego da ferramenta WASP (Water Quality Analysis Simulation Program), da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (Environmental Protection Agency - EPA - 2024).

O WASP foi desenvolvido por um grupo de pesquisadores, incluindo Robert B. Ambrose, David F. Di Toro, Thomas C. Young, e outros colaboradores. A versão original foi publicada em 1983 e foi subsequentemente aprimorada e atualizada ao longo dos anos por diversos cientistas e engenheiros. Esse programa é amplamente utilizado por pesquisadores em todo o mundo, sendo uma ferramenta importante para auxiliar na tomada de decisões no gerenciamento dos recursos hídricos.

Apesar das limitações e incertezas associadas aos modelos matemáticos, eles são frequentemente utilizados na modelagem de sistemas ambientais devido à complexidade dos ciclos naturais, especialmente no que diz respeito aos nutrientes. Essa complexidade torna difícil para os seres humanos unir e entender informações e dados desconexos sobre o comportamento dos ecossistemas, tornando-se essencial o auxílio de programas computacionais. No caso do Cerrado, bioma que se encontra o município de Monte Carmelo, a situação revela relações intrincadas entre os componentes bióticos e abióticos.

A promoção do uso de programas de modelagem computacional de sistemas ambientais contribui diretamente para a conservação dos recursos naturais, uma vez que essas ferramentas também tornam possível prever as consequências de diversos cenários hipotéticos. O emprego de tais programas também apoiará o gerenciamento sustentável desses recursos, sendo uma prática fundamental para o futuro ambientalmente consciente.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 *Objetivo Geral*

O objetivo desta pesquisa é diagnosticar e prognosticar a qualidade da água em ambiente lótico urbano, especificamente o Córrego Mumbuca, em Monte Carmelo (MG), tendo-se como principais variáveis impactantes o uso e ocupação do solo, a infraestrutura urbana de esgotamento sanitário e drenagem pluvial. O estudo focou apenas no período crítico de capacidade de transporte e diluição de poluentes.

1.1.2 *Objetivos específicos*

Tendo de uma sequência lógica de atividades, seguem os objetivos específicos desta pesquisa de mestrado acadêmico:

- Diagnosticar a qualidade da água sobrenadante em quatro estações de monitoramento ao longo do médio e baixo curso do Córrego Mumbuca, sendo uma estação a montante da área urbana de Monte Carmelo (MG), duas estações na área urbana e uma estação à jusante da área urbana;

- Calibrar um modelo matemático de qualidade da água no Córrego Mumbuca a partir da otimização dos termos cinéticos físicos e bioquímicos mais sensíveis para o período de estiagem; o módulo EUTRO da ferramenta WASP permitiu as simulações dos parâmetros OD, DBO, nitrogênio orgânico, amônia, nitrato e fósforo total na porção sobrenadante;

- Prognosticar, utilizando os termos cinéticos físicos e bioquímicos calibrados como dados de entrada no modelo, a capacidade de suporte máxima no córrego Mumbuca; ou seja, avaliar a máxima carga de DBO, nitrogênio orgânico, amônia, nitrato e fósforo total, que o córrego suporta sem comprometer a qualidade da água; neste raciocínio, a qualidade da água não é comprometida quando as concentrações dos diversos parâmetros atendem aos limites deliberados pela Resolução CONAMA 357 (2005).

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 QUALIDADE DA ÁGUA EM CURSOS DE ÁGUA URBANOS

Quando se discute a qualidade da água, mesmo reconhecendo a escassez de dados históricos no território nacional, de acordo com Salla et al. (2015), é sabido que essa qualidade está estreitamente relacionada à interação do corpo hídrico com as interfaces ao seu redor.

Conforme estipulado pela Lei 6.938, de 31 de agosto de 1981, que trata da Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), a água é um recurso natural renovável, capaz de se regenerar por meio do ciclo hidrológico. Esse elemento está presente no planeta em diversas formas, sendo predominantemente líquido, cobrindo cerca de 70% da superfície terrestre. Sua importância para a vida é vital, sendo essencial para a sobrevivência de todos os organismos vivos. Contudo, a sua disponibilidade em diferentes quantidades representa um fator limitante não apenas para o crescimento econômico de uma região, mas também para a sustentação dos diversos ecossistemas existentes (BRAGA et al., 2002).

Dentre a maioria dos países, o Brasil se destaca por ter a maior reserva de água, representando aproximadamente 11% do total mundial, com um volume per capita de cerca de 36.575,46 m³/hab.ano. Os rios brasileiros têm uma vazão média de cerca de 168.790 m³/s; quando se soma a vazão gerada na Floresta Amazônica, estimada em 89.000 m³/s, a oferta total de água no país chega a aproximadamente 257.790 m³/s.

Apesar dessa abundância, a distribuição específica de escoamento superficial varia significativamente em diferentes regiões do Brasil, variando de 48,21 L/s/km² na Região Hidrográfica do Atlântico Norte e 34,21 L/s/km² na Região Hidrográfica Amazônica, até 2,81 L/s/km² na Região Semiárida do Atlântico Leste e 4,5 L/s/km² na Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco. Como resultado, o país enfrenta desafios relacionados à distribuição desigual de sua população, já que a maior parte dela reside em áreas com baixa disponibilidade hídrica, levando a problemas de escassez, especialmente durante a estação seca, como observado em algumas partes do Sudeste do Brasil (TUCCI, 2001; ANEEL, 2002; MMA, 2004).

De acordo com dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento, o SNIS (2024), a população brasileira com acesso ao sistema de esgotamento sanitário e tratamento de esgoto é de apenas 47,5% e 44,3%, respectivamente. A nível estadual mineiro, este cenário também é preocupante, com apenas 64,4% da população com acesso ao sistema de esgotamento sanitário e 47,9% com acesso ao esgoto tratado. Como resultado, uma parcela significativa dos

efluentes domésticos produzida é descartada de maneira inadequada nos corpos d'água, resultando na deterioração da qualidade da água e causando danos à saúde pública devido à disseminação de doenças transmitidas pela água (ANA, 2017).

Os principais causadores de poluição hídrica urbana são os esgotos industriais e domésticos brutos lançados diretamente no curso de água, geralmente motivados pela inexistência ou falha na rede de coleta e de transporte, pela ausência de uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) e pelas ligações clandestinas de esgoto doméstico bruto na rede de drenagem pluvial (Valdés, et al., 2021; Shayan et al., 2023; Liu et al. 2023; Zhao et al., 2024).

Estima-se que mais de 110 mil quilômetros de cursos d'água no Brasil tenham sua qualidade comprometida devido ao excesso de carga orgânica (ANA, 2017). Entre esses cursos, encontra-se o córrego Mumbuca, localizado em Monte Carmelo/MG, que atravessa a área urbana da cidade e recebe despejos pontuais de aproximadamente 35% do esgoto coletado, mas não tratado pela estação de tratamento de esgoto municipal. Esse cenário compromete a qualidade da água do córrego (DMAE, 2023).

Monte Carmelo é uma cidade localizada no Triângulo Mineiro, estado de Minas Gerais, Brasil, com uma população de aproximadamente 35.000 habitantes, segundo dados do IBGE de 2020. O município se destaca pela sua riqueza natural, especialmente em relação aos recursos hídricos. Dentre estes recursos hídricos destaca-se os rios, córregos e nascentes. Esses cursos d'água não apenas sustentam a vida da flora e fauna local, mas também são essenciais para a agricultura e outras atividades econômicas na região.

No intuito de estabelecer diretrizes e padrões de qualidade para as águas brasileiras, em 2005, foi emitida a resolução CONAMA 357, normativa emitida pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ela define diferentes classes de corpos d'água doce e estabelece os critérios para enquadrá-los em cada classe, levando em consideração parâmetros como concentrações de substâncias químicas, características físicas e biológicas, além de outros elementos que indicam a qualidade da água.

A resolução estabelece padrões para a água destinada ao consumo humano, preservação da vida aquática, recreação, irrigação, entre outros usos. Cabe ressaltar que todos os rios brasileiros devem ser classificados como Classe 2 até que ocorra o enquadramento definitivo.

Nesta normativa, as águas doces, salobras e salinas são categorizadas em treze classes, considerando seus usos predominantes. No contexto deste estudo, que foca em águas doces, existem cinco categorias estabelecidas (Tabela 1). Para cada classe de água, a resolução define limites ou condições máximas para os parâmetros físicos, químicos e biológicos.

Tabela 1 – Classificação das águas de acordo com o uso preponderante

Classificação	Uso Preponderante
Classe I	Abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; Proteção das comunidades aquáticas; Recreação de contato primário (natação, esqui aquático e mergulho), conforme Resolução CONAMA nº 274/00; Irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas sem remoção de película; Proteção das comunidades aquáticas em terras indígenas.
Classe II	Abastecimento para consumo humano, após o tratamento convencional; Proteção das comunidades aquáticas Recreação de contato primário (esqui aquático, natação e mergulho), conforme Resolução CONAMA nº 274/00; Irrigação de hortaliças e plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; Aquicultura e atividade de pesca.
Classe III	Abastecimento para consumo humano, após o tratamento convencional ou avançado; Irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; Pesca amadora; Recreação de contato secundário; Dessedentação de animais.
Classe IV	Navegação; Harmonia paisagística.
Classe especial	Abastecimento para consumo humano com desinfecção; Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; Preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.

Fonte: Resolução CONAMA 357/05

O objetivo desta resolução é assegurar não apenas a qualidade desse recurso ambiental para as gerações presentes e futuras, mas também preservar o equilíbrio dos ecossistemas hídricos, protegendo os organismos vivos contra os impactos da poluição originada pelas atividades humanas (CONAMA, 2005).

A qualidade da água em corpos d'água naturais é influenciada por uma complexa interação entre diversos parâmetros biológicos, químicos e físicos. Os parâmetros biológicos incluem a presença e a saúde de organismos aquáticos, como peixes, algas e bactérias, que desempenham papéis vitais nos ecossistemas aquáticos, como na decomposição de matéria orgânica. Os parâmetros químicos referem-se à composição química da água, incluindo a presença de substâncias como nutrientes (nitrogênio, fósforo), metais pesados (cádmio, chumbo), poluentes orgânicos (pesticidas, produtos farmacêuticos), pH, entre outros. Os parâmetros físicos envolvem características físicas da água, como temperatura, turbidez, cor, salinidade e vazão (SOUZA; GOMES; LOPES, 2017).

Esses parâmetros estão interconectados de várias maneiras. Por exemplo, mudanças na temperatura da água podem afetar os padrões de crescimento de organismos aquáticos. A presença de certos produtos químicos, como pesticidas ou metais pesados, pode afetar a saúde dos organismos aquáticos e, conseqüentemente, a biodiversidade. Além disso, a quantidade de oxigênio dissolvido na água, um parâmetro químico, está diretamente relacionada à atividade biológica e às condições físicas, como a vazão e a temperatura. Mudanças nas condições físicas, como a turbidez, também podem influenciar a disponibilidade de luz para organismos aquáticos

fotossintéticos, afetando os padrões de crescimento e desenvolvimento (SOUZA; GOMES; LOPES, 2017).

A água, como recurso natural, reflete mudanças em seu ambiente, quer sejam de origem natural ou causadas pela ação humana. A distinção entre essas duas origens não reside apenas em suas fontes, mas também na possibilidade de reversão das mudanças. Eventos naturais, como a pororoca, por exemplo, podem afetar a qualidade da água em um rio, mas são fenômenos temporários e, acima de tudo, parte do ciclo natural ao qual os ecossistemas conseguem se adaptar (SOUZA; GOMES; LOPES, 2017).

No entanto, as alterações provocadas por atividades humanas, comumente chamadas de "poluição", são muito mais complexas e delicadas. Elas envolvem a introdução contínua no meio aquático de substâncias que não estavam originalmente presentes ou que existiam em quantidades mínimas. Além disso, esses elementos, uma vez introduzidos no ambiente, requerem intervenção humana para serem removidos (GONÇALVES; CARRILHO; SILVA, 2016).

A poluição hídrica é o resultado de qualquer alteração na qualidade física, química, radiológica ou biológica da água, causada diretamente pela atividade humana ou por suas ações, podendo prejudicar o uso atual, futuro ou potencial desse recurso natural. As fontes humanas de poluição da água são diversas e variam em sua intensidade de impacto. Nos dias atuais, especialmente em áreas urbanas, os recursos hídricos, principalmente os mananciais, apresentam situações preocupantes em relação aos níveis de poluição (LIMA, 2001).

Dentre os tipos de poluição, a química resulta na redução da diversidade biológica, levando à diminuição das espécies sensíveis e ao aumento da densidade populacional das espécies que conseguem tolerar as substâncias poluentes. É fundamental destacar, portanto, que a qualidade da água está diretamente relacionada à sua capacidade de dissolver, diluir, transportar e transformar as substâncias descartadas nela, um fenômeno conhecido como "capacidade de autodepuração" (SOUZA; CUNHA, 2016).

Os organismos dependem de água de qualidade adequada para realizar seus processos metabólicos, uma vez que mantêm uma relação íntima com o seu entorno. Por isso, a introdução de substâncias e compostos que não fazem parte da composição natural desse líquido pode levar a alterações e desequilíbrios significativos na vida aquática (SOUZA; CUNHA, 2016).

Ao buscar estabelecer métodos para monitorar a qualidade da água em um corpo hídrico, as autoridades ambientais identificaram previamente diversos indicadores físicos, químicos e biológicos. Quando analisados em conjunto, esses indicadores permitem avaliar os níveis de poluição de uma determinada fonte de água (TAKEDA; MORAES; CARMO, 2017). Nos itens

a seguir, realizou-se uma breve descrição dos parâmetros de qualidade da água examinados neste estudo.

2.1.1 *Temperatura*

A temperatura da água pode ser afetada por dois fatores principais: (1) fatores naturais, como o clima regional, especialmente a exposição solar; e (2) fatores humanos, como descargas industriais ou águas provenientes de sistemas de resfriamento. Esse parâmetro é de extrema importância em análises ambientais, uma vez que a solubilidade do oxigênio na água é diretamente influenciada pela temperatura.

Além disso, a temperatura é responsável pela estratificação vertical do perfil aquático e desempenha um papel significativo na velocidade de várias reações bioquímicas que ocorrem na água, conforme observado por Von Sperling (1996).

2.1.2 *Potencial hidrogeniônico – pH*

De acordo com Lima (2001), o pH, que representa o potencial hidrogeniônico, pode variar em uma faixa que vai de sete a quatorze e reflete o equilíbrio entre os íons H^+ e OH^- . Quando o valor do pH é inferior a sete, a água é considerada ácida, enquanto que, quando está acima desse valor, é considerada alcalina. Se o pH se mantém em torno de sete, é considerado neutro.

O potencial hidrogeniônico é determinado pela presença de sólidos e gases dissolvidos na água, os quais, por sua vez, resultam da dissolução de rochas, captação de gases da atmosfera, oxidação da matéria orgânica, fotossíntese e, especialmente, da contribuição de efluentes de origem humana.

2.1.3 *Oxigênio dissolvido*

O oxigênio dissolvido (OD) é um componente crucial do ambiente aquático, sendo possivelmente o parâmetro mais essencial estudado na avaliação da qualidade da água, pois é vital para a maioria dos organismos que habitam nesse meio. O nível de oxigênio dissolvido é um indicador significativo da capacidade de um corpo d'água de realizar a autodepuração da matéria orgânica que é descartada nele.

2.1.4 *Demanda bioquímica de oxigênio*

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) é frequentemente usada para avaliar a quantidade de oxigênio dissolvido consumido por microrganismos aeróbios e facultativos

durante o processo de decomposição de matéria orgânica biodegradável. Quanto maior a quantidade de matéria orgânica presente, mais oxigênio dissolvido é necessário para que os decompositores estabilizem essa matéria.

2.1.5 *Demanda química de oxigênio*

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) é um parâmetro para avaliar a qualidade da água, representando a quantidade total de substâncias químicas oxidáveis presentes em uma amostra, incluindo tanto compostos orgânicos quanto inorgânicos. Diferentemente da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), que se concentra apenas na porção orgânica, a DQO oferece uma visão mais abrangente da poluição da água.

2.1.6 *Sólidos totais - ST, sólidos dissolvidos - SD e sólidos suspensos - SS*

Os Sólidos Totais (ST), que incluem tanto os sólidos dissolvidos totais (SDT) quanto os sólidos suspensos (SS), são parâmetros essenciais na avaliação da qualidade da água em corpos hídricos. Os sólidos dissolvidos totais referem-se a todas as substâncias que permanecem em solução na água, incluindo sais minerais, nutrientes e compostos orgânicos, enquanto os sólidos suspensos correspondem a partículas que não se dissolvem e permanecem em suspensão, como sedimentos, restos de vegetação e micro-organismos (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA, 2011). A presença e concentração desses sólidos influenciam a coloração e a turbidez da água, impactando diretamente a transparência dos corpos hídricos.

O aumento na concentração de sólidos suspensos e dissolvidos resulta em maior turbidez e coloração, o que pode causar sérios efeitos sobre os ecossistemas aquáticos. Com o aumento da turbidez, a penetração da luz na água é reduzida, prejudicando a fotossíntese de algas e plantas aquáticas (SOUZA et al., 2018). Esse fenômeno é crítico, pois a diminuição da fotossíntese limita a produção de oxigênio dissolvido, essencial para a sobrevivência de organismos aquáticos aeróbicos e facultativos. A escassez de oxigênio pode levar a um desequilíbrio nos ecossistemas, resultando na morte de espécies sensíveis e, conseqüentemente, na diminuição da biodiversidade aquática (ALMEIDA; SILVA, 2015).

Além dos impactos na biota, a presença elevada de sólidos dissolvidos e suspensos pode comprometer o uso da água para abastecimento público e atividades recreativas. Para a gestão sustentável dos recursos hídricos, é fundamental monitorar esses parâmetros, além de promover ações de desassoreamento e controle de poluentes para garantir a qualidade da água (BRASIL, 2014). A implementação de programas de conservação e recuperação de áreas de preservação ao longo das margens de rios e lagos também é uma estratégia importante para mitigar a

introdução de sólidos e melhorar a qualidade da água nos sistemas hídricos (MARTINS et al., 2017).

2.1.7 *Turbidez*

A turbidez é um parâmetro que indica a quantidade de partículas sólidas suspensas no líquido, tornando-o turvo ou opaco. Essas partículas incluem sedimentos, argila, microrganismos e detritos orgânicos. A turbidez afeta a penetração da luz solar na água, impactando o crescimento das plantas aquáticas e a vida marinha. Além disso, pode prejudicar processos de tratamento de água e a estética da água.

2.1.8 *Condutividade*

Refere-se à habilidade da água de conduzir eletricidade e está intimamente ligada à temperatura da água e à presença de íons na água. Portanto, é considerada uma medida indireta de poluição, uma vez que os efluentes podem conter íons que afetam essa característica.

2.1.9 *Nitrato*

O nitrato (NO_3^-) é um íon inorgânico presente em corpos d'água, derivado frequentemente do uso de fertilizantes em atividades agrícolas. Embora seja essencial para o crescimento das plantas, altas concentrações de nitrato podem levar à eutrofização, resultando no crescimento excessivo de algas e na redução dos níveis de oxigênio na água, prejudicando a vida aquática.

2.1.10 *Nitrogênio orgânico*

O nitrogênio orgânico é um componente crucial da qualidade da água, proveniente da decomposição de matéria orgânica, como folhas, plantas e restos de animais. Este composto é essencial para a vida aquática, uma vez que serve como fonte de nutrientes para organismos como algas e fitoplâncton (BRASIL, 2014). No entanto, o excesso de nitrogênio orgânico em corpos d'água pode levar à eutrofização, um processo caracterizado pelo crescimento excessivo de algas que consome o oxigênio dissolvido na água. Nesse cenário, a diminuição dos níveis de oxigênio pode resultar em efeitos devastadores, incluindo a morte de peixes e outras espécies aquáticas, alterando, assim, a dinâmica do ecossistema (SILVA et al., 2017).

2.1.11 Amônia

A amônia é um composto nitrogenado comum em ambientes aquáticos, resultante da decomposição de matéria orgânica e da excreção de organismos aquáticos. Sua presença em altas concentrações é preocupante, uma vez que a amônia pode ser tóxica para a vida aquática, especialmente para peixes e invertebrados, mesmo em níveis relativamente baixos (BRASIL, 2016). A toxicidade da amônia depende do pH e da temperatura da água, sendo mais nociva em temperaturas elevadas e pH elevado, o que torna o controle rigoroso da qualidade da água crucial em ecossistemas aquáticos (SOUZA et al., 2019).

2.1.12 Fósforo Orgânico

O fósforo orgânico desempenha um papel vital nos ecossistemas aquáticos, pois é um nutriente essencial para o crescimento de plantas e organismos aquáticos. Proveniente da decomposição de matéria orgânica e de resíduos de animais, o fósforo orgânico é muitas vezes uma fonte de nutrição para fitoplâncton e outras espécies que sustentam a cadeia alimentar (NASCIMENTO et al., 2018). Entretanto, quantidades excessivas podem resultar em eutrofização, levando a um aumento na proliferação de algas e à diminuição do oxigênio na água, gerando a morte de organismos aquáticos e comprometendo a qualidade do recurso hídrico (BRASIL, 2014).

2.1.13 Fósforo Inorgânico

O fósforo inorgânico é um nutriente chave para os ecossistemas aquáticos, muitas vezes utilizado como indicador da qualidade da água. Este composto é tipicamente associado a atividades humanas, como o uso de fertilizantes em áreas agrícolas e a descarga de efluentes domésticos, resultando em um aumento de suas concentrações livres nos corpos d'água (BRASIL, 2016). Altos níveis de fósforo inorgânico podem causar eutrofização, levando a um crescimento excessivo de algas, que por sua vez, compromete a transparência da água e diminui a disponibilidade de oxigênio, afetando a biodiversidade aquática (SILVA et al., 2017).

Por se tratar de um grave problema ambiental e social, a poluição hídrica estimula as pesquisas na área de planejamento e gestão de recursos hídricos em escala local e em escala de bacia hidrográfica. A literatura traz uma quantidade imensa de pesquisas, cujas linhas de investigação se concentram principalmente no diagnóstico de qualidade da água em corpos hídricos impactados pela urbanização (Anh et al., 2023; Wang et al., 2024; Zhao et al., 2024) e nas modelagens matemáticas de transporte, dispersão, decaimento, transformações e sorções de

compostos químicos orgânicos e inorgânicos (Nakamura et al., 2019; Le et al., 2019; Ferreira et al., 2023; Borota et al., 2024; Zheng et al., 2024; Klink et al., 2024; Zheng et al., 2024).

