

CENTRO FEDERAL DE EDUCAÇÃO TECNOLÓGICA DE MINAS GERAIS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL
CURSO DE ENGENHARIA CIVIL

ANA BEATRIZ QUINTÃO MESQUITA

**ESTUDO DA IMPLANTAÇÃO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS PARA CONTROLE
DA POLUIÇÃO E REDUÇÃO DE CARGA ORGÂNICA NO RIBEIRÃO DA MATA,
VESPASIANO/MG**

BELO HORIZONTE

2026

ANA BEATRIZ QUINTÃO MESQUITA

**ESTUDO DA IMPLANTAÇÃO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS PARA CONTROLE
DA POLUIÇÃO E REDUÇÃO DE CARGA ORGÂNICA NO RIBEIRÃO DA MATA,
VESPASIANO/MG**

Trabalho Conclusão do Curso de
Graduação de Engenharia Civil do
Centro de Educação Tecnológica de
Minas Gerais como requisito parcial
para a obtenção do Título de
Bacharel em Engenharia Civil

Orientadora: Prof. MSc Isabela
Labarrere Vieira Pereira
Coorientadora: Mellinda Gabrielle
Nogueira Santos

BELO HORIZONTE

2026

M582e	Mesquita, Ana Beatriz Quintão Estudo da implantação de wetlands construídos para controle da poluição e redução de carga orgânica no Ribeirão da Mata, Vespasiano/MG / Ana Beatriz Quintão Mesquita. – 2026. 95 f. : il., gráfs, tabs., fotos. Trabalho de conclusão de curso apresentado no curso de graduação do Programa de Graduação em Engenharia Civil. Orientadora: Isabela Labarrere Vieira Pereira. Coorientadora: Mellinda Gabrielle Nogueira Santos. Bibliografia: f. 91-95. Trabalho de conclusão de curso (graduação) – Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais, Departamento de Engenharia Civil. 1. Qualidade da água – Modelos matemáticos – Ribeirão da Mata, Região do (Vespasiano, MG) – Teses. 2. QUAL2K (software) – Teses. 3. Áreas úmidas construídas – Teses. 4. Esgotos – Teses. 5. Engenharia sanitária – Teses. 6. Água – Purificação – Teses. 7. Água – Poluição – Teses. I. Pereira, Isabela Labarrere Vieira. II. Santos, Mellinda Gabrielle Nogueira. III. Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais. Departamento de Engenharia Civil. IV. Título. CDD 628.308151
-------	---



FOLHA DE APROVAÇÃO DE TCC N° 6/2026 - DEC (11.56.07)

N° do Protocolo: 23062.034528/2026-09

Belo Horizonte-MG, 03 de julho de 2026.

ANA BEATRIZ QUINTÃO MESQUITA

**ESTUDO DA IMPLANTAÇÃO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS PARA CONTROLE DA
POLUIÇÃO E REDUÇÃO DE CARGA ORGÂNICA DO RIBEIRÃO DA MATA, VESPASIANO
/MG**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Engenharia Civil do Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais, do Campus Nova Gameleira, como parte do requisito para obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Civil.

Aprovado em 29 de junho de 2026

Banca Examinadora:

Prof. Msc. Isabela Labarrère Vieira Pereira - Orientador
Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais

Profa. Dra. Hersília de Andrade e Santos
Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais

Prof. Dr. Mateus Alexandre da Silva
Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais

**BELO HORIZONTE
2026**

(Assinado digitalmente em 05/07/2026 21:09)

HERSILIA DE ANDRADE E SANTOS

PROFESSOR ENS BASICO TECN TECNOLOGICO

PPGEC (11.52.06)

Matrícula: ###049#6

(Assinado digitalmente em 06/07/2026 09:24)

ISABELA LABARRERE VIEIRA PEREIRA

PROFESSOR ENS BASICO TECN TECNOLOGICO

DEC (11.56.07)

Matrícula: ###475#6

(Assinado digitalmente em 03/07/2026 16:42)

MATEUS ALEXANDRE DA SILVA

PROF ENS BAS TEC TECNOLOGICO-SUBSTITUTO

DEC (11.56.07)

Matrícula: ###964#4

(Assinado digitalmente em 03/07/2026 15:47)