Existe atualmente uma tendência em trabalhar com a avaliação e gestão dos riscos ambientais, ou seja, avaliação da capacidade de suporte associada aos eventos climáticos extremos, à disponibilidade hídrica, ao uso e ocupação desordenados da terra, ao aumento da produção industrial, entre outros (Peng et al., 2021; Hu et al., 2021; Bai et al., 2022).

2.2 SISTEMA DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA - SIG

Segundo Waldo Tobler (1970) “Tudo está relacionado com tudo, mas as coisas próximas são mais relacionadas do que coisas distantes”, sendo este é o princípio fundamental da autocorrelação espacial (conhecido também como a 1ª lei da geografia). Com base nesta premissa, a análise do uso e ocupação do solo nas regiões de uma bacia hidrográfica possibilita uma melhor compreensão dos impactos ambientais resultantes desses usos, bem como alternativas para mitigá-los.

A ciência do sensoriamento remoto tem experimentado avanços significativos, e um exemplo desses avanços é o Sistema de Informação Geográfica (SIG), que, de acordo com Teixeira (1995), consiste em um conjunto de programas, equipamentos, metodologias, dados e pessoas (usuário), perfeitamente integrados. Esse sistema possibilita de maneira eficiente a coleta, o armazenamento, o processamento e a análise de dados georreferenciados, além da produção de informações derivadas de sua aplicação.

O Sistema de Informação Geográfica (SIG) é uma tecnologia que combina dados geográficos e espaciais para análise, visualização e gestão de informações relacionadas aos locais geográficos. Sua importância reside na capacidade de integrar dados provenientes de diferentes fontes e formatos, como mapas, imagens de satélite, dados de sensoriamento remoto e informações georreferenciadas coletadas em campo. Por meio do SIG, é possível criar mapas digitais interativos e utilizar ferramentas avançadas para análise espacial e tomada de decisões informadas (LONGLY et al., 2015).

O QGIS, também conhecido como Quantum GIS, é uma ferramenta de software gratuita e de código aberto utilizada para SIG amplamente empregada na visualização, análise e processamento de dados geoespaciais em várias plataformas. Possui uma vasta gama de recursos e funcionalidades que permitem a manipulação e análise eficientes de dados geográficos (QGIS COMMUNITY, 2023).

Como alternativa a utilização de uma fonte confiável de dados georreferenciados tem-se os arquivos fornecidos do projeto Topodata. Este projeto oferece o Modelo Digital de Elevação (MDE) e suas derivações locais básicas em cobertura nacional, elaborados a partir dos dados SRTM (Shuttle Radar Topography Mission - Missão de Topografia por Radar do Ônibus Espacial) disponibilizados pelo USGS (United States Geological Survey - Serviço Geológico dos Estados Unidos) na rede mundial de computadores (INPE, 2023).

Sendo um software de código aberto, o QGIS é constantemente atualizado e aprimorado pela comunidade de desenvolvedores, garantindo sua melhoria contínua e solução de possíveis problemas. Além disso, o software em questão permite a utilização de diversos plugins, que nada mais são que é um componente de software que adiciona funcionalidades extras a um programa principal (QGIS COMMUNITY, 2023).

2.3 MODELAGEM DE QUALIDADE DA ÁGUA EM CURSOS DE ÁGUA URBANOS

Os modelos matemáticos aplicados a qualidade da água possibilitam a avaliação dos impactos resultantes do lançamento de cargas poluentes, bem como a análise de cenários de intervenção e medidas de controle ambiental. Ao longo da história, esses modelos têm sido utilizados desde o desenvolvimento do modelo clássico de Streeter e Phelps em 1925, criado originalmente para o Rio Ohio, e representando um marco no campo da engenharia sanitária e ambiental. Com o aumento da complexidade e do número de variáveis a serem modeladas, surgiram outros modelos, como o QUAL2E (CHAPRA, 1997), GESCAL (PAREDES; ANDREU; SOLERA, 2010), WASP original (Di Toro et al., 1983; Connolly e Winfield, 1984; Ambrose, R.B. et al., 1988), entre outros.

O WASP (Water Quality Analysis Simulation Program) é um modelo que ajuda os usuários a compreender e prever como a qualidade da água é afetada por fenômenos naturais e poluição causada pelo ser humano, possibilitando a tomada de decisões relacionadas ao controle da poluição. É um programa de modelagem dinâmica que abrange tanto a coluna de água quanto o leito bêntico, sendo aplicável a sistemas aquáticos diversos (EPA, 2024).

2.4 FERRAMENTA WASP

A ferramenta WASP permite, de uma forma interativa, a modelagem hidrodinâmica ao longo dos segmentos de rio e/ou reservatórios previamente definidos (por meio do módulo de transporte, conforme item 2.5.1), a modelagem de qualidade de água em segmentos únicos,

ramificados e sobrepostos representados por camada superficial, subsuperficial, interface camada bentônica/sobrenadante e camada bentônica (por meio dos módulos de eutrofização EUTRO, conforme item 2.5.2), bem como se tratando das substâncias tóxicas (por meio dos módulos de tóxicos, conforme item 2.5.3). Neste estudo, os parâmetros analisados e simulados são oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), série de nitrogênio e o fósforo. Todo o texto deste item é baseado em EPA (2021).

2.4.1 *Módulo de transporte*

2.4.1.1 Transporte advectivo

O transporte advectivo é controlado por uma rede de fluxo, ou seja, conexões ou ligações entre os segmentos, que são especificadas pelo usuário. A ferramenta oferece seis tipos de transportes advectivos, que incluem: Tipo 1 (coluna d'água): transporte na parte superior da água, envolvendo advecção e diluição dos poluentes na superfície da água; Tipo 2 (poro d'água): transporte nos poros na camada bentônica, com advecção e diluição apenas dos poluentes dissolvidos; Tipos 3, 4 e 5 (poluentes particulados): transporte de poluentes em suspensão, levando em consideração a sedimentação, ressuspensão e deposição/compactação na camada bentônica; Tipo 6: transporte que representa a evaporação dos segmentos e/ou a precipitação para os segmentos. Neste estudo, foram considerados os transportes advectivos dos tipos 1, 3, 4, 5 e 6. O transporte advectivo do tipo 2 foi utilizado apenas como receptor de material orgânico e nutrientes sedimentados.

O transporte advectivo do Tipo 1 (coluna d'água) controla o transporte dos poluentes dissolvidos e em suspensão na massa líquida, onde as variações nas características hidráulicas, como a vazão superficial, podem interferir diretamente na cinética de alguns processos, como reaeração, volatilização e fotólise.

A ferramenta permite relacionar a vazão com as características hidráulicas por meio de seis padrões: roteamento de fluxo: as características de volume, profundidade líquida e velocidade média do fluxo não se ajustam à vazão especificada por segmento; roteamento de rio: baseado na hidrogeometria, as características de volume, profundidade líquida e velocidade média do fluxo se ajustam à vazão especificada por segmento; onda cinemática: usa a rotina de onda cinemática para cada segmento com base na inclinação do fundo e rugosidade do fundo; vertedouro artificial: usa a profundidade da barragem para controlar a vazão, com a água vertendo a jusante do barramento por meio de um vertedor com crista ou soleira plana; ligação hidrodinâmica: o transporte é obtido em um modelo hidrodinâmico externo; onda dinâmica: a

vazão é calculada com base na elevação da superfície líquida e inclinação superficial. Neste estudo, foi adotado o padrão hidráulico de vertedouro artificial para as camadas de epilímnio e roteamento de fluxo para as camadas de hipolímnio e bentos.

2.4.1.2 Transporte dispersivo

O transporte dispersivo é governado por uma rede de fluxo, ou seja, conexões ou ligações entre os segmentos, que são especificadas pelo usuário. A ferramenta oferece apenas dois tipos de transporte dispersivo: Tipo 1 (coluna d'água): transporte na parte superior da água, envolvendo a dispersão dos poluentes na superfície da água; Tipo 2 (poro d'água): transporte nos poros na camada bentônica, com dispersão apenas dos poluentes dissolvidos.

Em rios naturais largos e rios de médio porte represados artificialmente, o efeito dispersivo no transporte dos poluentes entre segmentos adjacentes pode ser considerado tanto na posição transversal quanto na longitudinal. Os dados de entrada incluem coeficientes de difusão turbulenta ou coeficientes de dispersão (em m^2/s), área transversal entre os segmentos (área horizontal para a dispersão vertical e área transversal para a dispersão longitudinal) e comprimento da mistura dispersiva (que assume a largura ou o comprimento médio entre dois segmentos adjacentes). Neste estudo, apenas o transporte dispersivo do Tipo 1 foi considerado.

2.4.2 Módulo de eutrofização

Ambientes lênticos naturais e artificiais que recebem contribuições pontuais e difusas de cargas poluentes estão susceptíveis ao enriquecimento de nutrientes, à eutrofização (florações periódicas de fitoplâncton e alteração do equilíbrio trófico natural), além de flutuações rápidas superficiais e variações bruscas verticais na concentração de oxigênio dissolvido.

O módulo de eutrofização (EUTRO) vinculado à ferramenta WASP simula o balanço de massa variável no espaço e no tempo de oito variáveis de estado (oxigênio dissolvido - OD, demanda bioquímica de oxigênio - DBO, nitrogênio orgânico - N_{org} , amônia - NH_3 , nitrato - NO_3 , fósforo orgânico - P_{org} , fósforo inorgânico - P_{inorg} e fitoplâncton).

2.4.2.1 Ciclo do fósforo

As variações de fósforo incluem o fósforo pertencente à biomassa do fitoplâncton, P_{org} dissolvido e suspenso e P_{inorg} dissolvido (ortofosfato). Considera-se como P_{inorg} suspenso a porção do P_{inorg} dissolvido adsorvido a um sólido suspenso. As porções iniciais dissolvidas e

suspensas são especificadas pela porcentagem da porção dissolvida, o que reflete a intensidade dos processos de adsorção e dessorção.

As interações cinética na biomassa incluem a absorção, armazenamento e incorporação do P_{inorg} ao longo do crescimento do fitoplâncton e as perdas pela sedimentação e morte do fitoplâncton. Com relação ao P_{org} na massa líquida, as interações cinéticas incluem o aumento devido à respiração endógena e à morte do fitoplâncton, a perda pela mineralização (conversão de P_{org} em P_{inorg}) e a perda pela sedimentação. Já com relação ao P_{inorg} na massa líquida, as interações cinéticas incluem o aumento devido à respiração endógena e morte do fitoplâncton (apenas a porção dissolvida do P_{inorg}), o aumento pela mineralização (conversão de P_{org} em P_{inorg}) e a perda pela absorção, armazenamento e incorporação na biomassa do fitoplâncton.

2.4.2.2 Ciclo do nitrogênio

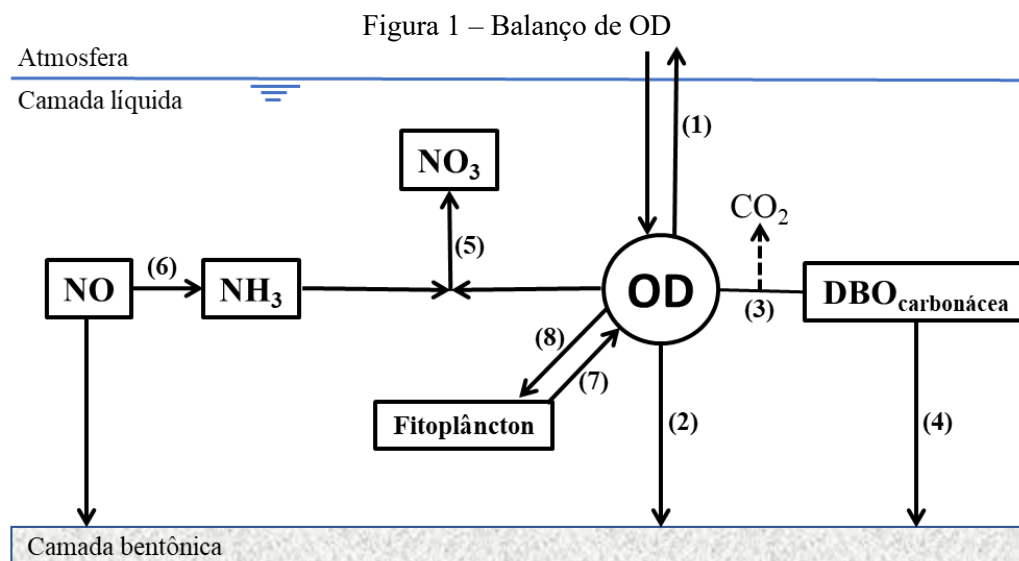
As variações de nitrogênio incluem o nitrogênio pertencente à biomassa do fitoplâncton, N_{org} (nitrogênio orgânico), NH_3 e NO_3 .

As interações cinética na biomassa incluem a absorção, armazenamento e incorporação de NH_3 e NO_3 ao longo do crescimento do fitoplâncton e as perdas pela sedimentação e morte do fitoplâncton. Com relação ao N_{org} na massa líquida, as interações cinéticas incluem o aumento devido à respiração endógena e à morte do fitoplâncton, a perda pela amonificação (conversão de N_{org} em NH_3) e a perda pela sedimentação.

Já com relação à NH_3 na massa líquida, as interações cinéticas incluem o aumento devido à respiração endógena e morte do fitoplâncton, o aumento pela amonificação (conversão de N_{org} em NH_3), a perda pela nitrificação (conversão de NH_3 em NO_3) e a perda pela absorção, armazenamento e incorporação na biomassa do fitoplâncton. Para finalizar, as interações cinéticas para NO_3 incluem o aumento pela nitrificação (conversão de NH_3 em NO_3), a perda pela absorção, armazenamento e incorporação na biomassa do fitoplâncton e a perda pela desnitrificação.

2.4.2.3 Balanço de OD

O OD é fundamental para o equilíbrio da vida aquática e atua como um importante indicador da qualidade de água, uma vez que tem interação cinética com a maioria das variáveis, tais como carbono/fitolâncton, NH_3 , NO_3 e DBO (ver Figura 1). O consumo de OD é consequência da degradação aeróbia da camada líquida sobrenadante e dos processos anaeróbios na superfície bentônica.



Fonte: EPA (2021), traduzido e adaptado

As interações cinéticas de OD incluem o aumento via reaeração natural (1) e fotossíntese (7) e as reduções via degradação da matéria orgânica carbonácea por organismos aeróbios (3), nitrificação (5), demanda do sedimento de fundo (2) e respiração do fitoplâncton (8). Já a variável DBO, que está vinculada ao balanço de OD, possui as seguintes interações cinéticas: aumento via morte da biomassa algal (cuja cinética não está representada na Figura 2) e reduções via degradação da matéria orgânica por organismos aeróbios (3) e sedimentação para a camada bentônica (4). A amonificação (6) não gera consumo de OD.

2.4.2.4 Interface camada bentônica/sobrenadante

O processo de sedimentação de N_{org} , P_{org} , DBO e carbono via fitoplâncton aumenta a concentração de matéria orgânica na camada bentônica. A decomposição dessa matéria orgânica resultante na camada bentônica libera nutrientes e demanda oxigênio dissolvido na camada líquida próxima à interface bentônica/sobrenadante. A possibilidade de anoxia nas proximidades da interface, em função de elevadas demandas de OD, pode potencializar as reações redox, com conseqüente liberação de nutrientes. Esta dinâmica entre OD e nutrientes justifica a importância da inclusão de segmento bentônico/sobrenadante.

As interações cinéticas no segmento de massa líquida incluem os fluxos ascencionais de fósforo e nitrogênio inorgânicos, além da demanda de oxigênio dissolvido. Neste estudo, nas análises dos cenários, foi incluída a sedimentação de material orgânico (DBO). Em função da reduzida velocidade média de escoamento neste trecho do rio, a ressuspensão para a massa líquida não foi considerada.

2.4.2.5 Camada bentônica

Na ferramenta WASP, quando se tem o interesse em simular a camada bentônica, deve-se acrescentar um segmento bentônico sob cada segmento de massa líquida (*water column*). Todas as oito variáveis de estado inseridas no módulo EUTRO são simuladas no segmento bentônico (OD, DBO, N_{org} , NH_3 , NO_3 , P_{org} , P_{inorg} e fitoplâncton). As frações dissolvidas de N_{org} , NH_3 , NO_3 , P_{inorg} , P_{org} e DBO podem interagir com a massa líquida adjacente por difusão (transporte dispersivo). Já as frações particuladas de fitoplâncton, P_{org} , P_{inorg} , N_{org} e DBO podem sedimentar na camada bentônica e ressuspender para a camada de massa líquida. As taxas de decomposição do material orgânico pertencentes a P_{org} , N_{org} , fitoplâncton e DBO devem ser informadas.

É importante salientar que, mesmo não havendo o interesse em simular as interações em camada bentônica, deve-se acrescentar segmentos bentônicos sob os segmentos sobrenadantes (*water column*) a fim de representar as sedimentações e ressuspensões das frações particuladas de DBO, N_{org} , P_{org} e fitoplâncton e a demanda de fundo de OD.

A definição da espessura da camada bentônica é de fundamental importância, visto que reflete na dinâmica de interação com a massa líquida e na “memória” de compactação, vazios dos poros, etc.

- Nitrogênio

O nitrogênio orgânico (N_{org}) particulado sedimentado da massa líquida é hidrolisado à nitrogênio inorgânico (amônia) via bactérias anaeróbias. Também, a decomposição anaeróbia de biomassa algal morta sedimentada proporciona o acréscimo de nitrogênio orgânico que, hidrolisado, acrescenta amônia à camada bentônica. Essa amônia produzida pode ser trocada com a massa líquida adjacente via difusão (transporte dispersivo). Em função da condição anaeróbia, não ocorre a nitrificação na camada bentônica, todavia existe a possibilidade da presença de nitrato na camada bentônica via difusão da camada líquida para a bentônica. Esse nitrato pode sofrer desnitrificação em função da baixa concentração de OD no bento.

Resumidamente, a concentração de N_{org} na camada bentônica aumenta via decomposição do nitrogênio orgânico da biomassa algal e reduz via mineralização ou amonificação. Da mesma forma, a concentração de NH_3 aumenta via decomposição da biomassa algal (baseado em nitrogênio orgânico dissolvido) e aumenta via mineralização ou amonificação. Já o nitrato apenas reduz via desnitrificação. As porções dissolvidas do nitrogênio interagem com a massa líquida via difusão (transporte advectivo). As porções suspensas podem aumentar via sedimentação ou reduzir via ressuspensão.

- Fósforo

De uma forma simplista, considera-se que as decomposições anaeróbias do fósforo pertencente aos detritos das algas sedimentadas e do fósforo orgânico da massa líquida ocorrem nas mesmas expressões das taxas e constantes para o nitrogênio, produzindo o fósforo orgânico e inorgânico.

A concentração de P_{org} na camada bentônica aumenta via decomposição do fósforo orgânico da biomassa algal e reduz via mineralização de P_{org} em P_{inorg} . Da mesma forma, a concentração de P_{inorg} aumenta via decomposição da biomassa algal (baseado em P_{org} dissolvido) e aumenta via mineralização de P_{org} em P_{inorg} . As porções dissolvidas do fósforo interagem com a massa líquida via difusão (transporte advectivo). As porções suspensas podem aumentar via sedimentação ou reduzir via ressuspensão.

- OD e DBO

Na camada bentônica são consideradas a decomposição anaeróbica do carbono fitoplanctônico e a quebra anaeróbia do carbono orgânico bentônico. Nesta decomposição do sedimento, as reações são sumidouros de oxigênio e rapidamente tornam sua concentração negativa. A concentração de OD calculada na massa líquida é positiva. A partir daí, admite-se que o oxigênio negativo da camada bentônica (equivalente ao carbono reduzido) é transportado via interface, com conseqüente redução de OD na massa líquida adjacente (representa a demanda de fundo de OD).

Resumidamente, a concentração de DBO na camada bentônica aumenta via decomposição do carbono orgânico da biomassa algal, aumenta via sedimentação de DBO particulada, aumenta via difusão na interface massa líquida/bento e reduz via oxidação e ressuspensão de fundo. Já a variável de estado OD reduz em função da oxidação da matéria orgânica e pode aumentar ou reduzir pela difusão (transporte dispersivo) na interface.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

O conhecimento detalhado da área objeto de estudo é fundamental para o sucesso do planejamento e gestão de recursos hídricos em escala de bacia hidrográfica.

A bacia hidrográfica do córrego Mumbuca tem uma área de 53,58 km² e está totalmente inserida no município de Monte Carmelo, Triângulo Mineiro (ver Figura 2); praticamente toda a área urbana de Monte Carmelo está concentrada no médio curso do córrego, com pequenos fragmentos populacionais fora da bacia na porção oeste; a população total urbana de Monte Carmelo é de 47692 habitantes e densidade populacional de 35,51 hab/km² (IBGE, 2024). Segundo Novais et al. (2018), o clima no Triângulo Mineiro e Alto Paranaíba tem domínio tropical com seis a sete meses secos (tipo Aw no sistema de classificação Köppen), intensidade pluviométrica média anual de 1300 a 1450 mm e temperatura ambiente média no mês mais frio entre 18°C e 20°C e temperatura média anual entre 22°C e 26°C; o solo característico na bacia é Latossolo Vermelho distrófico -LVd8 (SISEMA, 2024).

O córrego Mumbuca possui uma extensão de aproximadamente 14 km, começando em sua nascente principal na parte sul, a cerca de 970 m de altitude, e terminando em seu encontro com o rio Perdizes, na região norte, onde a altitude é de aproximadamente 821 m. O rio Perdizes, por sua vez, é um afluente do rio Paranaíba e deságua em uma área tranquila do reservatório da Central Hidrelétrica Emborcação, situado em sua margem esquerda. Os principais afluentes do córrego Mumbuca são de caráter urbano, incluindo os córregos Exposição, Olaria e Monjolo, além do córrego Lambari, que está localizado em uma área rural. A utilização e ocupação do solo na bacia são predominantemente voltadas para o agronegócio/extrativismo (66,2%), seguidas pela área urbana (22,7%) e pela vegetação nativa (11,1%).