Ana Beatriz Quintao Mesquita

DISCENTE

Matrícula: 2019#####7

Visualize o documento original em <https://sig.cefetmg.br/public/documentos/index.jsp> informando seu número: **6**, ano: **2026**, tipo: **FOLHA DE APROVAÇÃO DE TCC**, data de emissão: **03/07/2026** e o código de verificação: **37ff444cbb**



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
CENTRO FEDERAL DE EDUCAÇÃO TECNOLÓGICA DE MINAS GERAIS
Av. Amazonas, 7675 – Bairro Nova Gameleira – Belo Horizonte - MG
Departamento de Engenharia Civil - Prédio 12 - Telefone: (31) 3319-6810 – secretaria@civil.cefetmg.br

TERMO DE ACEITE FINAL - ORIENTADOR

Titulo do TCC:	ESTUDO DA IMPLANTAÇÃO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS PARA CONTROLE DA POLUIÇÃO E REDUÇÃO DE CARGA ORGÂNICA NO RIBEIRÃO DA MATA, VESPASIANO/MG
Data defesa:	29/06/2026
Discente:	Ana Beatriz Quintão Mesquita
Orientador:	Isabela Labarrere Vieira Pereira

Eu, Ana Beatriz Quintão Mesquita declaro que todas as sugestões de correção e melhoria indicadas pela banca de avaliação de meu Trabalho de Conclusão de Curso e acordadas com meu Prof. Orientador foram implementadas no texto e entregues ao mesmo, Prof(a). Isabela Labarrere Vieira Pereira para validação final.

Documento assinado digitalmente
gov.br ANA BEATRIZ QUINTAO MESQUITA
Data: 06/07/2026 13:21:52-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

De acordo: Belo Horizonte, 06 de julho de 2026 ,

Assinatura do Discente

Declaro ter recebido e conferido a versão final do texto e que as sugestões de correção e melhorias indicadas pela banca e acatadas por mim foram implementadas.

Documento assinado digitalmente
gov.br ISABELA LABARRERE VIEIRA PEREIRA
Data: 06/07/2026 15:17:25-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

De acordo: Belo Horizonte, 06 de julho de 2026,

Assinatura do Orientador

Dedico este trabalho à população que sente, na prática, os impactos da falta de saneamento e da poluição da água, e à importância de buscar soluções que melhorem essa realidade.

AGRADECIMENTOS

Ao longo da minha graduação, percorri grande parte dessa trajetória de forma independente, enfrentando desafios pessoais, acadêmicos e profissionais que tornaram a conclusão deste trabalho ainda mais significativa.

Agradeço, de forma especial, à minha orientadora, Isabela, pela paciência, compreensão e acolhimento durante o desenvolvimento deste trabalho. Obrigada por não deixar de acreditar em mim, mesmo nos momentos em que o processo parecia mais difícil. Sua orientação foi essencial para que este TCC se concretizasse.

À minha coorientadora e colega de trabalho, Mellinda, agradeço pelo apoio, pelas contribuições técnicas e pela disponibilidade, especialmente nesta etapa final. Sua ajuda foi muito importante para a organização e finalização deste estudo.

À Sabrina, agradeço pelo apoio ao longo da minha trajetória acadêmica e por estar presente em momentos importantes desse percurso.

Aos meus familiares, registro meu agradecimento pelo suporte e pela presença ao longo da minha formação.

Por fim, agradeço a todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho e fizeram parte desta caminhada.

*"A educação é a arma mais poderosa que
você pode usar para mudar o mundo."*

Nelson Mandela

RESUMO

A degradação da qualidade da água em áreas urbanas, associada ao lançamento de esgotos domésticos, compromete os usos múltiplos dos corpos hídricos e representa um desafio para o saneamento ambiental. Nesse contexto, este trabalho avaliou, por meio da modelagem da qualidade da água com o modelo QUAL2K, o impacto da possível implantação de *wetlands* construídos na redução das cargas poluidoras associadas à parcela da população sem atendimento por esgotamento sanitário e com lançamento direto no Ribeirão da Mata, em Vespasiano/MG. Foram estimadas as cargas provenientes das estações de tratamento de esgoto, dos lançamentos outorgados e da população com lançamento direto de esgoto sem tratamento em corpos hídricos. Em seguida, foram simulados dois cenários: a situação atual e a implantação de *wetland* construído de fluxo vertical do tipo francês para o tratamento dos lançamentos diretos. Os parâmetros avaliados incluíram demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio amoniacal, fósforo total e indicadores microbiológicos. Os resultados indicaram que o Ribeirão da Mata já ingressa no trecho urbano de Vespasiano com qualidade comprometida e com parâmetros em desconformidade com os limites estabelecidos para corpos hídricos de Classe 2. Ao longo do trecho modelado, o cenário com *wetland* apresentou reduções de aproximadamente 7,3% para coliformes totais, 2,7% para DBO, 1,9% para fósforo total e 1,2% para nitrogênio amoniacal em relação à situação atual. Embora esse cenário tenha apresentado melhoria, a condição já comprometida do corpo hídrico a montante e o alcance restrito da intervenção limitaram os ganhos simulados. Ainda assim, os parâmetros permaneceram em desconformidade com os padrões da Classe 2, uma vez que a intervenção atua apenas sobre os lançamentos diretos associados à parcela da população sem atendimento por coleta e tratamento de esgoto. Dessa forma, os resultados reforçam a necessidade de ações integradas de saneamento, controle de cargas poluidoras e monitoramento contínuo da qualidade da água em escala de bacia hidrográfica.

Palavras-chave: modelagem da qualidade da água; QUAL2K; soluções baseadas na natureza; esgotamento sanitário; autodepuração; cargas difusas.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Exemplo de interrelação entre uso e ocupação do solo e agentes que alteram a qualidade da água.	23
Figura 2 - Exemplificação de carga poluidora pontual e carga poluidora difusa.....	24
Figura 3 - Zonas de autodepuração.	28
Figura 4 - Classes de qualidade das águas doces em ordem decrescente de qualidade.....	29
Figura 5 - Exemplos de usos da água e suas respectivas classes de enquadramento.	31
Figura 6 - Fluxograma de classificação de <i>wetlands</i> construídos.	44
Figura 7 - <i>Wetlands</i> de fluxo horizontal subsuperficial	45
Figura 8 - <i>wetlands</i> de fluxo vertical subsuperficial.	45
Figura 9 – Wetland de fluxo superficial.....	46
Figura 10 - Sistema <i>Wetland</i> construído de fluxo vertical do tipo francês.	47
Figura 11 - Modo de operação do sistema <i>wetland</i> construído de fluxo vertical do tipo francês	48
Figura 12 - Crescimento populacional de Vespasiano.	52
Figura 13 - Mapa de Localização de Vespasiano.....	53
Figura 14 - Bacia Hidrográfica do ribeirão da Mata.	54
Figura 15 - Área de estudo: bacia do ribeirão da Mata e trecho modelado.....	55
Figura 16 - Trecho modelado com perfil longitudinal.....	56
Figura 17 – Trecho do córrego Sujo entre a ETE Morro Alto e o ponto de confluência com o ribeirão da Mata.....	57
Figura 18 - Seção Geométrica do Ribeirão da Mata.	63
Figura 19 - Parâmetros geométricos de uma seção trapezoidal	64
Figura 20 - Delimitação das áreas de drenagem das estações utilizadas na regionalização de vazões.....	66
Figura 21 - Outorgas de lançamento de efluentes no trecho estudado.	72
Figura 22 - Diagrama Unifilar	78
Figura 23 - Localização dos pontos adotados para representação das cargas difusas no modelo QUAL2K.	80
Figura 24 - Perfil longitudinal de DBO: Cenário 1 × Cenário 2.	84

Figura 25 - Perfil longitudinal de nitrogênio amoniacal (NH_4): Cenário 1 × Cenário 2.	85
Figura 26 - Perfil longitudinal de fósforo total: Cenário 1 × Cenário 2	86
Figura 27 - Perfil longitudinal de coliformes totais: Cenário 1 × Cenário 2.	87