Aproximadamente 60% da demanda de água para abastecimento urbano é suprida por poços tubulares profundos distribuídos na área urbana (DMAE, 2021). Os outros 40% da demanda é suprida por captações superficiais, sendo 38% advinda de reservatório de acumulação na cabeceira do córrego Mumbuca, conforme identificação do reservatório na Figura 2; com isso, o regime hídrico no córrego regularizado pelo reservatório de acumulação ocasiona, em períodos de escassez hídrica extrema, vazão nula em 315 m de extensão de córrego imediatamente a jusante do reservatório; apesar disso, a perenidade nos tributários urbanos e rurais mantém o regime perene para a maioria do comprimento no córrego Mumbuca.

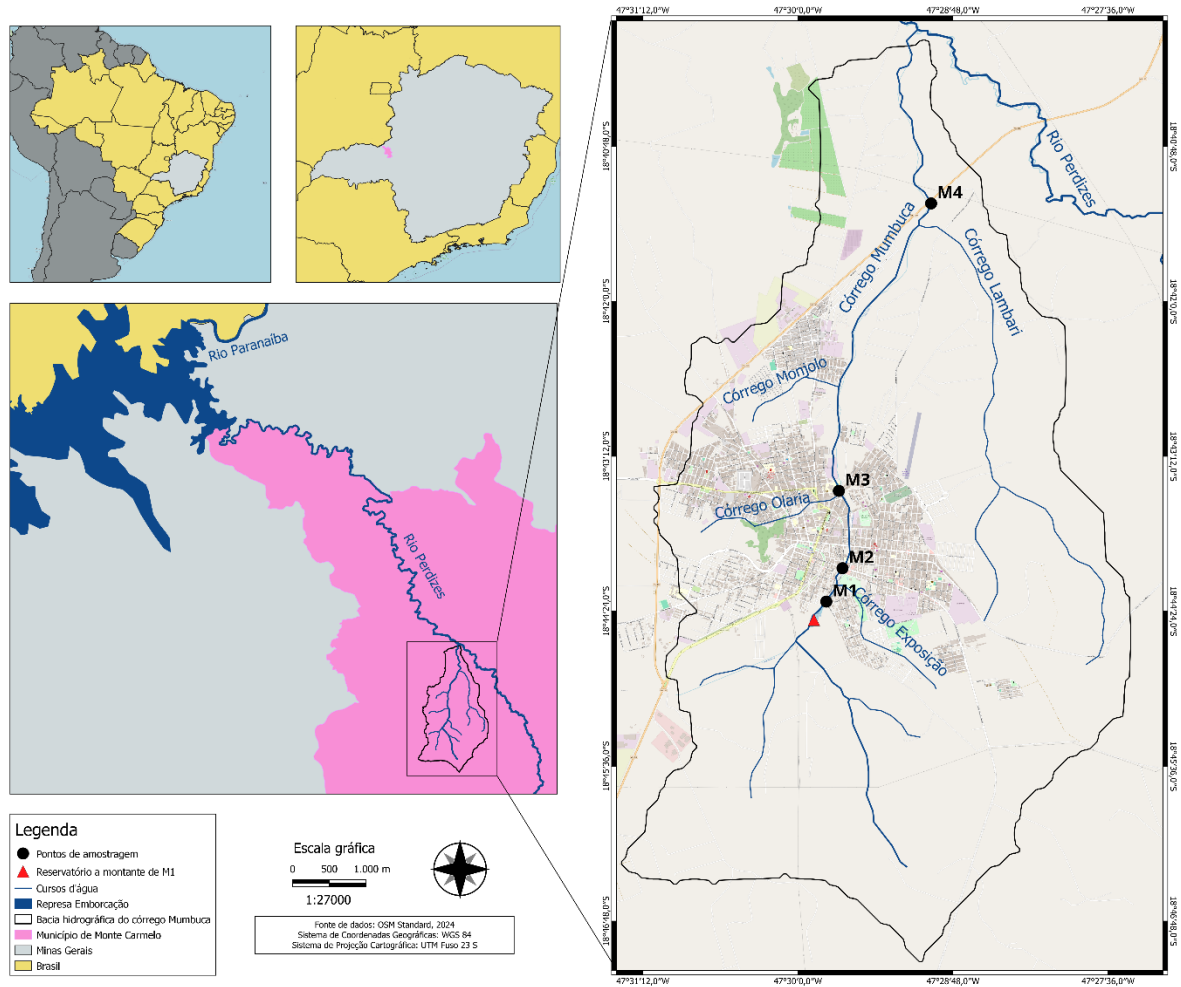
Em Monte Carmelo, a porcentagem da população com acesso ao sistema de abastecimento de água é de 99,11%, enquanto a coleta de esgoto abrange 98,7%, mas apenas 73,2% do esgoto é tratado (SNIS, 2024). As etapas de tratamento de esgoto na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) consistem, em ordem, no tratamento preliminar, no tratamento biológico em um reator anaeróbio de fluxo ascendente (acompanhado por leito de secagem), seguido por um filtro biológico descendente e um decantador secundário. Apesar de a ETE de Monte Carmelo ter a capacidade de tratar a totalidade da carga poluente gerada, a rede de coleta e transporte não abrange toda a área urbana, e há registros de ligações clandestinas de esgoto doméstico bruto em galerias de águas pluviais na região central da cidade (Marques et al., 2019; DMAE, 2021).

De acordo com as informações disponibilizadas pelo DMAE Monte Carmelo 2023, o sistema de coleta de esgotamento sanitário de Monte Carmelo abrange a maioria das residências, com mais de 193.000 metros de tubulação subterrânea. O DMAE do município é responsável pela ETE que, segundo o próprio órgão, utiliza tecnologia na coleta, transporte e tratamento do esgoto sanitário, alcançando um índice de 90% de tratamento eficaz do esgoto coletado (porcentagem relacionada a várias métricas de qualidade da água, como por exemplo a DBO).

Os quatro postos de monitoramento de qualidade da água (M1, M2, M3 e M4 na Figura 2) foram alocados estrategicamente ao longo do córrego Mumbuca, a fim de identificar os impactos das cargas poluentes das ligações clandestinas e da ETE.

A periodicidade bimestral para os trabalhos de campo, especificamente nos meses de abril, junho, agosto e outubro de 2023 e abril, junho e agosto de 2024, considerou o período crítico de capacidade de transporte e dispersão de poluentes, período este indicado para a avaliação da capacidade de suporte.

Figura 2 – Bacia hidrográfica do córrego Mumbuca: localização, hidrografia e postos de monitoramento



Fonte: Márcio Salla (2024).

Os pontos M1 (montante), M2, M3 e M4 (jusante) representam pontos de coleta no corpo hídrico principal do córrego urbano, já os pontos A1, A2, A3 e A4. representam os afluentes do córrego, conforme Tabela 2, Figura 3 e Figura 4.

Tabela 2 – Coordenadas dos pontos de coleta de dados

Ponto	Latitude Sul	Longitude Oeste
M1	18°44'19.00"	47°29'47.00"
M2	18°44'05.80"	47°29'37.08"
M3	18°43'28.60"	47°29'39.00"
M4	18°41'14.10"	47°28'59.90"
A1	18°44'12.20"	47°29'40.80"
A2	18°43'36.00"	47°29'57.20"
A3	18°42'39.60"	47°29'41.70"
A4	18°41'16.40"	47°28'59.40"

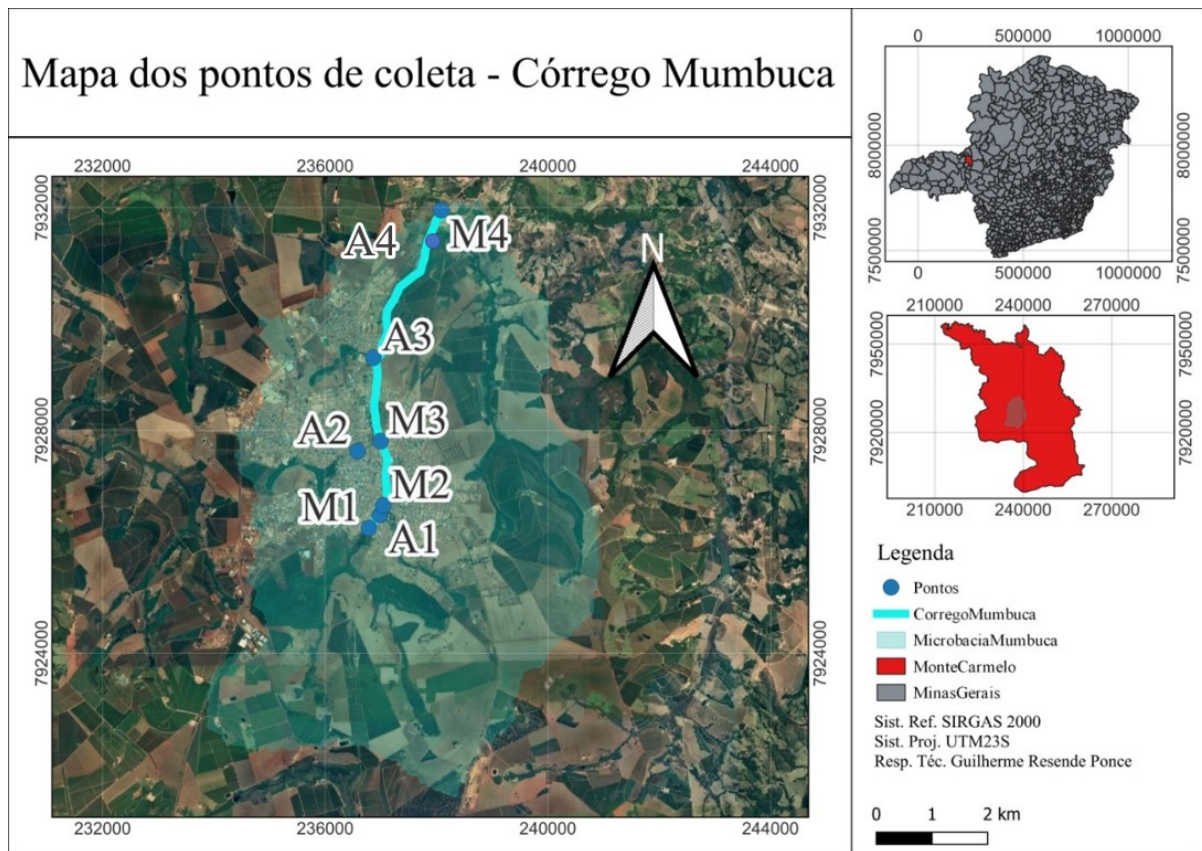
Fonte: Autor (2023).

Figura 3 – Representações dos pontos de coleta de dados



Fonte: Autor (2023).

Figura 4 – Pontos de Coleta, no software QGIS

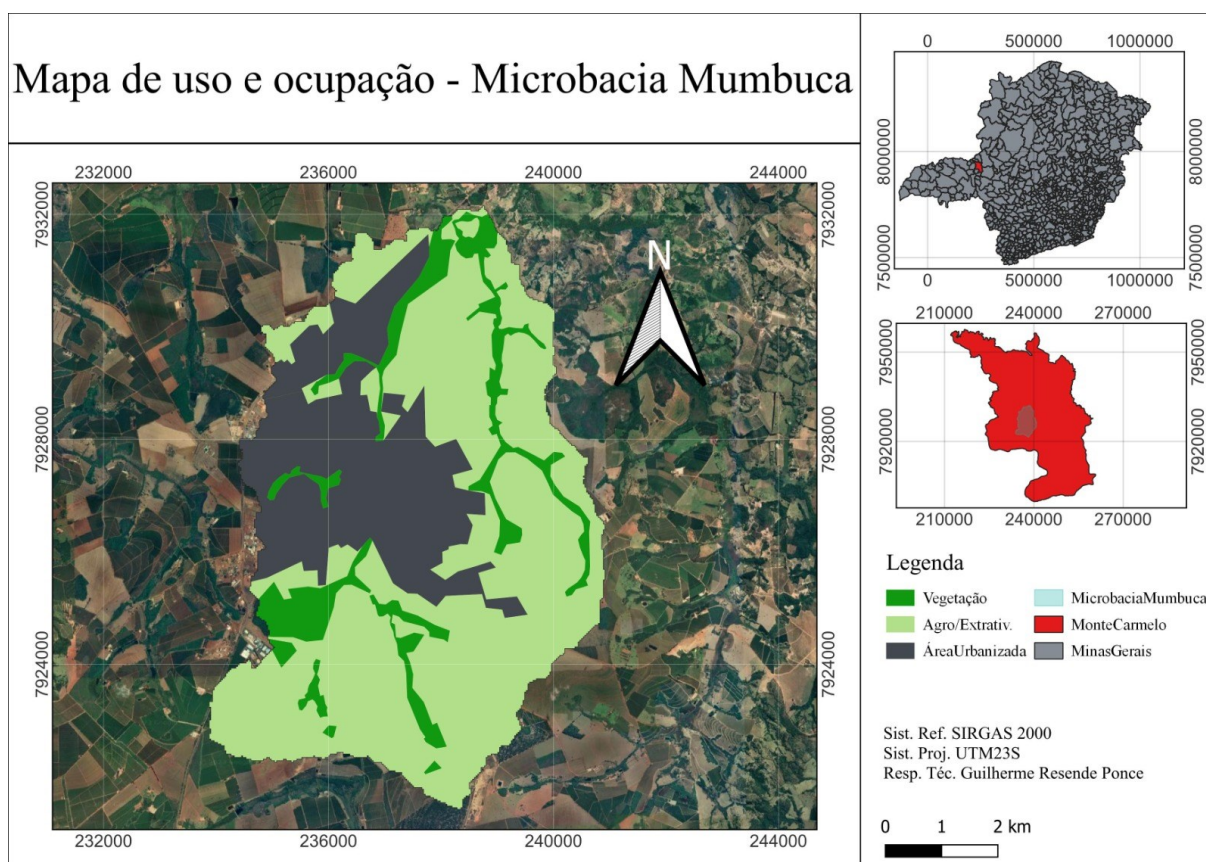


Fonte: Autor (2023).

Para a determinação da microbacia do córrego Mumbuca, foram utilizados dados do Topodata juntamente com o tratamento dos mesmos no software QGIS, auxiliados pela utilização de seus plugins (GRASS e QuickMapServices). Neste estudo em particular, a microbacia do córrego foi delimitada a partir de seu exultório, bem como as microbacias de seus afluentes.

A microbacia em questão teve seus usos e ocupação classificados em três tipos principais: vegetação nativa, agronegócio/extrativismo e espaço urbano. Essa classificação foi realizada de forma manual, visando evitar a ocorrência de "espaços vazios" na análise. Para isso, foram utilizadas imagens de satélite do Google Maps, acessadas por meio de plugins (QuickMapServices) do QGIS, conforme Figura 5.

Figura 5 – Uso e ocupação na microbacia do córrego Mumbuca



Fonte: Autor (2023).

3.2 TOPOLOGIA DO SISTEMA HÍDRICO

A topologia de um sistema hídrico refere-se à estrutura e organização espacial da rede do corpo hídrico principal, incluindo a disposição e conexões dos diferentes componentes, como os rios e córregos, lagos reservatórios, canais e também os lançamentos pontuais dos sistemas artificiais de drenagem pluvial e coleta e transporte de esgoto sanitário.

A análise topológica inclui a identificação de nascentes, fluxos de água, bacias hidrográficas, áreas de captação, entre outros pontos. Além disso, a topologia de um sistema hídrico é fundamental para modelagem matemática e simulação computacional, permitindo prever o comportamento da água em diferentes cenários, como inundações, secas ou eventos extremos de precipitação.

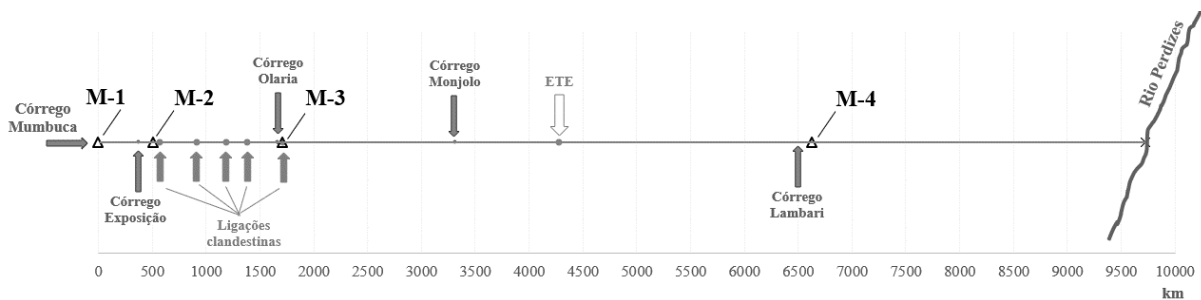
A Figura 6 identifica o médio e baixo curso do córrego Mumbuca, que corresponde ao trecho de 9,73 km estudado, e os aportes pontuais assumidos. O estudo iniciou-se imediatamente a jusante do reservatório de acumulação utilizado para captação superficial, no

posto de monitoramento M1 (ver Figura 2), em uma região ainda sem aporte de carga poluidora clandestina, e finalizou na confluência do córrego Mumbuca com o rio Perdizes.

Os três tributários urbanos analisados incluem o córrego Exposição na margem direita, além dos córregos Olaria e Monjolo na margem esquerda, enquanto o único tributário rural considerado é o córrego Lambari, que se localiza na margem direita. O monitoramento da qualidade da água na foz desses córregos revelou a presença de esgoto doméstico bruto de forma clandestina, especialmente nos córregos Exposição e Olaria. Em 2023, a conclusão da instalação de interceptores na sub-bacia do córrego Monjolo resultou na despoluição desse córrego; no entanto, a falta de conexão do interceptor ao emissário de esgoto bruto ainda provoca poluição pontual e concentrada no córrego Mumbuca. Apesar do uso agrícola cobrindo 68,2% da área, a sub-bacia rural do córrego Lambari é preservada, o que contribui para a boa qualidade da água.

Neste contexto, a topologia do córrego Mumbuca, descrita na Figura 6, caracteriza os pontos de monitoramento empregados no processo de calibração do modelo (pontos M1, M2, M3 e M4). Processo este que visa ajustar as estimativas simuladas no WASP com os dados monitorados de qualidade da água, otimizando os termos cinéticos.

Figura 6 – Topologia Hidráulica



Fonte: Autor (2024).

As visitas in loco e análises dos traçados da rede de esgotamento sanitário e da rede de drenagem pluvial evidenciam a existência de ligações clandestinas de esgoto doméstico bruto em rede de drenagem pluvial; as posições corretas dos exultórios da rede de drenagem pluvial no córrego Mumbuca foram obtidas pelo traçado da rede disponibilizado por DMAE (2021); o aporte pontual clandestino de esgoto doméstico bruto soma, pelo menos, cinco pontos de lançamento, sendo alguns visíveis e coincidentes com trechos finais das galerias de águas pluviais; já outros pontos não aparentes, possivelmente também em trechos finais de galerias, estão situados em região canalizada e fechada do córrego na região central da cidade.

Já na transição entre o médio e baixo curso do córrego Mumbuca, em sua margem esquerda, ocorre o lançamento pontual de esgoto tratado pela ETE (ver Figura 6).

3.3 SEGMENTAÇÃO DO CÓRREGO

A ferramenta WASP permite representar o curso de água natural como um segmento único ou vários segmentos adjacentes laterais, verticais e longitudinais. Em função do porte do córrego Mumbuca e o ambiente lótico em todo o seu trajeto, assumiu-se uma modelagem 1D longitudinal neste estudo; contudo, foi considerada apenas a segmentação longitudinal do córrego Mumbuca em 14 trechos, conforme já ilustrado na topologia hídrica (Figura 7).

A segmentação longitudinal assumida permite visualizar as variações longitudinais das grandezas geométricas, grandezas hidráulicas e concentrações dos parâmetros, além de permitir representar as entradas pontuais (tributários, ligações clandestinas e ETE).

Para cada um dos 14 trechos longitudinais foi adicionada uma camada bentônica de mesma área superficial e espessura fixa de 0,05 m; essa espessura foi simplesmente adotada, sem nenhuma medição de campo do perfil litológico de fundo; no módulo EUTRO da ferramenta WASP, a camada bentônica atuará como depósito de material orgânico e inorgânico com densidade superior à água que eventualmente tenha sedimentado e como depósito de material bentônico que demandará oxigênio dissolvido, visto que as simulações foram realizadas apenas para o período de estiagem.

3.4 DADOS DE ENTRADA

3.4.1 *Descarga líquida ou vazão superficial*

A descarga líquida ou vazão superficial é de extrema importância para o modelo WASP, pois a quantidade de água que aflui no corpo hídrico afeta diretamente a dinâmica da qualidade da água. O modelo matemático utiliza essas informações para simular o transporte, diluição e transformação dos poluentes ao longo do corpo hídrico. As vazões provenientes das afluências no córrego Mumbuca incluem o ponto de monitoramento M1 no próprio córrego, que indica o ponto inicial das simulações, os tributários A1 (córrego Exposição), A2 (córrego Olaria), A3 (córrego Monjolo) e A4 (córrego Lambari), o efluente sanitário tratado pela ETE e as cinco ligações clandestinas.

O Plano Municipal de Saneamento Básico de Monte Carmelo (PMSB, 2013) traz o traçados das redes coletoras de esgoto sanitário e das redes de drenagem pluvial para a área

urbana de Monte Carmelo; de acordo com o traçado da rede coletora de esgoto, desde 2013 existe interceptor ao longo de todo o córrego Mumbuca, em alguns trechos longitudinais nas duas margens e em outros trechos apenas em uma margem; isso evidencia que não existem pontos ao longo do córrego Mumbuca em que a rede coletora não esteja interligada ao interceptor. Com relação aos principais afluentes, em 2013 ainda não haviam sido construídos os interceptores nos córregos Exposição (que corresponde ao afluente A1 na topologia hídrica) e Olaria (que corresponde ao afluente A2 na topologia hídrica).

Diante das informações do PMSB (2013) e das constatações in loco da poluição hídrica no córrego Mumbuca e em seus principais afluentes, assumiu-se neste estudo que as cinco afluências de esgoto bruto ao longo do Córrego Mumbuca são oriundas de ligações clandestinas de esgoto bruto em rede de drenagem pluvial.

As vazões em M1, A1, A2, A3 e A4 foram medidas com equipamento micro molinete fluviométrico destacado na Figura 9. Este aparelho é constituído de uma palheta na parte frontal (que gira em função do escoamento de água, fornecendo o número de rotações por segundo) e por um contador de giro digital. A velocidade pontual do escoamento é obtida a partir de uma equação ajustada (Equação 2, Equação 3) em função do número de rotações por segundo N_{rps} , onde:

$$v_{pontual} = 0,02193995 + 0,12384899 * N_{rps}, \text{ se } N_{rps} \leq 0,9733 \quad (\text{Eq. 2})$$

$$v_{pontual} = 0,00270963 + 0,14360696 * N_{rps}, \text{ se } N_{rps} > 0,9733 \quad (\text{Eq. 3})$$

Na qual: $v_{pontual}$: velocidade pontual (m/s); N_{rps} : número de rotações por segundo.

O micro-molinete fluviométrico, modelo MINI-8202 (ver Figura 7), é da marca Hidromec Indústria e Comércio Ltda. A vazão em cada estação é a soma das sub-vazões obtidas nas diferentes subáreas. A sub-vazão por subárea é obtida a partir da multiplicação da velocidade pontual pela respectiva subárea. O número de subáreas por estação de monitoramento depende da largura do canal.

Figura 7 – Micro-molinete fluviométrico mais contador de giro



Fonte: Autor (2023).

A vazão em M4, também medida com equipamento micro molinete fluviométrico, possibilitou estimar as ligações clandestinas na área urbana, de acordo com a equação (Equação 4); cada uma das 5 ligações clandestinas recebeu a mesma parcela de vazão, igual a $Q_{LC}/5$.

$$Q_{LC} = [Q_{M4} - (Q_{M1} + Q_{A1} + Q_{A2} + Q_{A3} + Q_{A4} + Q_{ETE})] \quad (\text{Eq. 4})$$

Na qual: Q_{LC} : vazão total estimada nas cinco ligações clandestinas de esgoto bruto na rede de drenagem pluvial (m^3/s); Q_{M4} : vazão monitorada na estação M4 (m^3/s); Q_{M1} : vazão monitorada na estação M1 (m^3/s); Q_{A1} : vazão monitorada na estação A1 (m^3/s); Q_{A2} : vazão monitorada na estação A2 (m^3/s); Q_{A3} : vazão monitorada na estação A3 (m^3/s); Q_{A4} : vazão monitorada na estação A4 (m^3/s); Q_{ETE} : vazão monitorada na ETE (m^3/s).

As fontes difusas não estão representadas na topologia hídrica deste estudo.

3.4.2 Demandas outorgadas

As demandas outorgadas indicam as quantidades de recursos hídricos alocadas para determinados usos, conforme autorizações concedidas por autoridades competentes. Em outras palavras, são as demandas de água permitidas legalmente para diversos fins, como abastecimento público, irrigação, uso industrial, entre outros, em uma determinada área ou bacia hidrográfica.

Após consultas ao IDE SISEMA (2023), existe apenas uma outorga para captação superficial de água para abastecimento público na área urbana de Monte Carmelo (MG); estima-se que 38% da demanda de água para abastecimento público da área urbana, próxima a 80 L/s, seja oriunda do reservatório existente na cabeceira do córrego Mumbuca; no presente estudo, em função das simulações matemáticas de autodepuração iniciarem imediatamente a jusante do

barramento desta captação superficial, a demanda superficial para abastecimento público não foi considerada.

3.4.3 *Características hidrogeométricas*

São dados de entrada que descrevem as propriedades físicas e geométricas de um corpo hídrico. Essas características incluem a formato da seção transversal do corpo hídrico, largura, comprimento, profundidade, coeficiente de rugosidade de Manning e declividade longitudinal; esses dados afetam diretamente a dinâmica da água e, conseqüentemente, a qualidade da água; por exemplo, a largura e profundidade de um rio influenciam a velocidade da água e a quantidade de luz solar que penetra na água, o que, por sua vez, pode afetar a vida aquática e os processos biogeoquímicos; as características hidrogeométricas também influenciam a capacidade do corpo d'água de diluir poluentes, a taxa de sedimentação e a circulação de nutrientes.

- Relações geométricas de cada trecho do córrego

A ferramenta WASP utiliza os valores de largura e comprimento do trecho de córrego discretizado para calcular o volume de água em cada segmento, com conseqüente obtenção da massa de poluente e determinado trecho. As larguras médias dos trechos foram obtidas a partir de imagens do Google Earth para os trechos rurais e medidas de campo para os trechos urbanos. Na estimativa da largura de cada trecho considerou-se a média das larguras de montante e jusante do respectivo trecho. Os comprimentos dos trechos foram obtidos a partir de imagens do Google Earth.

Neste estudo foram assumidas duas geometrias para a seção transversal do córrego Mumbuca; para os trechos urbanos não retificados foi assumido o formato tipo “U”, que traz uma variação da largura superficial com a profundidade líquida; já nos trechos urbanos retificados e trechos rurais foram assumidos o formato retangular, onde a largura superficial não muda com a variação da profundidade líquida; de acordo com o manual da ferramenta WASP, os coeficientes de velocidade, de profundidade e de largura diferenciam os formatos das seções transversais.

- Declividade longitudinal por trecho

A declividade longitudinal é obtida a partir da divisão da diferença das cotas topobatimétricas de fundo das seções de montante e jusante de cada trecho pelo comprimento do respectivo trecho. As cotas topobatimétricas de fundo foram obtidas em três seções transversais na área urbana com equipamento topográfico de precisão. A declividade longitudinal obtida para esse trecho urbano foi assumida fixa para todo o córrego Mumbuca.

- Rugosidade de Manning

Quanto ao coeficiente de rugosidade de Manning, dentre a diversidade de metodologias para estimar este coeficiente, optou-se por utilizar o método Cowan (CHOW, 1959). Este método permite uma análise conjunta dos diversos fatores que influenciam na resistência ao escoamento a partir da equação (Equação 5).

$$\eta = (\eta_0 + \eta_1 + \eta_2 + \eta_3 + \eta_4) * m \quad (\text{Eq. 5})$$

Na qual: η_0 é o valor básico do coeficiente de rugosidade para um canal retilíneo, uniforme e com superfícies planas, de acordo com o material associado a superfície de contato; η_1 é o valor adicional correspondente as irregularidades presentes no curso de água, tais como erosões, assoreamentos, saliências e depressões na superfície; η_2 é o valor correspondente à frequência de ocorrência de variações de forma no curso de água, analisada segundo as possibilidades de causar perturbações no fluxo; η_3 é o valor baseado nas presenças de obstruções presentes no curso de água, tais como deposições de matacões, raízes, troncos, entre outros, avaliados segundo sua extensão no sentido da redução da seção e sua possibilidade de causar turbulência no escoamento; η_4 é o valor baseado na influência da vegetação no escoamento, devendo ser avaliado segundo o tipo, densidade e altura da vegetação nas margens, bem como a obstrução acarretada na seção de vazão; m representa o grau de meandrização do curso de água, avaliado pela razão entre o comprimento efetivo do trecho e a distância retilínea percorrida. Os valores dos fatores inseridos na equação (Equação 6) foram obtidos a partir da Tabela 3.

Tabela 3 – Valores dos fatores inseridos no método de Cowan

Fatores	Variações	Valores	Fatores	Variações	Valores
η_0	Solo	0,020	η_3	Desprezível	0,000
	Rocha	0,025		Pequeno	0,010-0,015
	Pedregulho fino	0,024		Apreciável	0,020-0,030
	Pedregulho graúdo	0,028		Severo	0,040-0,060
η_1	Liso	0,000	η_4	Baixa	0,005-0,010
	Pequeno	0,005		Média	0,010-0,025
	Moderado	0,010		Alta	0,025-0,050
	Severo	0,020		Muito Alta	0,050-0,100
η_2	Gradual	0,000	m	Pequeno	1,000
	Alternâncias ocasionais	0,005		Apreciável	1,150
	Alternâncias frequentes	0,010-0,015		Severo	1,300

Fonte: Chow (1959, adaptado)

3.4.4 Qualidade da água

As concentrações de OD, DBO, nitrogênio orgânico (N_{org}), amônia, nitrato, fósforo orgânico e fósforo inorgânico foram utilizadas na estimativa das cargas poluentes no posto M1, nos córregos tributários Exposição, Olaria, Monjolo e Lambari, no efluente sanitário tratado pela ETE e nas cinco ligações clandestinas.

Alguns parâmetros de qualidade da água na saída da ETE foram obtidos no relatório de monitoramento ambiental disponibilizado pela autarquia municipal de água e esgoto (DMAE, 2019), enquanto outros parâmetros foram extraídos de Santos et al. (2019).

Com relação aos postos M1 e córregos tributários houve um programa de monitoramento nos meses de estiagem de 2023 (abril, junho, agosto e outubro) e 2024 (abril, junho e agosto). Para as ligações clandestinas, foram adotados valores típicos de esgoto doméstico bruto (Mota e Von Sperling, 2009; Salla et al., 2023).

- Esgoto bruto

Esgoto bruto é o termo usado para descrever o esgoto doméstico ou industrial que é coletado e transportado em sistemas de esgoto antes de passar por qualquer tratamento. Ele inclui águas residuais provenientes de residências, empresas, indústrias e outras fontes, que contêm uma variedade de poluentes, como fezes humanas, produtos químicos, óleos, resíduos sólidos e outros detritos; geralmente contém uma alta carga de poluentes orgânicos e

inorgânicos, bem como microrganismos patogênicos que representam riscos à saúde humana e ao meio ambiente; antes de ser liberado de volta aos corpos d'água naturais, o esgoto bruto deve passar por processos de tratamento para remover esses poluentes e torná-lo seguro para o ambiente e para as comunidades humanas que podem entrar em contato (Pelo; Vieira, 2019).

O Departamento Municipal de Água e Esgoto - DMAE de Monte Carmelo disponibiliza em sua página eletrônica, desde 2016, os relatórios mensais de análises laboratoriais do esgoto bruto e tratado; os parâmetros analisados incluem temperatura, condutividade elétrica, DBO, DQO, *Escherichia coli*, sólidos sedimentáveis e pH; foram assumidos valores disponibilizados na literatura para os outros parâmetros, tais como oxigênio dissolvido, nitrogênio orgânico, amônia, nitrato, fósforo orgânico, fósforo inorgânico e metais (DMAE Monte Carmelo, 2016).

Na topologia hídrica deste estudo assumiu-se que apenas as cinco ligações clandestinas de esgoto na rede de drenagem pluvial possuem características de esgoto bruto. Com relação às características do esgoto bruto, assumiram-se as concentrações padrões definidas por (Von Sperling, 1995).

- Esgoto tratado

Esgoto tratado é o esgoto doméstico ou industrial que passou por processos específicos para remover impurezas, poluentes e microrganismos, tornando-o seguro para o meio ambiente. O tratamento envolve uma série de etapas que visam purificar a água residual antes de ser devolvida ao meio ambiente; os processos de tratamento do esgoto podem incluir etapas físicas, químicas e biológicas. As etapas físicas envolvem a remoção de sólidos grosseiros por meio de grades, seguida da sedimentação para separar sólidos mais finos. As etapas químicas podem incluir a adição de produtos químicos para coagulação e floculação, facilitando a remoção de partículas suspensas. Por fim, as etapas biológicas, como a aeração e a digestão anaeróbia, envolvem microrganismos que consomem matéria orgânica e nutrientes presentes no esgoto.

Conforme já mencionado anteriormente, o Departamento Municipal de Água e Esgoto - DMAE de Monte Carmelo disponibiliza em sua página eletrônica, desde 2016, os relatórios mensais de análises laboratoriais do esgoto bruto e tratado; os parâmetros analisados incluem temperatura, condutividade elétrica, DBO, DQO, *Escherichia coli*, sólidos sedimentáveis e pH; foram assumidos valores disponibilizados na literatura para os outros parâmetros, tais como oxigênio dissolvido, nitrogênio orgânico, amônia, nitrato, fósforo orgânico, fósforo inorgânico e metais (DMAE Monte Carmelo, 2016). Na topologia hídrica deste estudo assumiu-se apenas

o esgoto liberado pela única ETE da cidade de Monte Carmelo com características de esgoto tratado.

- Tributários pontuais

Os tributários pontuais referem-se aos córregos afluentes ao Córrego Mumbuca; especificamente na bacia hidrográfica do Córrego Mumbuca, de acordo com a caracterização da área de estudo, definiu-se como principais tributários o córrego Exposição (refere-se ao afluente A1 na margem direita do córrego Mumbuca), o córrego Olaria (refere-se ao afluente A2 na margem esquerda do córrego Mumbuca), córrego Monjolo (refere-se ao afluente A3 na margem esquerda do córrego Mumbuca) e córrego Lambari (refere-se ao afluente A4, em área rural, na margem direita do córrego Mumbuca). Os parâmetros de qualidade de água utilizados nas simulações matemáticas em ferramenta WASP foram monitorados com sazonalidade bimestral entre outubro de 2022 até agosto de 2024.

3.5 AVALIAÇÃO DE QUALIDADE DA ÁGUA E ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS

Os parâmetros de qualidade da água analisados nos pontos de coleta do córrego Mumbuca (M1, M2, M3 e M4) incluíram: temperatura, potencial hidrogeniônico, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, sólidos totais, turbidez, nitrogênio orgânico, amônia, nitrato e fósforo total. Para a análise desses parâmetros, inicialmente, todas as variáveis listadas são tratadas como independentes, uma vez que a análise busca explorar a estrutura de variância entre elas. Portanto, neste contexto, as variáveis independentes são aquelas que influenciam a qualidade da água (como a DBO, fósforo total, etc.), enquanto a qualidade da água em si é a variável dependente que está sendo avaliada em função dessas influências.

A Análise de Componentes Principais (PCA) é uma abordagem de estatística multivariada utilizada para diminuir a dimensionalidade de conjuntos de dados, ao mesmo tempo em que mantém a maior parte da variabilidade original. Seu objetivo primordial é converter um conjunto de variáveis que estão inter-relacionadas em um novo conjunto de variáveis independentes, chamadas de componentes principais. Essa mudança facilita a detecção de padrões e tendências nos dados, e a técnica é amplamente empregada em várias disciplinas, como ciências sociais, biologia e finanças (Abdi; Williams, 2010).

O procedimento da PCA abrange diversas etapas importantes. Inicialmente, os dados são centralizados, subtraindo-se a média de cada variável. Depois, calcula-se a matriz de

covariância para analisar as relações entre as variáveis. Em seguida, são determinados os autovalores e autovetores, onde os autovetores representam os componentes principais e os autovalores refletem a quantidade de variação que cada componente retém, possibilitando a organização dos componentes em uma ordem de relevância (Abdi; Williams, 2010).

Na Análise de Componentes Principais (PCA) o biplot é uma representação gráfica que exhibe simultaneamente as observações dos dados projetados nas principais componentes e as cargas das variáveis originais. Nos eixos do biplot, geralmente o eixo X representa a primeira componente principal, que captura a maior parte da variância, enquanto o eixo Y representa a segunda componente principal. Os pontos no biplot correspondem às observações, revelando padrões e agrupamentos, enquanto os vetores de carga indicam a contribuição de cada variável para as componentes principais, permitindo identificar correlações positivas ou negativas entre elas. Essa visualização facilita a interpretação das relações estruturais nos dados e a identificação de variáveis influentes (Abdi; Williams, 2010).

3.6 MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA

Para as simulações matemáticas foi utilizada a ferramenta computacional Water Quality Simulation Program (WASP) (EPA, 2024). As simulações hidrodinâmicas consideraram os processos advectivos e de diluição da porção dissolvida poluente na massa líquida, utilizando o padrão hidrodinâmico Kinematic Wave, o qual relaciona a vazão volumétrica com as grandezas hidráulicas a partir da declividade de fundo e rugosidade das paredes laterais e fundo. Para as simulações do balanço de massa dos parâmetros OD, DBO, N_{org} , amônia, nitrato, fósforo orgânico (P_{org}) e fósforo inorgânico (P_{inorg}) foi utilizado o módulo de eutrofização EUTRO da ferramenta computacional WASP (EPA, 2024; Salla et al., 2023).

3.7 CALIBRAÇÃO DOS TERMOS CINÉTICOS

O processo de calibração pretende ajustar os dados monitorados de qualidade da água com as estimativas simuladas na ferramenta WASP, a partir da otimização dos termos cinéticos físicos e bioquímicos. As 3 estações de monitoramento de qualidade da água M2, M3 e M4 ao longo do córrego Mumbuca, identificadas na Figura 5 e 7, foram utilizadas no processo de calibração.

A calibração do modelo matemático de qualidade da água no córrego Mumbuca ocorreu no período seco, pois representa o período crítico da capacidade de diluição e transporte dos

poluentes; foram considerados os valores médios de entrada de vazão e concentrações dos parâmetros, em escala diária, para o período de abril, junho, agosto e outubro de 2023 e abril, junho e agosto de 2024.

O processo de calibração ajustou os dados monitorados de qualidade da água em M2, M3 e M4 com os perfis simulados, a partir da otimização dos termos cinéticos físicos e bioquímicos; Nakamura et al. (2019) foram referência apenas nas definições iniciais das constantes de reaeração, constante de desoxigenação, constante de mineralização de N_{org} dissolvido, constante de nitrificação e constante de mineralização de P_{org} . Para os outros termos menos sensíveis foram respeitados os limites e equacionamentos empíricos definidos por Brum et al. (2022) e EPA (2024); cada termo cinético manteve um valor fixo ao longo dos 9,73 km de córrego.

Os termos cinéticos físicos, químicos e biológicos inseridos na ferramenta WASP e não utilizados nas simulações foram assumidos iguais a zero.

Após a estimativa inicial dos termos cinéticos, uma análise prévia dos dados monitorados de qualidade da água com as estimativas simuladas na ferramenta WASP permitiu avaliar quais os principais termos cinéticos precisam ser calibrados.

Na avaliação do ajuste entre simulação e dados monitorados, a métrica estatística do Erro Médio Absoluto (EMA) foi utilizada, a fim de minimizar o impacto de dados monitorados discrepantes ou *outliers*. Como exemplo desta métrica, o EMA de um determinado parâmetro igual a 2,0 significa uma possível discrepância média de $\pm 2,0$ mg/L em relação ao dado médio monitorado.

Na análise métrica estatística, foi realizada uma comparação, em um mesmo gráfico, dos dados monitorados na estação M2 com os resultados gerados no trecho 2, dos dados monitorados na estação M3 com os resultados gerados no trecho 8 e dos dados monitorados na estação M4 com os resultados gerados no trecho 13. A Tabela 4 traz os intervalos dos termos cinéticos considerados na literatura.

Tabela 4 – Intervalos dos termos cinéticos considerados na literatura

SST			
Coefficiente	Unidade	Mínimo	Máximo
Coefficiente de partição amônia/SST na massa líquida (via adsorção)	L/kg	0	1000
Coefficiente de partição P_{inorg} /SST na massa líquida (via adsorção)	L/kg	0	1000
Coefficiente de partição Sílica/SST na massa líquida (via adsorção)	L/kg	0	1000
Velocidade de sedimentação de sólidos	m/d	---	---
Velocidade de ressuspensão de sólidos	m/d	---	---
OD			
Coefficiente	Unidade	Mínimo	Máximo
Constante de reeração global (20°C)	d ⁻¹	0	10
Elevação acima do nível do mar	m	----	---
Relação estequiométrica oxigênio/carbono	---	0	2,667
Coefficiente de temperatura θ para reeração	---	0	1,03
Demanda de fundo de OD – SOD	g/m ² .d	---	---
Coefficiente de temperatura θ para SOD	---	0	1,10
Limite de luz no fundo para inibir SOD	W/m ²	0	800
DBO			
Coefficiente	Unidade	Mínimo	Máximo
Constante de desoxigenação global (20°C)	d ⁻¹	0	5.6
Coefficiente de temperatura θ para desoxigenação	---	0	1,047
Constante de metade da saturação de desoxigenação para baixo OD	mgO ₂ /L	0	0,5
CICLO DE NITROGÊNIO			
Coefficiente	Unidade	Mínimo	Máximo
Constante de mineralização do N_{org} dissolvido (20°C)	d ⁻¹	0	1,08
Coefficiente de temperatura para mineralização do nitrogênio θ	---	0	1,08
Constante de nitrificação (20°C)	d ⁻¹	0	10,0
Coefficiente de temperatura para nitrificação θ	---	0	1,07
Constante de metade da saturação de nitrificação para baixo OD	mgO ₂ /L	0	2,0
Temperatura mínima para a nitrificação	°C	0	20,0
CICLO DE FÓSFORO			
Coefficiente	Unidade	Mínimo	Máximo
Constante de mineralização do P_{org} dissolvido (20°C)	d ⁻¹	0	0,22
Coefficiente de temperatura para mineralização do fósforo θ	---	0	1,08

Fontes: EPA (2021), Chapra (1997), Von Sperling (2007) e Salla et al. (2014)

3.8 PROGNÓSTICOS

Tendo em vista que as ligações clandestinas de esgoto bruto na rede de drenagem pluvial são difíceis de serem identificadas e completamente eliminadas a um curto prazo, existe a tendência da manutenção da poluição hídrica do córrego Mumbuca mesmo após a finalização das instalações e interligações dos interceptores na malha urbana. A avaliação da máxima carga poluente (matéria orgânica e nutrientes) que o córrego Mumbuca suporta auxiliará os gestores ambientais na definição da quantidade mínima de ligações clandestinas a serem eliminadas; nesta avaliação de carga máxima poluentes, as concentrações de OD, DBO, amônia, nitrato e P_{total} devem permanecer dentro dos limites deliberados na resolução ambiental para a classe III (CONAMA, 2005; COPAM, 2008), especificamente $OD \geq 4,0$ mg/L, $DBO \leq 10,0$ mg/L, $Amônia \leq 13,3$ mg/L, $nitrato \leq 10,0$ mg/L e $P_{total} \leq 0,15$ mg/L (CONAMA, 2005; COPAM, 2008).