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Parâmetros de Qualidade da Água do IQA e respectivo peso.....	26
Tabela 2 - Classificação do Índice de Qualidade das Águas.....	26
Tabela 3 - Consumo <i>per capita</i> de água conforme porte da comunidade.	32
Tabela 4 - Características químicas dos esgotos domésticos brutos.	34
Tabela 5 - Microrganismos presentes em esgotos domésticos brutos.	35
Tabela 6 - Eficiências típicas de remoção para diferentes tipos de <i>wetlands</i> construídos.....	50
Tabela 7 - Características hidráulicas e geométricas do trecho modelado do ribeirão da Mata	57
Tabela 8 - Características das estações de tratamento de esgoto de Vespasiano....	58
Tabela 9 - População residente segundo o tipo de esgotamento sanitário em Vespasiano no ano de 2022.....	59
Tabela 10 - Indicadores de qualidade de água nas estações de monitoramento do trecho modelado.....	60
Tabela 11 - Localização das estações de monitoramento.	61
Tabela 12 - Parâmetros de qualidade da água adotados como condições iniciais do corpo receptor no QUAL2K.	62
Tabela 13 - Inclinações dos taludes da seção transversal do ribeirão da Mata.....	64
Tabela 14 - Parâmetros hidráulicos do trecho modelado do Ribeirão da Mata.	65
Tabela 15 – Resumo das áreas e Q7,10 das sub-bacias adjacentes.....	66
Tabela 16 - Parâmetros operacionais das ETEs em 2013	68
Tabela 17 - Cargas de DBO projetadas para 2025 (carga afluyente e lançada).	69
Tabela 18 - Distribuição projetada da população não atendida por esgotamento sanitário em 2025.....	70
Tabela 19 - Contribuição <i>per capita</i> de poluentes em esgotos domésticos brutos adotada no estudo.....	71
Tabela 20 - Outorgas de Lançamento de esgoto sanitário no trecho estudado.	72
Tabela 21 - Carga de DBO dos lançamentos outorgados no Trecho estudado.....	73
Tabela 22 - Comparação entre valores observados em BV130 e valores simulados pelo QUAL2K após ajuste do Cenário 1.....	76
Tabela 23 - Eficiências de remoção adotadas para representação do <i>wetland</i> no Cenário 2.....	79

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Principais mecanismos para remoção de poluentes e patógenos em <i>Wetlands</i> construídos.	43
Quadro 2 - Principais tipos de de <i>wetlands</i> construídos e suas características.	49
Quadro 3 - Cenários de simulação adotados.	74

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ANA	Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
ARSAE-MG	Agência Reguladora de Serviços de Abastecimento de Água e de Esgotamento Sanitário do Estado de Minas Gerais
CBH	Comitê de Bacia hidrográfica
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPASA	Companhia de Saneamento de Minas Gerais
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FWS	Free Water Surface (fluxo superficial)
HF	Horizontal Flow (fluxo horizontal subsuperficial)
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IGAM	Instituto Mineiro de Gestão das Águas
IQA	Índice de Qualidade das Águas
MMA	Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima
OD	Oxigênio Dissolvido
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
PLANASA	Plano Nacional de Saneamento
Q7,10	Vazão mínima de sete dias consecutivos com período de retorno de 10 anos
SINISA	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento Básico
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
UTE	Unidade Territorial Estratégica
VF	Vertical Flow (fluxo vertical subsuperficial)
WC	<i>Wetlands</i> Construídos

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	15
1.1. Pergunta de pesquisa	16
1.2. Objetivos	16
1.2.1. OBJETIVO GERAL	16
1.2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
1.3. JUSTIFICATIVA DE PESQUISA	17
1.4. ESTRUTURA DO TEXTO	18
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	18
2.1. Déficit do tratamento de esgotos no Brasil.....	19
2.2. O impacto do crescimento populacional na infraestrutura de saneamento e na qualidade das águas urbanas	20
2.3. Consequências do lançamento de esgotos nos corpos hídricos	21
2.4. Degradação da qualidade de água em rios	22
2.5. Índice de qualidade das águas (IQA): métricas e critérios para avaliação hídrica	25
2.5.1. Descrição dos parâmetros do IQA	26
2.6. Autodepuração: a capacidade natural de recuperação dos rios	27
2.7. Parâmetros de enquadramento e legislação aplicável CONAMA 357/2005	29
2.8. Cálculo da vazão de esgoto.....	32
2.9. Estimativa de cargas poluidoras.....	33
2.10. Regionalização de vazões e vazões de referência.....	37
2.11. QUAL2K – software de simulação de qualidade de água.....	38
2.12. <i>Wetlands</i> construídos – solução baseada na natureza para a redução de carga orgânica.....	40
2.12.1. FUNCIONAMENTO DOS SISTEMAS <i>WETLANDS</i> CONSTRuíDOS	41