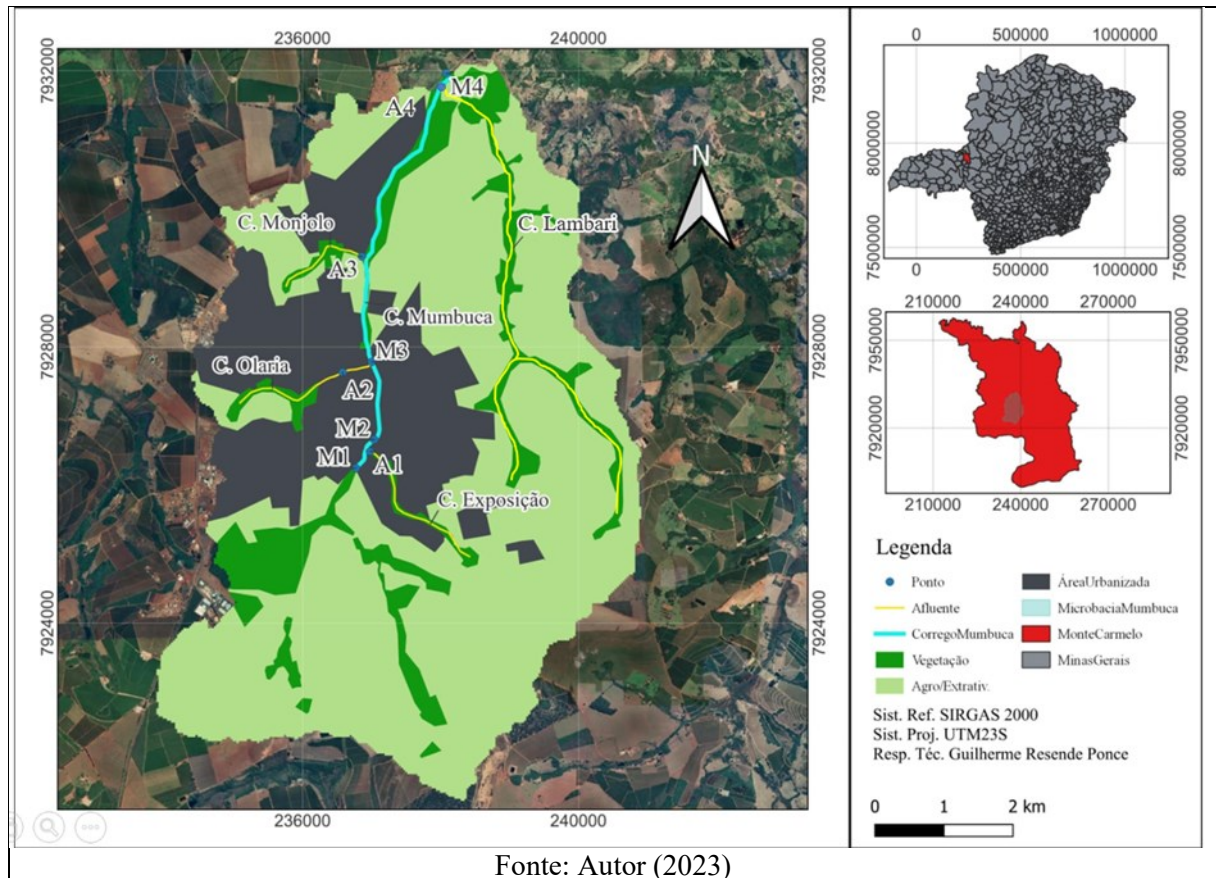
O prognóstico da capacidade de suporte no córrego Mumbuca ocorreu para a média das vazões regularizadas monitoradas nos meses críticos de abril, junho, agosto e outubro de 2023 e abril, junho e agosto de 2024.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 USO E OCUPAÇÃO DA TERRA NAS MICROBACIAS

Efetuar a sobreposição dos afluentes na microbacia do córrego Mumbuca ajuda a entender as interações entre os diferentes corpos d'água e suas influências na qualidade ambiental. Essa análise permite identificar potenciais fontes de poluição, áreas vulneráveis a processos erosivos e habitats críticos para a biodiversidade aquática dentro da microbacia principal. Compreender essa sobreposição é essencial para a implementação de práticas de conservação, como a restauração da vegetação ciliar, a gestão adequada do uso do solo e a criação de infraestrutura para controle de sedimentos e poluentes. A sobreposição é ilustrada na Figura 8

Figura 8 – Uso e ocupação da terra na bacia do córrego Mumbuca



Nos pontos de amostragem, além da presença notória de poluição, evidenciada pelo aspecto turvo da água (associado a turbidez), há também o mau cheiro que, acompanhado de análises in loco e laboratoriais, oferece indício de lançamentos clandestinos pontuais de esgoto (além dos identificados nos locais de coleta). Dentre estes pontos, ressalva para os pontos M1, que desde o início das campanhas apresenta valores dos parâmetros de qualidade condizentes com uma boa qualidade da água, e A3, que a partir da quarta coleta - realizada em maio de 2023 - mostrou uma melhoria significativa na sua qualidade, resultante da instalação de interceptores de esgoto na sub-bacia.

4.2 DIAGNÓSTICO DE QUALIDADE DA ÁGUA

O monitoramento da qualidade da água durante períodos de estiagem permite avaliar o grau máximo de degradação do ecossistema aquático local, uma vez que, nesse período, a massa de água superficial tem uma capacidade reduzida de transporte, dispersão e autodepuração de matéria orgânica e nutrientes. Nesta análise, adotou-se a Classe III em função dos usos preponderantes mais exigentes, até que a autoridade outorgante tenha informações necessárias à sua definição.

A Resolução CONAMA 357, datada de 17 de março de 2005, estabelece os padrões de qualidade da água para diferentes classes de corpos hídricos no Brasil, com foco na Classe III, que abrange rios e lagos utilizados para irrigação, recreação de contato secundário, e abastecimento para consumo humano após tratamento. Os limites dos parâmetros de qualidade da água para esta classe incluem potencial hidrogeniônico (pH), que deve estar entre 6,0 e 9,0; e o oxigênio dissolvido, que deve ser igual ou superior a 4 mg/L. Ademais, a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) deve ser limitada até 10 mg/L. Os sólidos totais não podem exceder 500 mg/L e a turbidez deve ser mantida em até 100 NTU. A concentração de amônia deve ser limitada a 5,6 mg/L N, para $7,5 < \text{pH} \leq 8,0$. O limite de nitrogênio orgânico (N_{org}) é de até 1,0 mg/L. O nitrato, considerado na forma de nitrato, não deve ultrapassar 10 mg/L, e o fósforo total deve ser restringido a até 0,15 mg/L. Esses parâmetros são essenciais para garantir a qualidade da água, protegendo os ecossistemas aquáticos e assegurando a saúde pública (CONAMA, 2005).

Nas Tabela 5 e 6 pode-se observar os parâmetros de qualidade da água, considerando os meses de abril a agosto dos anos de 2023 e 2024, além da comparação com os parâmetros estabelecidos na resolução do CONAMA 357, com ênfase na Classe III, sendo representados em verde os dados que estão em conformidade e em vermelho aqueles que não estão em conformidade.

Tabela 5 – Avaliação dos parâmetros de qualidade de água segundo a CONAMA 357, para Classe III para os pontos de coleta no córrego Mumbuca

Mês	Ano	Local	T(°C)	pH	OD	DBO	ST	Turbidez	N _{org}	Amônia	Nitrato	P _{total}
abril	2023	M1	23,8	6,93	7,14	1,00	4,473	6,47	20,00	10,000	0,265	0,018
junho	2023	M1	21,1	7,00	7,06	1,00	0,369	5,60	32,00	9,324	-	0,200
agosto	2023	M1	20,3	7,08	6,58	1,00	0,038	6,43	30,89	14,040	0,042	-
outubro	2023	M1	24,0	7,48	6,48	1,00	0,360	7,25	60,00	20,000	1,000	0,180
abril	2024	M1	24,5	6,83	8,63	1,00	0,952	7,77	49,70	8,162	0,051	0,170
junho	2024	M1	19,5	7,00	6,90	1,00	1,828	9,13	66,06	19,754	0,038	0,334
agosto	2024	M1	22,0	7,87	4,90	2,00	1,399	73,40	19,04	18,898	2,799	0,468
abril	2023	M2	23,2	6,84	6,46	1,00	8,832	5,70	-	-	-	0,026
junho	2023	M2	21,1	6,85	5,53	2,50	0,496	6,10	96,70	5,695	0,540	0,110
agosto	2023	M2	21,7	6,87	2,85	1,00	2,078	3,60	39,46	11,033	0,072	-
outubro	2023	M2	28,4	6,81	1,92	31,00	0,359	22,30	96,19	8,858	1,643	1,090
abril	2024	M2	24,5	6,66	5,94	1,00	0,138	8,83	59,40	8,470	1,280	0,190
junho	2024	M2	20,3	7,33	2,10	1,00	0,457	2,33	61,59	20,142	1,327	0,200
agosto	2024	M2	20,7	7,49	0,20	36,00	0,156	24,40	11,00	18,299	2,347	0,200
abril	2023	M3	24,8	6,60	1,71	21,50	9,562	10,17	-	-	3,367	0,062
junho	2023	M3	21,4	6,50	0,65	41,50	0,517	22,90	101,56	5,253	1,234	1,260
agosto	2023	M3	24,0	7,05	0,90	41,50	1,061	21,60	32,44	12,238	2,548	5,400
outubro	2023	M3	27,4	7,07	1,23	44,50	0,722	22,03	55,01	11,267	0,000	1,920
abril	2024	M3	25,1	6,75	2,19	34,50	3,823	13,50	60,30	8,008	1,216	0,620
junho	2024	M3	22,5	7,29	1,10	31,00	0,577	13,96	80,21	13,454	0,849	1,429
agosto	2024	M3	22,7	7,26	1,10	46,00	0,157	16,00	19,37	12,233	2,850	1,203
abril	2023	M4	23,8	7,28	4,46	8,00	8,727	20,97	-	-	1,769	0,057
junho	2023	M4	20,7	6,90	0,94	8,00	0,108	17,30	81,23	5,462	1,183	1,130
agosto	2023	M4	23,1	7,27	1,20	30,50	0,610	32,73	29,37	12,922	2,952	1,250
outubro	2023	M4	30,9	7,21	1,03	41,00	5,250	33,17	54,08	9,868	2,701	1,960
abril	2024	M4	24,8	6,92	3,80	7,00	0,202	14,23	59,60	7,007	0,491	0,430
junho	2024	M4	19,7	7,52	3,40	34,50	1,282	21,70	80,32	10,499	1,498	1,299
agosto	2024	M4	19,6	7,41	3,50	47,00	0,285	28,37	20,99	8,345	3,260	1,190

Fonte: Autor (2024).

Tabela 6 – Avaliação dos parâmetros de qualidade de água segundo a CONAMA 357, para Classe III para os pontos de coleta nos afluentes

Mês	Ano	Local	T(°C)	pH	OD	DBO	ST	Turbidez	N _{org}	Amônia	Nitrato	P _{total}
abril	2023	A1	22,2	7,31	4,60	-	2,394	9,30	-	-	2,519	0,043
junho	2023	A1	23,7	7,00	3,70	-	0,870	18,18	86,75	8,75	2,036	0,440
agosto	2023	A1	23,7	7,20	2,02	-	0,947	14,60	26,53	16,50	2,133	1,310
outubro	2023	A1	23,0	7,23	1,60	-	8,650	13,80	19,58	10,00	2,462	0,420
abril	2024	A1	23,2	6,90	7,21	-	6,043	14,07	47,60	10,40	3,021	0,158
junho	2024	A1	19,9	7,36	5,90	-	0,699	7,20	53,42	19,30	3,093	0,300
agosto	2024	A1	17,8	7,74	3,95	-	0,728	4,20	7,82	20,37	1,417	0,272
abril	2023	A2	27,0	6,88	5,55	-	3,220	7,23	-	-	4,886	0,043
junho	2023	A2	22,3	6,81	3,35	-	0,815	6,90	95,88	7,64	6,143	0,220
agosto	2023	A2	25,2	7,11	1,14	-	0,975	11,93	31,42	14,06	1,814	0,820
outubro	2023	A2	29,0	6,97	2,61	-	0,246	10,03	36,36	9,60	0,984	0,610
abril	2024	A2	23,9	6,61	6,06	-	0,899	6,40	47,90	10,20	4,510	0,181
junho	2024	A2	23,6	7,04	1,95	-	0,329	20,73	64,05	25,90	1,890	0,962
agosto	2024	A2	23,1	7,59	0,39	-	0,646	26,00	15,17	26,04	2,453	0,812
abril	2023	A3	23,0	7,17	5,49	-	2,351	35,83	-	-	4,249	0,060
junho	2023	A3	19,6	7,15	6,60	-	1,527	15,50	91,20	8,05	2,440	0,100
agosto	2023	A3	27,9	7,37	5,51	-	1,532	12,53	39,65	13,07	5,204	0,200
outubro	2023	A3	26,6	7,20	7,15	-	1,088	3,80	54,00	9,20	6,427	0,190
abril	2024	A3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
junho	2024	A3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
agosto	2024	A3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Fonte: Autor (2024).

Cabe ressaltar que, para os afluentes, não houve análise de DBO. Além disso o afluente A4, correspondente ao córrego Lambari, não teve dados coletados suficientes que permitissem a análise de seus parâmetros de qualidade da água.

A Tabela 7 contém duas medidas da Estatística Descritiva Básica, a média aritmética e o desvio padrão, ambas utilizadas para uma melhor interpretação dos dados obtidos nos pontos de coleta.

Tabela 7 – Estatística Descritiva Básica para os pontos de coleta

E.D.B.	Local	T(°C)	pH	OD	DBO	ST	Turbidez	Norg	Amônia	Nitrato	Ptotal
Média Aritmética	M1	22,2	7,17	6,81	1,14	1,346	16,58	39,67	14,311	0,699	0,228
	M2	22,8	6,98	3,57	10,50	1,788	10,47	60,72	12,083	1,201	0,259
	M3	24,0	6,93	1,27	37,21	2,345	17,17	58,15	10,409	1,723	1,699
	M4	23,2	7,22	2,62	25,14	2,352	24,07	54,27	9,017	1,979	1,045
	A1	21,9	7,25	4,14	-	2,904	11,62	40,28	14,220	2,383	0,420
	A2	24,9	7,00	3,01	-	1,019	12,75	48,46	15,573	3,240	0,521
	A3	24,3	7,22	6,19	-	1,624	16,92	61,62	10,107	4,580	0,138
Desvio Padrão	M1	1,98	0,37	1,10	0,38	1,52	25,08	18,97	5,23	1,09	0,15
	M2	2,86	0,31	2,40	15,79	3,18	9,06	33,10	5,81	0,81	0,38
	M3	2,00	0,32	0,52	8,76	3,41	5,00	30,17	3,13	1,22	1,74
	M4	3,95	0,23	1,50	17,14	3,35	7,46	25,15	2,66	1,02	0,62
	A1	2,2	0,27	2,00	-	3,181	4,88	28,48	5,122	0,585	0,416
	A2	2,4	0,31	2,14	-	1,010	7,66	28,41	8,317	1,928	0,368
	A3	3,7	0,10	0,83	-	0,527	13,55	26,61	2,630	1,682	0,068

Fonte: Autor (2024).

A partir da coleta e tratamento dos dados, com periodicidade bimestral, realizou-se a análise dos parâmetros de qualidade da água: pH, temperatura da água, sólidos totais, turbidez, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, fósforo total, nitrogênio orgânico, amônia e nitrato.

4.2.1 Potencial hidrogeniônico – pH

Nos períodos de estiagem, em geral, os valores de pH apresentam uma tendência de aumento, indicando uma possível influência nos níveis de acidez da água. Conforme observado na Tabelas 5 e Tabela 6, os valores de pH encontrados nos pontos de amostragem estão dentro da faixa permitida na Resolução CONAMA n. 357/05 para águas doces de Classe III.

Nos pontos M4 e A1 é observada uma tendência a valores mais elevados, representados pelas maiores médias apresentadas, indicando a influência do lançamento de esgoto bruto (ligações clandestinas) em A1 e a soma dos esgotos bruto e tratado (ETE) em M4. O aumento de pH pode ser atribuído à presença de substâncias alcalinas presentes em efluentes industriais e domésticos. Situação similar foi observado com os valores de pH do Córrego Lanoso, que integra a sub-bacia do Rio Uberaba que drena o município de Uberaba-MG, que possuem valores de pH próximos a neutralidade (Oliveira et al., 2019).

4.2.2 *Temperatura*

Em geral, a temperatura da água se manteve próximo a 20°C, de acordo com os dados da Tabela 5 e Tabela 6, o que é adequado para corpos d'água de classe III conforme a Resolução CONAMA 357, pois mesmo que não haja uma temperatura ideal estabelecida para a água de córregos, pode-se considerar que a maioria das espécies aquáticas se adapta às temperaturas que variam entre 17 e 35°C. Matos et al (2023) alcançaram temperatura entre 27 e 29°C na avaliação da qualidade da água do córrego Trindade, um dos principais afluentes do Rio Paranaíba, localizado na cidade de Itumbiara-GO.

4.2.3 *Turbidez*

A turbidez durante os períodos de estiagem está diretamente relacionada à diminuição do volume de água, o que leva ao aumento da concentração de sólidos suspensos, como sedimentos, areia, matéria orgânica e poluentes, resultando em uma maior turbidez. Neste estudo, todos os pontos de coleta estão dentro do limite estabelecido pela Resolução do Conama para classe III, conforme Tabela 5 e Tabela 6.

A ausência de chuvas também reduz a limpeza natural das massas d'água, dificultando a renovação e a purificação dos corpos hídricos. Por essas razões, a turbidez tende a ser mais elevada durante as estiagens. Os pontos M3 e M4 se destacam negativamente, vide Tabela 7, reflexo das ligações clandestinas de esgoto bruto e o lançamento do esgoto tratado (pós M3), que introduzem cargas significativas de partículas na água, exacerbando a situação da qualidade hídrica.

Cabe ressaltar que, após a terceira coleta de dados, houve a ampliação do sistema de esgotamento sanitário da cidade, resultando em uma melhora significativa nos parâmetros coletados em A3, como pode ser visto na Tabela 6. Essa intervenção não só contribuiu para a diminuição da carga de sólidos e poluentes, mas também favoreceu um processo de autodepuração.

Na literatura, resultados semelhantes já foram relatados por Oliveira et al (2019), na avaliação da qualidade da água do córrego Lanoso, Uberaba-MG, com resultados entre 1,93 e 7,2 UNT.

4.2.4 *Oxigênio dissolvido*

A análise dos dados de oxigênio dissolvido (OD) sugere variações na qualidade da água ao longo do tempo nos diferentes pontos de amostragem, especialmente durante os períodos de seca, além da influência negativa das ligações clandestinas de esgoto (considerando esgoto

bruto) e do lançamento de esgoto tratado pelas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE). Segundo a Resolução do Conama para classe III, o OD é um parâmetro crucial para a avaliação da saúde dos corpos d'água, pois níveis inadequados podem comprometer a sobrevivência de espécies aquáticas e a biodiversidade local.

Em relação ao parâmetro Oxigênio Dissolvido (OD), nota-se que um decréscimo conforme avançava as coletas no córrego Mumbuca, deixando assim de estar em consonância com a Resolução CONAMA n. 357/05 para águas doces de Classe III, conforme mostra a Tabela 5. Já com relação aos seus afluentes, apenas o córrego Monjolo está de acordo com a classe III, os demais afluentes apresentam níveis insatisfatórios de OD, conforme mostra Tabela 7.

Sendo assim, as médias da concentração de OD no córrego Mumbuca variaram de 1,27 a 6,81 mg/L. Matos et al (2023) obtiveram variação de OD entre 7,5 e 6,3 mg/L para o córrego Trindade.

4.2.5 *Demanda bioquímica de oxigênio*

A interação entre o lançamento de esgoto e as condições climáticas gera um impacto sinérgico significativo no caso da Demanda Biológica de Oxigênio (DBO), pois a água pluvial, ao escoar superficialmente, transporta mais poluentes e aumenta a carga orgânica nos corpos d'água, especialmente nos períodos secos, quando a diminuição da diluição da poluição intensifica a concentração de contaminantes. Essa situação é de especial relevância para corpos d'água classificados como classe III, de acordo com a Resolução do Conama, que estabelecem padrões específicos para a qualidade da água, necessários para usos múltiplos, incluindo abastecimento e recreação.

Neste estudo é possível observar que à medida que os níveis de OD diminuem a presença da DBO aumenta, caracterizando uma correlação negativa conforme pode-se observar na Tabela 5. O lançamento de esgoto não tratado e tratado incrementa a DBO, dado que esse tipo de descarte resulta na introdução de uma carga expressiva de matéria orgânica, a qual, ao ser decomposta, demanda um consumo significativo de oxigênio pelos microrganismos.

4.2.6 *Fósforo total*

Entende-se que o lançamento de efluentes não tratados introduz concentrações elevadas de fósforo na água, pois este nutriente é comumente encontrado em resíduos humanos, bem como em produtos químicos domésticos e industriais.

A Resolução do Conama para classe III estabelece limites específicos para a presença de nutrientes, como o fósforo, a fim de preservar a qualidade da água e prevenir a eutrofização, que pode levar à proliferação excessiva de algas e comprometer a biodiversidade aquática. No córrego Mumbuca e afluentes, é possível observar que apenas os pontos de coleta M1 e M2 estão, em sua maioria, dentro do limite máximo estabelecido para a classe III, conforme Tabela 5 e Tabela 6. Situação semelhante foi observada com os valores de fósforo nos pontos de amostragem do Córrego Lanoso, Uberaba-MG, cujos valores foram superiores ao limite máximo da classe do córrego (Oliveira et al., 2019).

4.2.7 *Nitrogênio orgânico*

O aumento da concentração deste parâmetro, juntamente com os demais analisados, está vinculado não apenas às condições climáticas desfavoráveis durante o período de estiagem, mas também à carga de poluentes presentes no córrego Mumbuca. A Resolução do Conama para classe III estabelece padrões de qualidade da água que são essenciais para a preservação ambiental, e a combinação de baixos níveis de precipitação e a conseqüente redução do volume de água agrava a concentração de poluentes, dificultando a sua diluição natural.

Neste estudo, nenhum ponto de coleta se enquadra na classe III, como mostra a Tabela 5 e Tabela 6. Na Tabela 7 é possível observar que a média dos valores da N_{org} variam de 39,7 a 61,6 mg/L.

4.2.8 *Amônia*

Frequentemente encontrado em resíduos orgânicos, a presença da amônia no córrego Mumbuca está intimamente ligada ao lançamento de efluentes, especialmente efluentes não tratados ou inadequadamente tratados, que contêm altas concentrações desse composto. De acordo com a Resolução do Conama para classe III, a amônia deve ser monitorada, pois altas concentrações podem comprometer a qualidade da água e afetar a saúde dos organismos aquáticos.