2.12.2.	TIPOS DE <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDOS	43
2.12.3.	CRITÉRIOS DE SELEÇÃO E EFICIÊNCIA DE TRATAMENTO DE DAS TIPOLOGIAS	49
3.	METODOLOGIA	50
3.1.	Métodos de abordagem	51
3.2.	Métodos de procedimento	51
3.2.1.	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	51
3.2.2.	RIBEIRÃO DA MATA.....	53
3.2.3.	SISTEMA DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO DE VESPASIANO	58
3.2.4.	ENQUADRAMENTO DO CORPO HÍDRICO	59
3.2.5.	IQA RIBEIRÃO DA MATA	60
3.2.6.	DADOS DE QUALIDADE DA ÁGUA – ESTAÇÕES DE MONITORAMENTO	60
3.2.7.	DADOS GEOMÉTRICOS DO CANAL	63
3.2.8.	PARÂMETROS HIDRÁULICOS DO CANAL	65
3.2.9.	REGIONALIZAÇÃO DE VAZÕES	65
3.2.10.	ESTIMATIVA DA CARGA POLUIDORA.....	67
3.2.11.	CARGAS PONTUAIS DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO (ETES)	67
3.2.12.	CARGAS DIFUSAS DE ESGOTO DOMÉSTICO (POPULAÇÃO NÃO ATENDIDA).....	70
3.2.13.	LANÇAMENTOS OUTORGADOS.....	71
3.2.14.	DEFINIÇÃO DOS CENÁRIOS DE SIMULAÇÃO.....	73
3.2.15.	CALIBRAÇÃO DO MODELO	74
3.2.16.	DIAGRAMA UNIFILAR	77
3.2.17.	REPRESENTAÇÃO DOS <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDOS NO CENÁRIO PROPOSTO	78
3.2.18.	DADOS DE ENTRADA ADOTADOS	79

3.2.19. SIMPLIFICAÇÕES E LIMITAÇÕES DA MODELAGEM	81
4. MODELAGEM	82
4.1. Resultados da modelagem	83
5. CONCLUSÃO	88
REFERÊNCIAS.....	90

1. INTRODUÇÃO

A preservação da qualidade dos recursos hídricos é fundamental para garantir o desenvolvimento econômico, o equilíbrio ambiental e, sobretudo, a dignidade humana (World Health Organization, 2018). Dentro da Agenda 2030, o Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 6 (ODS 6) estabelece a meta global de assegurar a disponibilidade e a gestão sustentável da água e do saneamento para todos, reconhecendo o acesso a esses serviços como um direito humano fundamental e um pilar para a saúde pública (ANA, 2019). Historicamente, a abordagem do saneamento básico demonstra que a saúde humana está diretamente atrelada à qualidade do meio ambiente e à integridade dos rios (Machado *et al.*, 2010).

No entanto, o crescimento populacional acelerado e a infraestrutura deficitária no Brasil transformaram corpos d'água urbanos em receptores de grandes volumes de esgoto (UN-Habitat, 2023; von Sperling, 1996). O Novo Marco Legal do Saneamento Básico (Lei nº 14.026/2020) estabeleceu como meta a universalização dos serviços até 2033, com previsão de atendimento de 99% da população com abastecimento de água potável e de 90% com coleta e tratamento de esgoto. Esse patamar, no entanto, ainda está distante da realidade brasileira: apenas 62,30% da população é atendida por rede coletora de esgoto e somente 51,78% do esgoto é tratado, quando referido à água consumida (SINISA, 2025). Essa carência não é apenas um problema ambiental, mas um vetor de desigualdade social: a ausência de saneamento adequado está diretamente associada ao aumento de internações hospitalares e a elevadas taxas de mortalidade infantil por doenças de veiculação hídrica, o que reduz drasticamente a expectativa de vida e o bem-estar das comunidades atingidas (ANA, 2019).

Em Minas Gerais, esse desafio é evidenciado pela carga de 612,0 t DBO/dia que é lançada sem tratamento nos corpos hídricos (ANA, 2017a). Na Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas, que abriga aproximadamente 4,4 milhões de habitantes, a intensa pressão urbana e industrial gerou um passivo ambiental que levou trechos do rio a um estado de "quase morte" (IGAM, 2023; Machado *et al.*, 2010). Afluentes estratégicos, como o Ribeirão Arrudas e o Ribeirão do Onça, apresentam índices críticos de contaminação, o que exige soluções que unam eficiência técnica e sustentabilidade (IGAM, 2023).

Nesse contexto, o ribeirão da Mata destaca-se como um curso d'água de interesse para avaliação, diante das pressões de urbanização em sua área de influência (CBH Rio das Velhas, 2016). Para enfrentar a degradação e cumprir as metas de sustentabilidade do ODS 6, a aplicação de *wetlands* construídos surge como uma alternativa viável de controle da poluição por meio de processos naturais de tratamento. Por meio da modelagem da qualidade da água, com a utilização de ferramentas como o modelo QUAL2K, é possível simular o comportamento de parâmetros como a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e o Oxigênio Dissolvido (OD), de forma a subsidiar a avaliação de alternativas de controle da poluição e o planejamento de ações de saneamento voltadas à melhoria da qualidade da água (von Sperling, 2007).

1.1. Pergunta de pesquisa

Qual é o impacto da implantação de *wetlands* construídos para a redução da carga poluidora associada aos lançamentos diretos de esgoto sem tratamento e para a alteração dos parâmetros de qualidade da água do ribeirão da Mata, em Vespasiano/MG?

1.2. Objetivos

Neste item, são apresentados o objetivo geral e os objetivos específicos que nortearam o desenvolvimento desta pesquisa.

1.2.1. OBJETIVO GERAL

O objetivo geral desta pesquisa consiste em avaliar o desempenho da implantação de um sistema de *wetlands* construídos na redução da carga orgânica de águas residuais afluentes ao ribeirão da Mata e quantificar, por meio de modelagem da qualidade da água, o impacto dessa intervenção na melhoria das condições do corpo hídrico.

1.2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos deste trabalho, que detalham o objetivo geral, são:

- Caracterizar a área de estudo e reunir os dados hidráulicos e de qualidade da água necessários à modelagem;
- Estimar os parâmetros de entrada necessários para a aplicação do modelo QUAL2K;

- Selecionar a tipologia de *wetland* construído;
- Simular os cenários de lançamento de efluente com e sem tratamento no Ribeirão da Mata;
- Comparar os resultados simulados com os limites estabelecidos pela legislação ambiental vigente e discutir a contribuição da intervenção para o corpo hídrico.

1.3. JUSTIFICATIVA DE PESQUISA

Este trabalho justifica-se por sua relevância ambiental, social e técnica, uma vez que aborda a degradação da qualidade da água em corpos hídricos urbanos associada ao lançamento de esgotos domésticos e a insuficiência de infraestrutura de saneamento. No caso do ribeirão da Mata, a presença de matéria orgânica, nutrientes e indicadores microbiológicos em desconformidade com os padrões de qualidade reforça a necessidade de estudos que auxiliem na compreensão do comportamento do corpo hídrico e na avaliação de alternativas de controle da poluição.

Do ponto de vista técnico e científico, a pesquisa contribui para a aplicação da modelagem da qualidade da água como ferramenta de apoio à gestão ambiental, permitindo simular cenários de intervenção e avaliar a resposta do corpo hídrico à redução da carga poluidora. Além disso, a análise da implantação de *wetlands* construídos como alternativa complementar de tratamento apresenta relevância por se tratar de uma solução baseada em processos naturais, com potencial de aplicação em contextos urbanos marcados por lançamentos diretos ou irregulares de esgoto.

A pesquisa também se relaciona aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), especialmente ao ODS 6, que trata da disponibilidade e gestão sustentável da água e do saneamento. Nesse contexto, o estudo dialoga com a meta 6.2, ao abordar o déficit de esgotamento sanitário; com a meta 6.3, ao avaliar alternativas para redução da poluição e melhoria da qualidade da água; e com a meta 6.6, ao contribuir para a discussão sobre proteção e recuperação de ecossistemas aquáticos (ANA, 2019). Dessa forma, o trabalho fornece subsídios para o monitoramento ambiental, o planejamento do saneamento e a gestão integrada dos recursos hídricos, além de contribuir para ações futuras voltadas à melhoria da qualidade ambiental do ribeirão da Mata e de sua bacia de contribuição.

1.4. ESTRUTURA DO TEXTO

O presente trabalho está estruturado em cinco itens, organizados de forma a conduzir o leitor desde a contextualização do problema até a apresentação e discussão dos resultados obtidos. Inicialmente, são apresentados a introdução da pesquisa, a pergunta norteadora, o objetivo geral, os objetivos específicos e a justificativa do estudo.

Na sequência, a revisão bibliográfica reúne os principais conceitos teóricos que fundamentam a pesquisa, incluindo aspectos relacionados ao saneamento básico, ao lançamento de esgotos em corpos hídricos, à qualidade da água, à autodepuração, à legislação ambiental e ao uso de *wetlands* construídos como alternativa complementar para o tratamento de efluentes.