Neste estudo, nenhum ponto de coleta se enquadra na classe III como mostra a Tabela 5 e Tabela 6. Na Tabela 7 é possível observar que a média dos valores da amônia variam de 9,0 a 15,6 mg/L, bem acima do limite máximo da classe de até 0,5 mg/L.

4.2.9 *Nitrato*

A presença de nitrato na água geralmente está associada à contaminação por resíduos agrícolas, esgoto e fertilizantes, que contêm compostos nitrogenados. De acordo com a

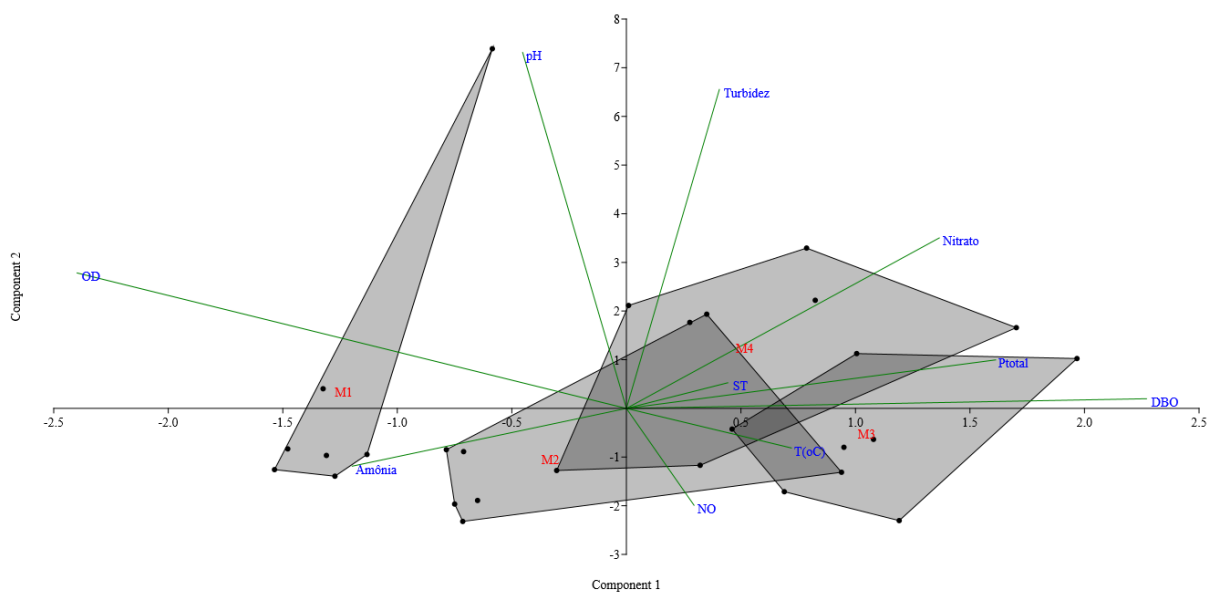
Resolução do Conama para classe III, níveis excessivos de nitrato podem causar desequilíbrios nos ecossistemas aquáticos e impactar a qualidade da água disponível para uso humano e ecológico.

Conforme observado na Tabelas 5 e Tabela 6 os valores de nitrato encontrados nos pontos de amostragem estão dentro da faixa permitida na Resolução CONAMA n. 357/05 para águas doces de Classe III.

4.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA MULTIVARIADA - PCA

A análise estatística multivariada PCA realizada por posto de monitoramento contribuiu para identificar os parâmetros que mais impactaram os resultados como mostra a Figura 9.

Figura 9 – Análise de CPA por posto de monitoramento



Fonte: Márcio Salla (2024).

A interpretação do biplot gerado pela Análise de Componentes Principais (PCA) mostra que as duas componentes principais analisadas juntos explicam 94,9% da variância total dos dados, indicando que quase toda a variabilidade é capturada por essas duas dimensões. A primeira componente é a mais significativa, respondendo por 82,9% da variância, enquanto a segunda contribui com 12%. Essa informação valida a escolha de uma redução de dimensionalidade para duas dimensões, tornando a análise mais informativa.

Em seguida, o biplot ilustra a distribuição das campanhas de campo realizadas entre 2023 e 2024. Os pontos que representam cada campanha, inseridos em um polígono, sugerem agrupamentos e similaridades nas características dos dados coletados em diferentes meses.

Os vetores que acompanham os pontos no biplot representam as variáveis originais e sua contribuição para as componentes principais. A direção e o comprimento desses vetores indicam a força e a natureza das correlações entre as variáveis. Variáveis próximas e apontando na mesma direção estão positivamente correlacionadas, enquanto aquelas em direções opostas possuem correlação negativa.

Ainda na Figura 9, o direcionamento do parâmetro OD sobre o polígono de M1 indica que a qualidade da água em todas as campanhas é refletida pelas elevadas concentrações do parâmetro OD. Já o fato da qualidade da água M2 ser inferior a qualidade de M1 é refletido pelos parâmetros DBO, fósforo total, sólidos totais, nitrogênio orgânico e nitrato em duas campanhas e pelo parâmetro amônia em cinco campanhas; justificando que existe lançamento de esgoto bruto no córrego Exposição.

Em M3 a qualidade da água é refletida fortemente pelo parâmetro DBO seguido por fósforo total e temperatura da água em todas as campanhas; lembra-se que o posto M3 recebe a carga poluente das ligações clandestinas de esgoto e as cargas poluentes do córrego Olaria; os resultados estatísticos em M3 ilustram a importância da matéria orgânica carbonácea no equilíbrio do ecossistema aquático, refletido no encontro da degradação da qualidade da água no córrego.

No posto M4 percebe-se uma qualidade da água ligeiramente superior em comparação a M3, refletido fortemente pelos parâmetros fósforo total e DBO, seguido pela temperatura da água, sólidos totais e nitrato; o lançamento de esgoto tratado pela ETE a montante do posto M4 explica a relevância dos parâmetros DBO e fósforo total, enquanto o processo natural de autodepuração explica a relevância do parâmetro nitrato. Pois apesar do lançamento de carga poluente da ETE e aspecto poluído em M3, o córrego Mumbuca possui uma certa capacidade de autodepuração ao longo dos 6,2 km de córrego entre M3 e M4.

Cabe destacar que no mês de agosto de 2024, a vazão praticamente nula a jusante do reservatório de acumulação de água para fins de abastecimento público refletiu negativamente na qualidade da água nos postos M1 e M2.

A análise de M1 demonstra que a região imediatamente a jusante do reservatório de acumulação de água, para fins de abastecimento público, não está totalmente livre de aportes pontuais de cargas poluidoras, acredita-se que ainda haja o lançamento de resíduos de lavagem de roupa em rede de drenagem pluvial.

4.4 DADOS DE ENTRADA

Os 14 trechos discretizados pela topologia hídrica possuem comprimentos longitudinais entre 45 e 3100 m, largura da calha principal do córrego entre 1,0 e 5,0 m, rugosidade de Manning entre 0,025 e 0,047 $m^{-1/3}.s$ e declividade de fundo fixa e igual a 0,49%.

A Tabela 8 traz os valores médios de entrada para a vazão volumétrica e parâmetros nas afluências assumidas pela topologia hídrica (ver Figura 6) no processo de calibração do modelo de qualidade da água; esses valores correspondem às médias obtidas ao longo das sete campanhas realizadas em meses de estiagem.

Tabela 8 – Valores médios de entrada para a vazão volumétrica e parâmetros

Aportes pontuais	Vazão	OD	DBO	NO	Amônia	Nitrato	P _{total}
	m ³ /s	mg/L					
Córrego Mumbuca	0,0980	6,88	1,00	44,93	12,03	0,53	0,14
Córrego Exposição	0,0168	4,13	11,00	36,28	11,04	2,38	0,42
Córrego Olaria	0,0327	3,50	11,00	42,37	12,09	3,24	0,52
Córrego Monjolo	0,0322	5,25	2,00	61,62	7,85	2,62	0,13
Córrego Lambari	0,0047	6,00	2,00	5,00	10,00	0,10	0,10
Ligações clandestinas	0,0522	0,00	95,00	15,00	10,00	0,05	2,00
ETE	0,0730	0,50	40,00	20,00	10,00	0,10	2,00

Fonte: Autor (2024).

No córrego Mumbuca, imediatamente a jusante do reservatório de acumulação para fins de abastecimento público, confirmou-se a boa qualidade da água, com todos os parâmetros dentro dos limites deliberados pelas resoluções ambientais (CONAMA, 2005; COPAM, 2008) para a classe III.

Para os tributários córregos Exposição e Olaria, os parâmetros fora dos limites deliberados pelas resoluções ambientais (CONAMA, 2005; COPAM, 2008) para a classe III, especificamente $OD \geq 4,0$ mg/L, $DBO \leq 10,0$ mg/L e $P_{total} \leq 0,15$ mg/L, evidenciam o lançamento de esgoto doméstico bruto nos corpos hídricos.

Para o tributário córrego Monjolo, a finalização da instalação de interceptor fez com que os parâmetros se mantivessem dentro dos limites deliberados pelas resoluções ambientais

(CONAMA, 2005; COPAM, 2008) para a classe III. Da mesma forma, o tributário rural córrego Lambari atende aos limites deliberados pelas resoluções ambientais para a classe III.

4.5 CALIBRAÇÃO DO MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA

O processo de calibração do modelo se aplica para o período seco. Com relação aos dados de entrada de vazão e concentração dos parâmetros e condições iniciais dos parâmetros dentro da ferramenta WASP, assumiram-se valores médios para o período seco (meses de junho, agosto e outubro). As simulações em ferramenta WASP foram comparadas com as séries monitoradas em M2 (trecho 2), M3 (trecho 8) e M4 (trecho 13). Após a simulação do comportamento dos parâmetros de qualidade da água ao longo do córrego Mumbuca a partir de coeficientes cinéticos baseados na literatura, parte-se para a etapa de calibração dos coeficientes. Todos os procedimentos sequenciais dentro da ferramenta WASP estão descritos no **ANEXO A**.

4.6 CALIBRAÇÃO DOS TERMOS CINÉTICOS

No processo de calibração foram assumidos valores médios para os dados de entrada de vazão e concentração dos parâmetros. As simulações baseadas em valores médios permitiram trabalhar em regime estacionário em escala diária. Os perfis longitudinais simulados foram comparados com as séries monitoradas nos postos de monitoramento M1, M2, M3 e M4.

As vazões médias no córrego Mumbuca, em período de estiagem, variaram entre 0,0980 m³/s no posto M1 até 0,3096 m³/s após a confluência com o córrego Lambari, cujas maiores contribuições são provenientes das ligações clandestinas de esgoto doméstico bruto na rede de drenagem pluvial, do córrego Olaria e da ETE.

A análise geral dos perfis simulados demonstra que as cargas poluentes despejadas em corpos d'água de pequeno porte geram os maiores impactos nos parâmetros de Oxigênio Dissolvido (OD), Demanda Biológica de Oxigênio (DBO), nitrato e fósforo total, devido às cinéticas de reaeração natural, degradação da matéria orgânica, mineralização do nitrogênio orgânico, nitrificação da amônia e mineralização do fósforo orgânico. As conexões clandestinas de esgoto doméstico bruto tiveram um impacto mais significativo nos parâmetros de OD e DBO do que a Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), enquanto os impactos nos nutrientes foram

semelhantes, resultando da baixa eficiência na remoção de nutrientes e da alta eficiência na remoção de matéria orgânica na ETE de Monte Carmelo.

Devido às vazões reduzidas, as cargas poluentes dos afluentes não afetaram consideravelmente a qualidade da água do córrego Mumbuca, exceto no que diz respeito ao parâmetro nitrato na confluência com o córrego Olaria. Entre os postos M2 e M3, as elevadas cargas de matéria orgânica provenientes das ligações clandestinas de esgoto doméstico bruto resultaram na prevalência do processo de degradação da matéria orgânica em relação à reaeração natural. Na parte inferior do córrego Mumbuca, a jusante da área onde ocorre a mistura da ETE com o córrego, a autodepuração natural foi evidenciada pelo aumento gradual do nível de nitrato.

Os termos cinéticos bioquímicos calibrados resultaram em:

- Constante de desoxigenação igual a $0,35 \text{ dia}^{-1}$, valor este próximo a $0,28 \text{ dia}^{-1}$ obtido por Obin et al. (2021) em curso de água de grande porte com recebimento de elevada carga de matéria orgânica carbonácea; Já Guimarães et al. (2019) obtiveram coeficientes menores, entre $0,12$ a $0,18 \text{ dia}^{-1}$, em função da reduzida carga de matéria orgânica carbonácea no córrego. Brum et al. (2022), em uma análise probabilística na calibração da constante de desoxigenação, alcançaram valores próximos a $0,49 \text{ dia}^{-1}$ em curso de água de pequeno porte com lançamento de carga poluente doméstica e industrial. Nakamura et al. (2019) alcançaram $0,36 \text{ dia}^{-1}$ em curso de água de médio porte com recebimento de carga elevada de matéria orgânica;

- Constante de mineralização do nitrogênio orgânico dissolvido igual a $0,001 \text{ dia}^{-1}$. Raeisi et al. (2022) alcançaram $0,25 \text{ dia}^{-1}$ em curso de água de médio porte em situação crítica e aporte de poluente domésticos e industriais. Nakamura et al. (2019) alcançaram $0,40 \text{ dia}^{-1}$ em curso de água de médio porte com recebimento de carga elevada de matéria orgânica;

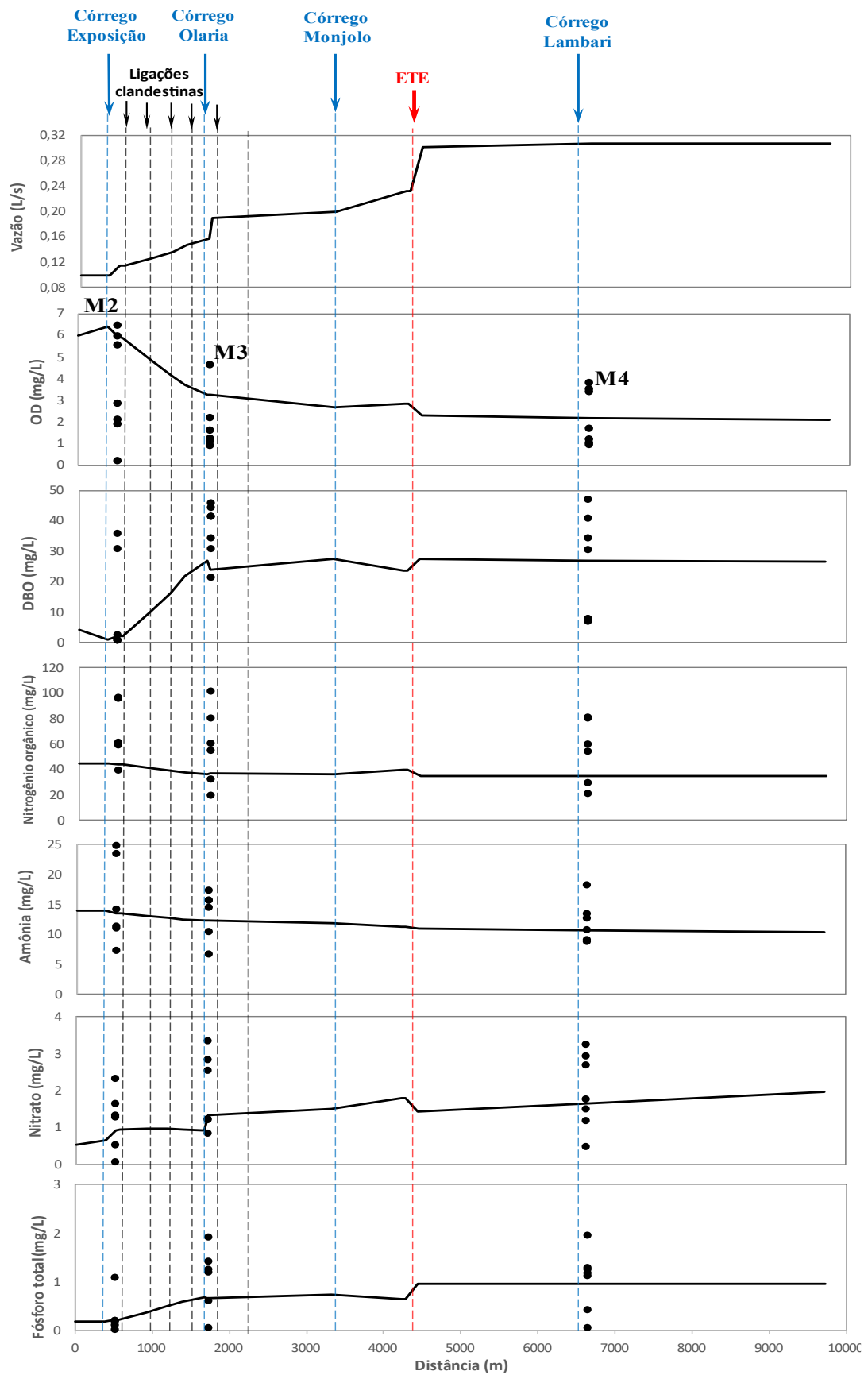
- Constante de nitrificação igual a $0,70 \text{ dia}^{-1}$. Nakamura et al. (2019) alcançaram $0,65 \text{ dia}^{-1}$ em curso de água de médio porte com recebimento de carga elevada de matéria orgânica. A discrepância com $0,15$ a $0,20 \text{ dia}^{-1}$ obtida por Guimarães et al. (2019) é motivada pela elevada carga afluente de amônia no córrego Mumbuca; a discrepância com $0,09 \text{ dia}^{-1}$ obtido por Obin et al. (2021) está no porte do curso de água;

- Constante de mineralização do fósforo orgânico dissolvido igual a $0,05 \text{ dia}^{-1}$. Nakamura et al. (2019) alcançaram $0,02 \text{ dia}^{-1}$ em curso de água de médio porte com recebimento de carga elevada de matéria orgânica. Obin et al. (2021) e Raeisi et al. (2022) obtiveram, respectivamente, $0,14 \text{ dia}^{-1}$ e $0,25 \text{ dia}^{-1}$ para curso de água de médio e grande porte em situação crítica de aporte de poluente domésticos e industriais.

- Com relação à constante de reaeração global, as discrepâncias nos valores são ocasionadas pelas oscilações turbulentas superficiais geradas por rugosidade das paredes, declividade de fundo e vazão volumétrica. O estudo utilizou a equação de Owens para relacionar a constante de reaeração com a velocidade média do escoamento e a lâmina líquida (EPA, 2024), alcançando $0,50 \text{ dia}^{-1}$ para os trechos de córrego na área urbana e $4,00 \text{ dia}^{-1}$ para os trechos na área rural. Valores próximos foram obtidos por Guimarães et al. (2019). Utilizando a mesma equação da literatura, Brum et al. (2022), em curso de água de pequeno porte com recebimento de carga poluente doméstica e industrial, adotaram valores entre $11,30$ e $12,85 \text{ dia}^{-1}$ para a constante de reaeração como valores iniciais em análise probabilística de calibração. Em curso de água de médio porte com recebimento crítico de poluentes domésticos e industriais, Raeisi et al. (2022) obtiveram k_a igual a $2,69 \text{ dia}^{-1}$.

Na Figura 10 observa-se que os perfis simulados estão inseridos dentro das nuvens de dados monitorados no período de estiagem, o que permite afirmar que as simulações respeitaram as tendências de comportamento desses dados monitorados. Todavia, dois fatores prejudicaram as métricas estatísticas de ajuste entre os perfis longitudinais simulados e as séries monitoradas nos postos M2, M3 e M4, que foram os valores médios de entrada utilizados na calibração e as séries dispersas de dados monitorados ou outliers por posto de monitoramento.

Figura 10 – Comparação entre perfis simulados e dados monitorados em período crítico



Fonte: Márcio Salla (2024).

Contudo, a métrica EMA minimizou o impacto de dados monitorados discrepantes ou outliers, alcançando 1,09 para OD, 8,28 para DBO, 22,5 para NO, 1,52 para amônia, 0,44 para nitrato e 0,21 para o fósforo total. Assumindo a ordem de grandeza dos valores limites dos parâmetros para a classe III do córrego, o EMA pode ser considerado baixo apenas para os parâmetros amônia e nitrato. Isso evidencia a necessidade de manutenção de uma baseline confiável para os dados monitorados nos postos, M2, M3 e M4.

4.7 PROGNÓSTICO

Os resultados obtidos no processo de calibração do modelo de qualidade da água mostram que o córrego Mumbuca, em período de estiagem, não tem capacidade autodepuradora para as cargas poluentes das ligações clandestinas de esgoto doméstico bruto.

Fixando os termos cinéticos previamente calibrados e assumindo valores limites dos parâmetros de qualidade da água para a classe 2 do corpo hídrico (CONAMA, 2005) nos tributários córrego Exposição, córrego Olaria, córrego Monjolo e córrego Lambari, as cargas máximas admissíveis para as ligações clandestinas de esgoto doméstico bruto foram de 7,0 kg DBO/dia, 1,0 kg Amônia/dia e 0,02 kg Fósforo total/dia.

Em comparação com as cargas poluentes brutas utilizadas no processo de calibração do modelo, as cargas poluentes referentes à capacidade de suporte equivalem à apenas 25,0% das cargas de DBO e amônia e apenas 1,1% da carga de fósforo total. Esses percentuais evidenciam a necessidade de melhoria na infraestrutura urbana de esgoto e drenagem pluvial na área urbana de Monte Carmelo, Minas Gerais.

Infelizmente, no período de estiagem, o córrego Mumbuca não possui a capacidade autodepuradora para a carga poluente da ETE. Somente após a confluência do córrego Mumbuca com o rio Perdizes, cuja vazão de referência Q_{7,10} é igual a 0,6587 m³/s (SISEMA, 2024), é que os parâmetros de qualidade da água se adequam aos limites preconizados por CONAMA (2005) e COPAM (2008).

5 CONCLUSÃO

A implantação completa do sistema de esgotamento sanitário na malha urbana de Monte Carmelo, Triângulo Mineiro, desempenha papel fundamental na promoção da saúde pública, preservação ambiental e no desenvolvimento sustentável. Um planejamento cuidadoso leva em consideração fatores como densidade populacional, topografia, características hidrológicas e infraestrutura existente, garantindo a cobertura abrangente da rede. Além disso, ao ser bem projetado, é possível minimizar impactos ambientais, prevenir a contaminação de recursos hídricos e otimizar recursos financeiros.

Os gestores públicos devem propor a eliminação das ligações clandestinas de esgoto doméstico bruto, cuja ação e o prazo de execução devem ser incluídas na revisão do Plano Municipal de Saneamento Básico. No período crítico de disponibilidade hídrica, o córrego Mumbuca não possui capacidade de diluição, transporte e autodepuração para as cargas poluentes advindas das ligações clandestinas de esgoto bruto na área urbana.

A continuidade do programa de monitoramento da água no córrego Mumbuca permitirá o melhor ajuste entre as simulações e os dados monitorados, bem como é fundamental para diagnosticar o impacto das ligações clandestinas de esgoto doméstico bruto antes e após a implantação completa do sistema de coleta e transporte de esgoto sanitário na área urbana de Monte Carmelo, Triângulo Mineiro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDI, H.; WILLIAMS, L. J. Principal Component Analysis. In S. Kotz & N. Balakrishnan (Eds.), **Encyclopedia of Statistics in Behavioral Science**. Chichester: Wiley, 2010.

<https://doi.org/10.1002/wics.101>

ANA - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. **ATLAS ESGOTOS: Despoluição das bacias hidrográficas**. Brasil, 2017. Disponível em: <http://atlasesgotos.ana.gov.br/>.

Acesso em: 12 jul. 2023.

ANA - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. **Indicadores de Qualidade – Índice de Qualidade das Águas (IQA)**. Brasília, 2004. Disponível em:

<https://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx/default.aspx>. Acesso em: 28 abr. 2024.

ANA - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. **Plano Nacional de Recursos Hídricos**, 2020.

ANEEL - Agência Nacional de Energia Elétrica. **Introdução ao Gerenciamento de Recursos Hídricos**. Brasília, DF: ANA/ANEEL, 2002. 3. ed. 326 p.

ANH, N. T. et al. Influences of key factors on river water quality in urban and rural areas: A review. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, v. 8, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2023.100424>. Acesso em: 27 abr. 2024.

<https://doi.org/10.1016/j.cscee.2023.100424>

APHA - American Public Health Association. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 23. ed. Washington, 2017.

BAI, X. et al. Coordination evaluation and obstacle factors recognition analysis of water resource spatial equilibrium system. **Environmental Research**, v. 210, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112913>. Acesso em: 09 mai. 2024.

<https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112913>

BOROTA, M. et al. Hydrodynamics and phosphorus loading in an urbanized river channel influences response to future managed change: Insights from advection-dispersion modelling.

Science of The Total Environment, v. 927, 2024. Disponível em:
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171958>. Acesso em: 28 abr. 202.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171958>

BOWLES, J. E. **Foundation analysis and design**. 5. ed. Singapore: McGraw-Hill, 1997.

BRAGA, B. et al. **Introdução à Engenharia Ambiental**. São Paulo, SP: Prentice Hall, 2002. 305 p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Avaliação da qualidade das águas da Bacia do Rio Paraíba do Sul**. Brasília, DF, 2016. Disponível em: <http://www.mma.gov.br>. Acesso em: 12 jul. 2023.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Qualidade da água: aspectos biológicos e químicos**. Brasília, DF, 2014. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/areas-tematicas/agua/qualidade-das-aguas/monitoramento.html>. Acesso em: 12 jul. 2023.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Qualidade das águas: metodologia para avaliação de poluentes**. São Paulo, SP, 2015. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/>. Acesso em: 12 jul. 2023.

CHAPRA, S. C. **Surface Water Quality Modeling**. New York: McGraw-Hill Publisher, 1997.

CHOW, V. T. **Open-Channel Hydraulics**. Civil engineering series. United States: Blackburn Press, 1959. 680 p.

CONAMA - **Conselho Nacional de Meio Ambiente**. Resolução n° 357, de 17 de março de 2005, que 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. Disponível em:
https://conama.mma.gov.br/?option=com_siskonama&task=arquivo.download&id=450. Acesso em: 02 maio 2024.

COPAM - **Conselho Estadual de Política Ambiental**. Deliberação Normativa conjunta, 2008. 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. Disponível em: <http://www.igam.mg.gov.br/gestao-das-aguas/enquadramento>. Acesso em: 02 maio 2024.

DMAE - Departamento Municipal de Água e Esgoto. **ESGOTO**. 2023. Monte Carmelo, MG. Disponível em: <https://www.dmae.montecarmelo.mg.gov.br/esgoto>. Acesso em: 11 jul. 2023.

DMAE - Departamento Municipal de Água e Esgoto. **Plano Municipal de Saneamento Básico de Monte Carmelo**, 2021. Disponível em: <https://www.dmae.montecarmelo.mg.gov.br/plano-municipal-de-saneamento-basico>. Acesso em: 09 mai. 2024.

DMAE - Departamento Municipal de Água e Esgoto. **Relatório de Monitoramento Ambiental**. Monte Carmelo, 2019. Disponível em: <https://www.dmae.montecarmelo.mg.gov.br/>. Acesso em: 28 abr. 2024.

DMAE - Departamento Municipal de Água e Esgoto. **Relatórios Mensais de Análises Laboratoriais**, 2016. Disponível em: <https://www.dmae.montecarmelo.mg.gov.br/>. Acesso em: 30 abr. 2024.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**, 2019.

EPA - Environmental Protection Agency. **Water Quality Analysis Simulation Program (WASP)**, 2024. United States Environmental Protection Agency. Disponível em: <https://www.epa.gov/ceam/water-quality-analysis-simulation-program-wasp>. Acesso em: 30 abr. 2024.

EPA - Environmental Protection Agency. **Water Quality Analysis Simulation Program – WASP**. Washington, DC: US EPA, 2022. Disponível em: <https://www.epa.gov/ceam/water-quality-analysis-simulation-program-wasp>. Acesso em: 05 nov. 2023.

FERREIRA, D. M. et al. Modeling transport and fate of metals for risk assessment in the Parauapebas river. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 102, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2023.107209>. Acesso em: 27 abr. 2024.

<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2023.107209>

GUIMARÃES, T. M. H. et al. Interferência do uso e ocupação do solo na qualidade da água em bacia hidrográfica com disponibilidade hídrica crítica. **Revista Geociências**, v. 38, n. 1, p. 229-240, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.5016/geociencias.v38i1.13387>. Acesso em: 15 out. 2024. <https://doi.org/10.5016/geociencias.v38i1.13387>

GRASS-PROJECT. **Geographic resource analysis support system**. Disponível em: <https://grass.osgeo.org/>. Acesso em: 12 jul. 2023.

GONÇALVES, D.; CARRILHO, A. P.; SILVA, J. A. Impactos da poluição no meio aquático: uma análise necessária. **Revista Brasileira de Conservação e Desenvolvimento Sustentável**, v. 3, n. 1, p. 25-37, 2016.

HU, G. et al. An integrated assessment system for the carrying capacity of the water environment based on system dynamics. **Journal of Environmental Management**, v. 295, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113045>. Acesso em: 09 mai. 2024. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113045>

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Brasileiro de 2010**. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cidades e Estados, 2022**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/mg/monte-carmelo.html>. Acesso em: 29 abr. 2024.

IDE SISEMA - Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídrico. **Infraestrutura de Dados Espaciais**. Disponível em: <https://idesisema.meioambiente.mg.gov.br/webgis>. Acesso em: nov. 2023.

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Topodata: Modelo Digital de Elevação do Brasil**. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/topodata/>. Acesso em: 12 jul. 2023.

KLINK, J. et al. Coupling hydrological and sanitation datasets to simulate wastewater-derived contamination in European rivers: model development and calibration. **Environmental Modelling & Software**, v. 106049, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2024.106049>. Acesso em: 27 abr. 2024. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2024.106049>

LE, T. T. H.; FETTIG, J.; MEON, G. Kinetics and simulation of nitrification at various pH values of a polluted river in the tropics. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 19, 2019.

Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2018.06.006>. Acesso em: 28 abr. 2024.

LIMA, E. B. N. **Modelação Integrada para Gestão da Qualidade da Água na Bacia do Rio Cuiabá**. Tese de Doutorado. Rio de Janeiro, RJ: UFRJ, 2001. 184 p.

LIU, Y. et al. Effects of point and nonpoint source pollution on urban rivers: From the perspective of pollutant composition and toxicity. **Journal of Hazardous Materials**, v. 460, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132441>

LONGLEY, P. A.; GOODCHILD, M. F.; MAGUIRE, D. J.; RSCHECH, D. W. **Geographical Information Science and Systems**. 4. ed. Wiley, 2015.

MATOS, A. S. et al. Caracterização da qualidade da água dos afluentes do córrego Trindade em Itumbiara-GO. **Revista Ifes Ciência**, ISSN 2359-4799, vol. 9, nº 1, 2023. Disponível em: <https://ojs.ifes.edu.br/index.php/ric/article/view/1798>. Acesso em: 17 fev. 2025.

<https://doi.org/10.36524/ric.v9i1.1798>

MMA - Ministério do Meio Ambiente. **Recursos Hídricos - conjunto de normas legais**. Brasília, DF: MMA, 2004. 3. ed. 243 p.

NASCIMENTO, K. S.; SOUZA, A. P.; HESPANHOL, I. Fósforo orgânico e suas implicações na qualidade da água. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 23, n. 2, p. 211-224, 2018.

OBIN, N. et al. Research on Water Quality Simulation and Water Environmental Capacity in Lushui River Based on WASP Model. **Water**, v. 13, n. 20, p. 2819, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w13202819>. Acesso em: 16 out. 2024.

<https://doi.org/10.3390/w13202819>

OLIVEIRA, C. E. B. et al. Qualidade da água e estimativa da carga orgânica máxima assimilada pelo Córrego Lanoso. **Revista Brasileira de Ciência Tecnologia e Inovação. Uberaba**, MG v. 4 n. 2 p. 213-227, jul./set. 2019. ISSN 2359-4748. Disponível em: <https://seer.uftm.edu.br/revistaeletronica/index.php/rbcti/article/view/3396>. Acesso em: 17 fev. 2025. <https://doi.org/10.18554/rbcti.v4i3.3396>

PENG, T. et al. Assessment on water resources carrying capacity in karst areas by using an innovative DPESBRM concept model and cloud model. **Science of The Total Environment**, v. 767, n. 144353, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144353>.

Acesso em: 23 set. 2024. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144353>

PELO, F.; VIEIRA, B. **Qualidade da Água e Esgoto Sanitário: Impactos na Saúde e no Meio Ambiente**. Editora UFPR, 2019.

PMSB - Plano Municipal de Saneamento Básico. **Prefeitura Municipal de Monte Carmelo, 2013. 252 p.**

QGIS COMMUNITY. **QGIS User Guide**. Disponível em: <https://docs.qgis.org/>. Acesso em: 12 jul. 2023.

QGIS DEVELOPMENT TEAM. Geographic Information System. **Open Source Geospatial Foundation Project**. Disponível em: https://qgis.org/pt_BR/site/about/index.html. Acesso em: 12 jul. 2023.

RAEISI, N.; MORADI, S.; SCHOLZ, M. Surface Water Resources Assessment and Planning with the QUAL2KW Model: A Case Study of the Maroon and Jarahi Basin (Iran). **Water**, v. 14, n. 5, p. 705, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w14050705>. Acesso em: 16 out. 2024. <https://doi.org/10.3390/w14050705>

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. Fitogeografia do Brasil. In: **Ecology of the Brazilian Cerrado**. Ed. UFV.

RODRIGUES, A. L.; SILVA, N. P. Procedimentos para a estimativa da vazão Q_{7,10} em corpos hídricos. **Revista de Gestão de Recursos Hídricos da América Latina**, v. 9, n. 2, p. 33-40, 2016.

SALLA, M. R.; ALAMY FILHO, J. E.; PEREIRA, C. E. Modeling of Aquatic Ecosystem Dynamics in a Run-of-River Reservoir in Brazil. **Clean-Soil Air Water**, v. 51, n. 5, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/clen.202200286>. Acesso em: 27 abr. 2024. <https://doi.org/10.1002/clen.202200286>

SALLA, M. R. et al. Sensibilidade de características morfológicas no comportamento de parâmetros de qualidade da água em rio de porte médio. **Ciência & Engenharia**, v. 24, n. 2, p. 29-37, 2015. <https://doi.org/10.14393/19834071.2015.32256>.

SANTOS, L. V. A. S. et al. Evaluation of performance of the UASB reactor in the treatment of the effluent of Federal University of Sergipe. **Revista DAE**, v. 68, n. 227, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.36659/dae.2020.092>. Acesso em: 12 out. 2024.

<https://doi.org/10.36659/dae.2020.092>

SEMA/SP - Secretaria de Estado do Meio Ambiente. **A Qualidade das Águas. Série Manuais Ambientais**. São Paulo, SP: CETESB [et al.], 2000. 2. ed. 44 p.

SEWELL, G. H. **Administração e Controle da Qualidade Ambiental**. São Paulo, SP: EPU [et al.], 1978. 295 p.

SHAYAN, M. N. M. et al. A simple and rapid method for detecting fecal pollution in urban rivers by measuring the intrinsic β -D-glucuronidase activity of *Escherichia coli*. **Water Research**, v. 246, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120689>. Acesso em: 26 abr. 2024. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120689>

SILVA, A. S.; GOMES, I. G.; LOPES, F. R. V. Avaliação da toxicidade da amônia em ecossistemas aquáticos. **Revista Brasileira de Ecologia e Conservação**, v. 10, n. 2, p. 110-120, 2017.

SISEMA. Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, 2024. **Infraestrutura de Dados Espaciais**. Disponível em: <https://idesisema.meioambiente.mg.gov.br/webgis>. Acesso em: 29 abr. 2024.

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Ministério das Cidades, 2024. **Painel de Informações sobre Saneamento**. Brasília. Disponível em: <www.snis.gov.br>. Acesso em: 26 abr. 2024.

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Esgotamento Sanitário**. Brasil, 2021. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/>. Acesso em: 12 jul. 2023.

SOUZA, A. S.; GOMES, I. G.; LOPES, F. R. V. Avaliação da qualidade da água em corpos hídricos: parâmetros físicos, químicos e biológicos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 24, n. 3, p. 345-360, 2019.

SOUZA, A. S.; GOMES, I. G.; LOPES, F. R. V. Interação entre parâmetros físicos, químicos e biológicos na qualidade da água de corpos d'água. **Revista de Engenharia e Meio Ambiente**, v. 12, n. 2, p. 115-128, 2017.

SOUZA, J. T.; CUNHA, M. R. Qualidade da água e impactos da poluição sobre a biota aquática. **Revista de Geografia e Ambiente**, v. 9, n. 2, p. 45-59, 2016.

SPERLING, M. V. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. Série Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Belo Horizonte, MG: UFMG, 1996. v. 1. 2. ed. 243 p.

TAVARES, C. A. **Geografia do Município de Monte Carmelo** – Minas Gerais, 2011.

TAKEDA, A. M.; MORAES, C. J. G.; CARMO, F. M. Indicadores de qualidade da água: uma abordagem integrada. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 22, n. 1, p. 91-102, 2017.

TEIXEIRA, A. et al. Qual a melhor definição de SIG. **Revista FATOR GIS**, n. 11, 1995.

TOBLER, W. A Computer Movie Simulating Urban Growth in the Detroit Region. *Economic Geography*, v. 46, Supplement: Proceedings, International Geographical Union, **Commission on Quantitative Methods**, jun. 1970. <https://doi.org/10.2307/143141>

TUCCI, C. E. M.; HESPANHOL, I.; CORDEIRO NETO, O. M. **Gestão da Água no Brasil**. Brasília, DF: UNESCO, 2001. 190 p.

VALDÉS, M. E. et al. Distribution of antibiotics in water, sediments and biofilm in an urban river (Córdoba, Argentina, LA). **Environmental Pollution**, v. 269, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116133>. Acesso em: 28 abr. 2024.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116133>

VILARINHO, C. M. R.; COUTO, E. A. Saneamento básico e regulação no Brasil: desvendando o passado para moldar o futuro. **Revista Digital de Direito Administrativo**, v.

10, n. 2, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.11606/issn.2319-0558.v10i2p233-257>.

Acesso em: 26 abr. 2024. <https://doi.org/10.11606/issn.2319-0558.v10i2p233-257>

VITOR, G. A. et al. Health and sanitation in Brazil: a narrative review on the association of basic sanitation conditions with waterborne diseases. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 15, 2021. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v10i15.22913>. Acesso em: 26 abr. 2024. <https://doi.org/10.33448/rsd-v10i15.22913>

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: UFMG, 1995. v. 7. 243 p.

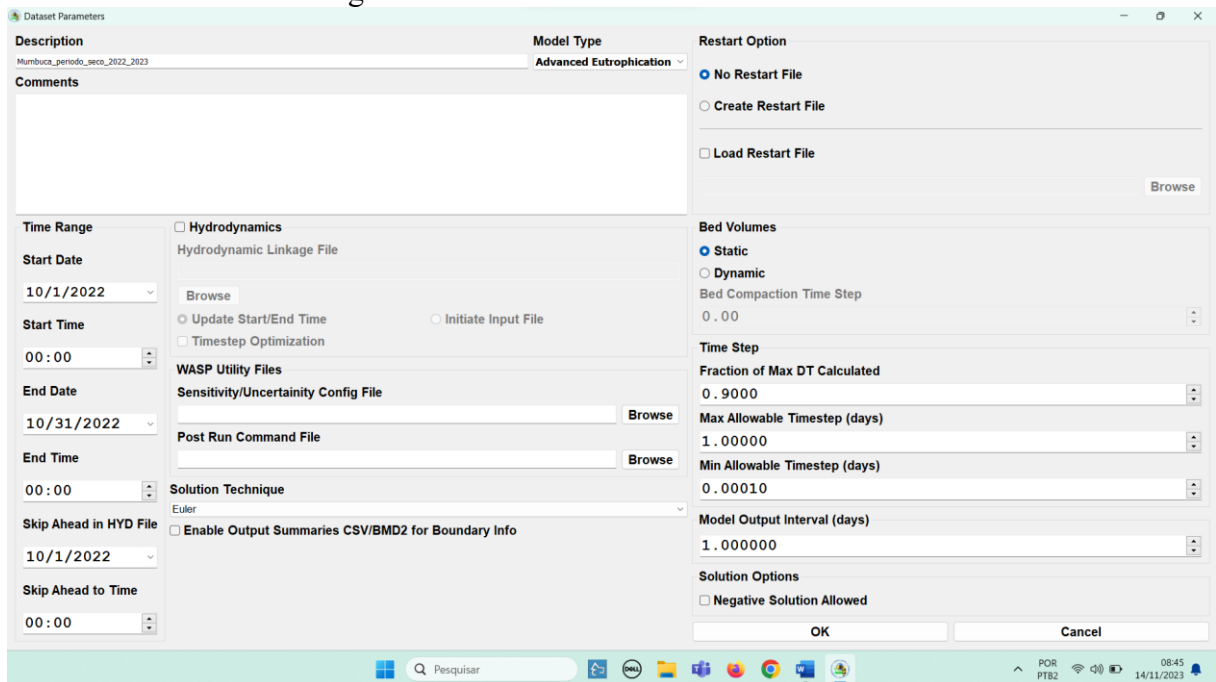
VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte: UFMG, 2007. v. 7. 588 p.

WANG, X. Y. et al. Dynamic simulation and comprehensive evaluation of the water resources carrying capacity in Guangzhou city, China. **Ecological Indicators**, v. 135, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119980>. Acesso: 24 abr. 2024. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119980>

ANEXO A - Processo de calibração do modelo de qualidade d'água

As simulações baseadas em valores médios para o período seco permitem trabalhar, na ferramenta WASP, em regime estacionário ou permanente para a vazão e concentrações dos parâmetros. Com isso, nas simulações apresentadas, o limite de simulação assumido foi de um mês em escala diária, conforme a figura (Figura 11).

Figura 11 – Tela inicial da ferramenta WASP



Fonte: Autor (2023).

O módulo EUTRO habilitado na tela inicial (ver Model Type - Advanced Eutrophication na Figura 10) direciona às simulações dos parâmetros oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio – DBO, nitrogênio orgânico NO, amônia, nitrato e fósforo total, conforme a Figura 12, referente às variáveis de estado simuladas.

Figura 12 – Tela da ferramenta WASP referente às variáveis de estado simuladas

	System Type	System Name	Articulate Transpo	Mass Balance	Density	Dispersion Bypass	Flow Bypass
1	DISOX	Oxigenio dissolvido	Solids 1	<input checked="" type="checkbox"/>	1	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
2	CBODU	DBO	Solids 1	<input checked="" type="checkbox"/>	1	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
3	ORG-P	Porg	Solids 1	<input checked="" type="checkbox"/>	1	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
4	D-DIP	Pinorg	Solids 1	<input checked="" type="checkbox"/>	1	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
5	ORG-N	NO	Solids 1	<input checked="" type="checkbox"/>	1	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
6	NH-34	Amonia	Solids 1	<input checked="" type="checkbox"/>	1	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
7	NO3O2	Nitrato	Solids 1	<input checked="" type="checkbox"/>	1	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Fonte: Autor (2023).

A aba “Segmentos Definition”, conforme print da tela da ferramenta WASP referente aos segmentos (ver Figura 13), permite a identificação de todos os 14 segmentos sobrenadantes (*surface*) e 14 segmentos bentônicos (*surface benthic*), além da identificação do tipo de transporte hidráulico (*kinematic wave* para os segmentos sobrenadantes e *flow routing* para segmentos bentônicos); a ordenação vertical dos segmentos é definida em *Segment Below*.

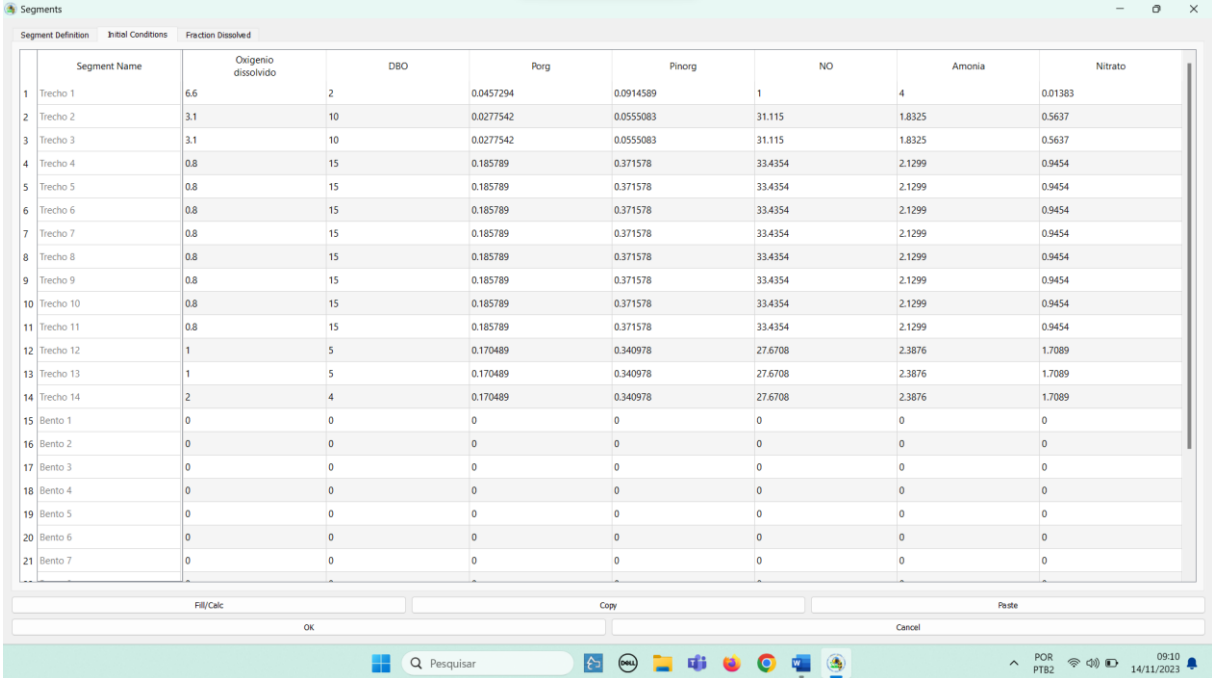
Figura 13 – Tela da ferramenta WASP referente aos segmentos

	Segment Name	Segment Type	Transport Mode	Segment Below
1	Trecho 1	Surface	Kinematic Wave	Bento 1
2	Trecho 2	Surface	Kinematic Wave	Bento 2
3	Trecho 3	Surface	Kinematic Wave	Bento 3
4	Trecho 4	Surface	Kinematic Wave	Bento 4
5	Trecho 5	Surface	Kinematic Wave	Bento 5
6	Trecho 6	Surface	Kinematic Wave	Bento 6
7	Trecho 7	Surface	Kinematic Wave	Bento 7
8	Trecho 8	Surface	Kinematic Wave	Bento 8
9	Trecho 9	Surface	Kinematic Wave	Bento 9
10	Trecho 10	Surface	Kinematic Wave	Bento 10
11	Trecho 11	Surface	Kinematic Wave	Bento 11
12	Trecho 12	Surface	Kinematic Wave	Bento 12
13	Trecho 13	Surface	Kinematic Wave	Bento 13
14	Trecho 14	Surface	Kinematic Wave	Bento 14
15	Bento 1	Surface benthic	Flow Routing	None
16	Bento 2	Surface benthic	Flow Routing	None
17	Bento 3	Surface benthic	Flow Routing	None
18	Bento 4	Surface benthic	Flow Routing	None
19	Bento 5	Surface benthic	Flow Routing	None
20	Bento 6	Surface benthic	Flow Routing	None
21	Bento 7	Surface benthic	Flow Routing	None
22	Bento 8	Surface benthic	Flow Routing	None

Fonte: Autor (2023).

A aba “Initial Conditions”, conforme print da tela da ferramenta WASP referente às condições iniciais (ver Figura 14), permite acrescentar as concentrações iniciais de cada parâmetro no início das simulações; assumidos os valores médios para os períodos.

Figura 14 – Tela da ferramenta WASP referente às condições iniciais



Segment Name	Origemio dissolvido	DBO	Porg	Pinorg	NO	Amonia	Nitrato
1 Trecho 1	6,6	2	0.0457294	0.0914589	1	4	0.01383
2 Trecho 2	3,1	10	0.0277542	0.0555083	31.115	1.8325	0.5637
3 Trecho 3	3,1	10	0.0277542	0.0555083	31.115	1.8325	0.5637
4 Trecho 4	0,8	15	0.185789	0.371578	33.4354	2.1299	0.9454
5 Trecho 5	0,8	15	0.185789	0.371578	33.4354	2.1299	0.9454
6 Trecho 6	0,8	15	0.185789	0.371578	33.4354	2.1299	0.9454
7 Trecho 7	0,8	15	0.185789	0.371578	33.4354	2.1299	0.9454
8 Trecho 8	0,8	15	0.185789	0.371578	33.4354	2.1299	0.9454
9 Trecho 9	0,8	15	0.185789	0.371578	33.4354	2.1299	0.9454
10 Trecho 10	0,8	15	0.185789	0.371578	33.4354	2.1299	0.9454
11 Trecho 11	0,8	15	0.185789	0.371578	33.4354	2.1299	0.9454
12 Trecho 12	1	5	0.170489	0.340978	27.6708	2.3876	1.7089
13 Trecho 13	1	5	0.170489	0.340978	27.6708	2.3876	1.7089
14 Trecho 14	2	4	0.170489	0.340978	27.6708	2.3876	1.7089
15 Bento 1	0	0	0	0	0	0	0
16 Bento 2	0	0	0	0	0	0	0
17 Bento 3	0	0	0	0	0	0	0
18 Bento 4	0	0	0	0	0	0	0
19 Bento 5	0	0	0	0	0	0	0
20 Bento 6	0	0	0	0	0	0	0
21 Bento 7	0	0	0	0	0	0	0

Fonte: Autor (2023).

A aba “Fraction Dissolved”, conforme print da tela da ferramenta WASP referente às frações dissolvidas (ver Figura 15), permite informar as parcelas suspensas e dissolvidas para cada parâmetro simulado; especificamente para OD, DBO, NO, amônia, nitrato, fósforo orgânico e fósforo inorgânico, foram assumidas integralidades das concentrações na forma dissolvida.

Figura 15 – Tela da ferramenta WASP referente às frações dissolvidas

The screenshot shows the 'Segments' window in the WASP software. The window has three tabs: 'Segment Definition', 'Initial Conditions', and 'Fraction Dissolved'. The 'Fraction Dissolved' tab is active, displaying a table with 21 rows and 9 columns. The columns are: Segment Name, Oxigenio dissolvido, DBO, Porg, Pinorg, NO, Amonia, and Nitrato. Each row represents a segment, with the first column containing a number from 1 to 21 and the second column containing the segment name (e.g., 'Trecho 1', 'Bento 1'). All cells in the table contain the value '1'. Below the table, there are buttons for 'Fill/Calc', 'Copy', 'Paste', 'OK', and 'Cancel'. The Windows taskbar is visible at the bottom, showing the search bar, task icons, and system tray with the time 09:16 and date 14/11/2023.

Segment Name	Oxigenio dissolvido	DBO	Porg	Pinorg	NO	Amonia	Nitrato
1 Trecho 1	1	1	1	1	1	1	1
2 Trecho 2	1	1	1	1	1	1	1
3 Trecho 3	1	1	1	1	1	1	1
4 Trecho 4	1	1	1	1	1	1	1
5 Trecho 5	1	1	1	1	1	1	1
6 Trecho 6	1	1	1	1	1	1	1
7 Trecho 7	1	1	1	1	1	1	1
8 Trecho 8	1	1	1	1	1	1	1
9 Trecho 9	1	1	1	1	1	1	1
10 Trecho 10	1	1	1	1	1	1	1
11 Trecho 11	1	1	1	1	1	1	1
12 Trecho 12	1	1	1	1	1	1	1
13 Trecho 13	1	1	1	1	1	1	1
14 Trecho 14	1	1	1	1	1	1	1
15 Bento 1	1	1	1	1	1	1	1
16 Bento 2	1	1	1	1	1	1	1
17 Bento 3	1	1	1	1	1	1	1
18 Bento 4	1	1	1	1	1	1	1
19 Bento 5	1	1	1	1	1	1	1
20 Bento 6	1	1	1	1	1	1	1
21 Bento 7	1	1	1	1	1	1	1

Fonte: Autor (2023).

As características hidrogeométricas são introduzidas na aba “Flows – Channel Geometry”, conforme mostra o print da tela da ferramenta WASP referente às características hidrogeométricas (ver Figura 16); para cada trecho sobrenadante são solicitados os valores de volume inicial (m^3), comprimento do trecho (m), largura da base do trecho (m), declividade de fundo (m/m), profundidade mínima para vazão nula (m), coeficiente de rugosidade de Manning ($s/m^{1/3}$), profundidade média (m), expoente de profundidade (adimensional), expoente de velocidade (adimensional) e velocidade média (m/s); para cada trecho bentônico são solicitados os valores de volume (m^3), profundidade (m) e velocidade do escoamento (m/s), fixos durante todo o período de simulação.

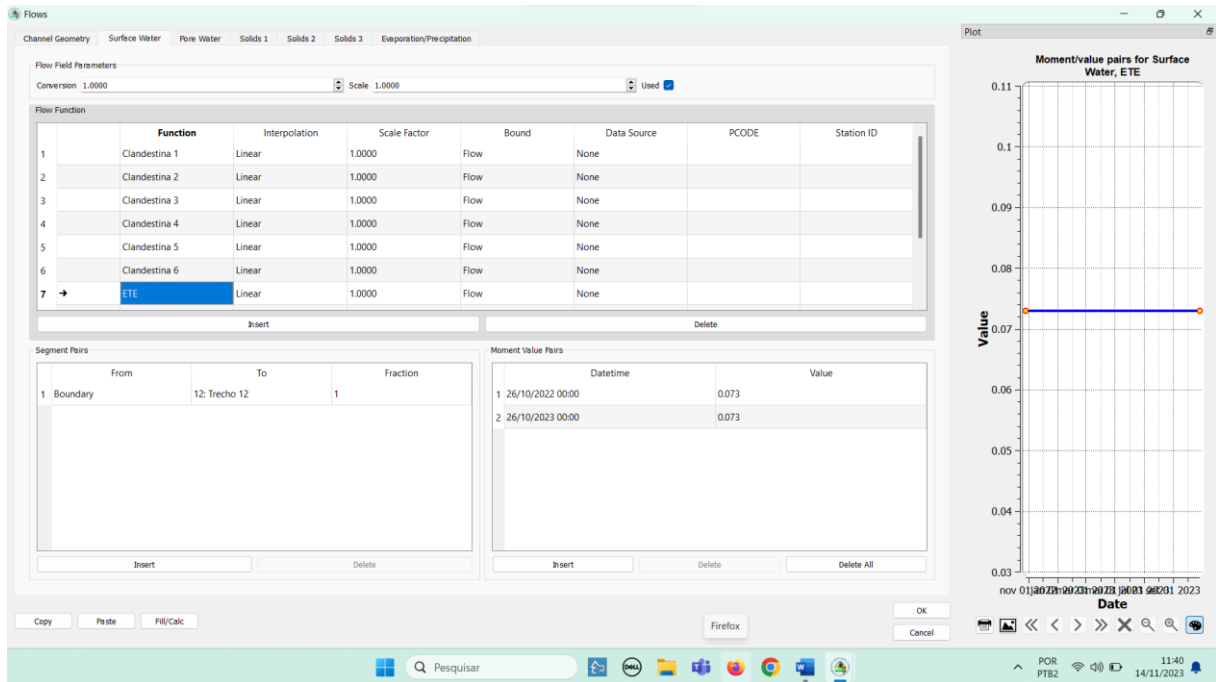
Figura 16 – Tela da ferramenta WASP referente às características hidrogeométricas

Segment Name	Volume (m3)	Length (m)	Average Width (m)	Bottom Elevation (m)	Slope	Minimum Depth (m)	Roughness	Average Depth (m)	Initial Surface Elevation (m)	Depth Multiplier	Depth Exponent	Average Velocity	Velocity Exponent	Side Slope
1 Trecho 1	57	381	1		0.004934	0	0.04722	0.15			0.48	0.2	0.32	
2 Trecho 2	38	128	2		0.004934	0	0.044	0.15			0.48	0.2	0.32	
3 Trecho 3	24	60	2		0.004934	0	0.044	0.2			0.48	0.2	0.32	
4 Trecho 4	280	351	4		0.004934	0	0.02514	0.2			0.6	0	0.4	
5 Trecho 5	218	273	4		0.004934	0	0.02528	0.2			0.6	0	0.4	
6 Trecho 6	76	190	2		0.004934	0	0.029	0.2			0.48	0.2	0.32	
7 Trecho 7	114	287	2		0.004934	0	0.029	0.2			0.48	0.2	0.32	
8 Trecho 8	33	45	3		0.004934	0	0.029	0.25			0.48	0.2	0.32	
9 Trecho 9	1405	1606	3.5		0.004934	0	0.02715	0.25			0.48	0.2	0.32	
10 Trecho 10	981	909	3.6		0.004934	0	0.02841	0.3			0.48	0.2	0.32	
11 Trecho 11	55	49	3.8		0.004934	0	0.02663	0.3			0.48	0.2	0.32	
12 Trecho 12	200	167	4		0.004934	0	0.0294	0.3			0.48	0.2	0.32	
13 Trecho 13	3934	2186	4.5		0.004934	0	0.02843	0.4			0.48	0.2	0.32	
14 Trecho 14	7750	3100	5		0.004934	0	0.03209	0.5			0.48	0.2	0.32	
15 Bento 1	38							0.1				0		
16 Bento 2	25							0.1				0		
17 Bento 3	12							0.1				0		
18 Bento 4	140							0.1				0		
19 Bento 5	109							0.1				0		
20 Bento 6	38							0.1				0		
21 Bento 7	57							0.1				0		

Fonte: Autor (2023).

A próxima etapa das simulações em ferramenta WASP foi estruturar a topologia hídrica, informando o caminhamento da água entre os trechos no córrego Mumbuca, além dos posicionamentos das entradas pontuais (M1, A1, A2, A3, ETE e ligações clandestinas).. A Figura 17 mostra o print da tela da ferramenta WASP referente à topologia hídrica. Ainda nesta aba da topologia hídrica são informadas as vazões (em m³/s) em todas as entradas pontuais e difusas.

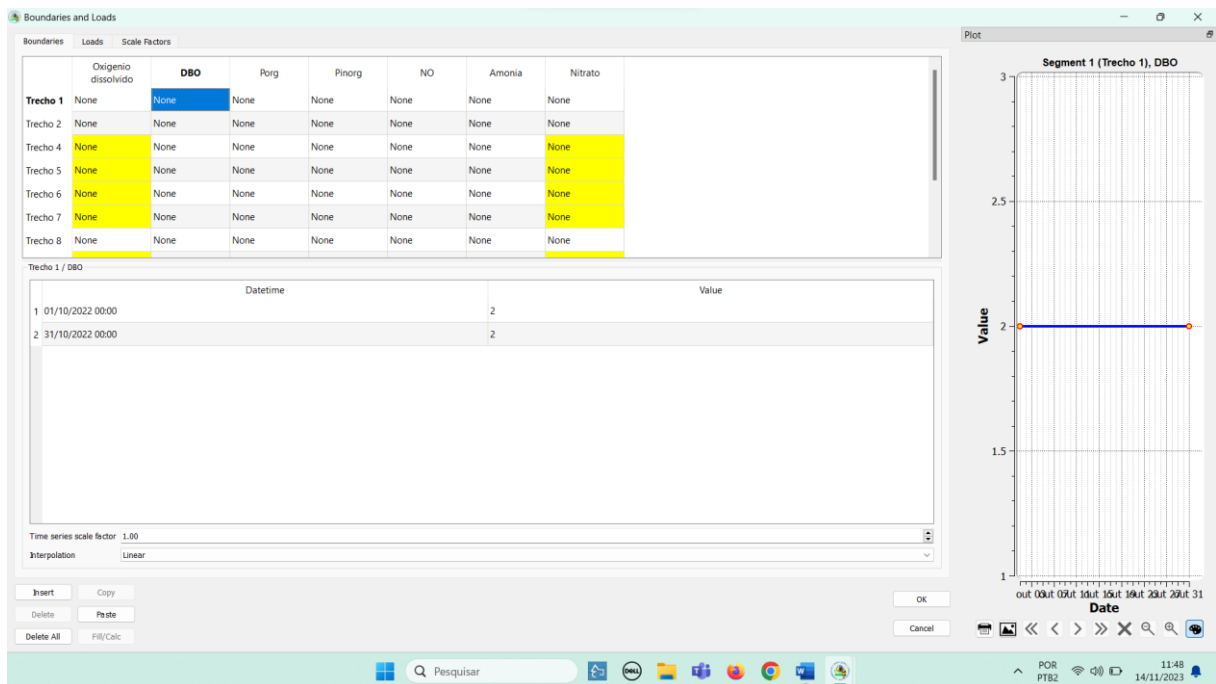
Figura 17 – Tela da ferramenta WASP referente à topologia hídrica



Fonte: Autor (2023).

As concentrações (em mg/L) dos parâmetros de qualidade da água para todas as entradas pontuais são informadas na aba “*Boundaries and Loads*”, de acordo com o print da tela da ferramenta WASP referente aos contornos e cargas (ver Figura 18).

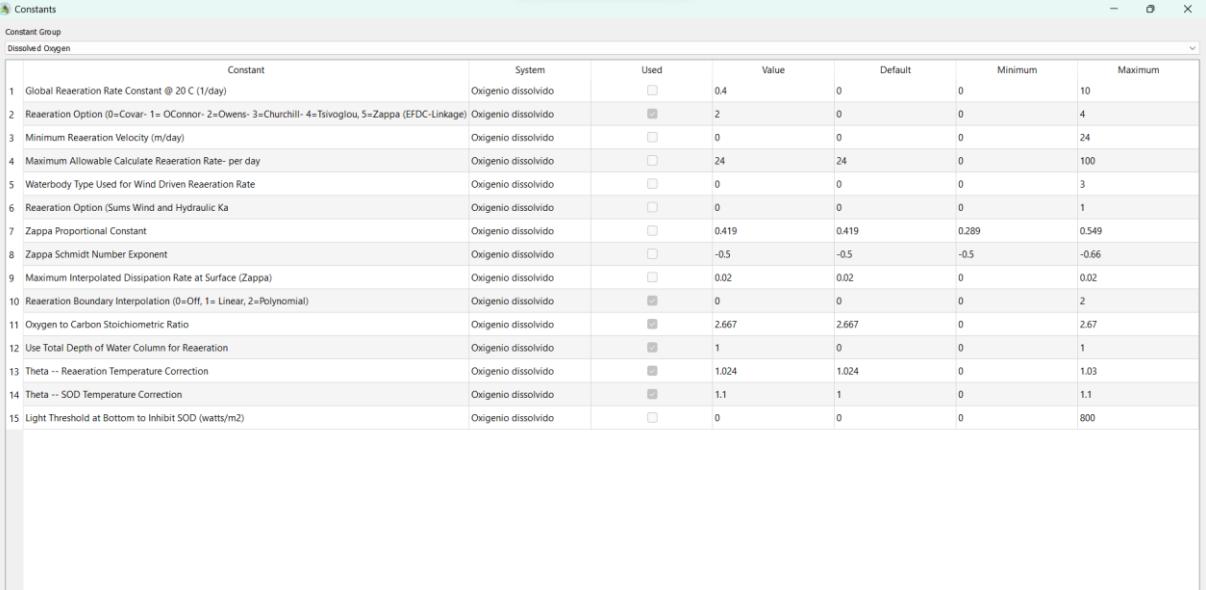
Figura 18 – Tela da ferramenta WASP referente aos contornos e cargas



Fonte: Autor (2023).

Após todas essas etapas, considerando valores de coeficientes cinéticos baseados na literatura, é possível simular o comportamento dos parâmetros de qualidade da água ao longo do córrego Mumbuca; a aba “*Constant Group*” traz os coeficientes cinéticos inseridos no equacionamento matemáticos de todos os parâmetros; a Figura 19 traz um print da tela da ferramenta WASP referente aos termos cinéticos do parâmetro oxigênio dissolvido.

Figura 19 – Tela da ferramenta WASP referente aos termos cinéticos do parâmetro oxigênio dissolvido



Constant	System	Used	Value	Default	Minimum	Maximum
1 Global Reaeration Rate Constant @ 20 C (1/day)	Oxigenio dissolvido	<input type="checkbox"/>	0.4	0	0	10
2 Reaeration Option (0=Covar- 1= OCOnnor- 2=Owens- 3=Churchill- 4= Tsvoglou, 5=Zappa (EFDC-Linkage)	Oxigenio dissolvido	<input checked="" type="checkbox"/>	2	0	0	4
3 Minimum Reaeration Velocity (m/day)	Oxigenio dissolvido	<input type="checkbox"/>	0	0	0	24
4 Maximum Allowable Calculate Reaeration Rate- per day	Oxigenio dissolvido	<input type="checkbox"/>	24	24	0	100
5 Waterbody Type Used for Wind Driven Reaeration Rate	Oxigenio dissolvido	<input type="checkbox"/>	0	0	0	3
6 Reaeration Option (Sums Wind and Hydraulic Ka)	Oxigenio dissolvido	<input type="checkbox"/>	0	0	0	1
7 Zappa Proportional Constant	Oxigenio dissolvido	<input type="checkbox"/>	0.419	0.419	0.289	0.549
8 Zappa Schmidt Number Exponent	Oxigenio dissolvido	<input type="checkbox"/>	-0.5	-0.5	-0.5	-0.66
9 Maximum Interpolated Dissipation Rate at Surface (Zappa)	Oxigenio dissolvido	<input type="checkbox"/>	0.02	0.02	0	0.02
10 Reaeration Boundary Interpolation (0=Off, 1= Linear, 2=Polynomial)	Oxigenio dissolvido	<input checked="" type="checkbox"/>	0	0	0	2
11 Oxygen to Carbon Stoichiometric Ratio	Oxigenio dissolvido	<input checked="" type="checkbox"/>	2.667	2.667	0	2.67
12 Use Total Depth of Water Column for Reaeration	Oxigenio dissolvido	<input checked="" type="checkbox"/>	1	0	0	1
13 Theta -- Reaeration Temperature Correction	Oxigenio dissolvido	<input checked="" type="checkbox"/>	1.024	1.024	0	1.03
14 Theta -- SOD Temperature Correction	Oxigenio dissolvido	<input checked="" type="checkbox"/>	1.1	1	0	1.1
15 Light Threshold at Bottom to Inhibit SOD (watts/m2)	Oxigenio dissolvido	<input type="checkbox"/>	0	0	0	800

Fonte: Autor (2023).