Posteriormente, a metodologia descreve os procedimentos adotados para o desenvolvimento do estudo, incluindo a caracterização da área de estudo, a obtenção e o tratamento dos dados de vazão e qualidade da água, a estimativa das cargas poluidoras consideradas na modelagem, a definição dos cenários de simulação e o ajuste simplificado do modelo.

Em seguida, o item de modelagem apresenta a aplicação do modelo QUAL2K ao trecho estudado do ribeirão da Mata, a organização dos dados de entrada, a representação dos lançamentos considerados, as simplificações adotadas e a comparação dos resultados simulados para os cenários com e sem implantação de *wetlands* construídos.

Por fim, a conclusão sintetiza os principais achados da pesquisa e destaca a contribuição da modelagem para a compreensão da qualidade da água no ribeirão da Mata, nas limitações da intervenção proposta diante da condição já comprometida do corpo hídrico a montante e na necessidade de ações integradas de saneamento na bacia hidrográfica.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo, são apresentados os principais conceitos teóricos que fundamentam esta pesquisa e aborda aspectos relacionados ao saneamento básico, à poluição hídrica causada pelo lançamento de esgotos, à qualidade da água em rios, aos processos de autodepuração e aos sistemas de *wetlands* construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias. Além disso, são discutidos os fundamentos da

modelagem de qualidade da água por meio do modelo QUAL2K, utilizado neste estudo.

2.1. Déficit do tratamento de esgotos no Brasil

Para compreender a problemática da qualidade da água em corpos hídricos sujeitos ao lançamento de esgotos, é necessário delimitar conceitualmente o saneamento básico e, em especial, o esgotamento sanitário. No Brasil, a definição legal de saneamento básico é estabelecida pela Lei nº 11.445/2007, atualizada pela Lei nº 14.026/2020, que o conceitua como o conjunto de serviços, infraestruturas e instalações operacionais de abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos, bem como drenagem e manejo das águas pluviais urbanas (BRASIL, 2007, 2020).

A estruturação das políticas públicas de saneamento no Brasil ganhou maior relevância a partir da segunda metade do século XX. Segundo Sousa e Costa (2016), a instituição do Plano Nacional de Saneamento (PLANASA), em 1971, constituiu um marco para a ampliação da infraestrutura sanitária e para a centralização da gestão do setor. Posteriormente, o saneamento passou a ser reconhecido como elemento fundamental para o desenvolvimento urbano, a saúde pública e a preservação ambiental.

Entre as principais diretrizes do setor destacam-se a universalização do acesso, a integralidade dos serviços e a sustentabilidade das soluções adotadas (BRASIL, 2020). Essas dimensões tornam-se especialmente relevantes em contextos marcados por desigualdades socioeconômicas e territoriais, que condicionam o acesso da população aos serviços de água e esgotamento sanitário. Nesse sentido, (Queiroz; Carvalho; Heller, 2020) ressaltam que a análise dessas desigualdades é fundamental para o monitoramento e a avaliação das políticas públicas de saneamento.

Dentre os componentes do saneamento básico, o esgotamento sanitário assume papel central no controle da poluição hídrica, pois compreende as atividades de coleta, transporte, tratamento e disposição final adequada dos esgotos sanitários. Conforme a legislação brasileira, esse componente engloba desde as ligações prediais e redes coletoras até as estações de tratamento e o lançamento final dos efluentes e deve ser operado de forma a minimizar riscos à saúde pública e ao meio ambiente (BRASIL, 2007).

Apesar dos avanços institucionais observados nas últimas décadas, o Brasil ainda apresenta déficits significativos na coleta e no tratamento de esgotos. Dados da ANA (2017a) indicam que parcela expressiva da carga orgânica gerada no país ainda é lançada nos corpos hídricos sem tratamento adequado, comprometendo a qualidade da água e ampliando a pressão sobre os ecossistemas aquáticos. De acordo com o Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico (SINISA, 2025) apenas 62,3% da população brasileira é atendida por rede coletora de esgoto e somente 51,78% do esgoto é tratado, quando referido à água consumida. Persistem, ainda, fortes desigualdades regionais, especialmente nas regiões Norte e Nordeste, onde os índices de atendimento permanecem inferiores à média nacional.

Nesse contexto, o Novo Marco Legal do Saneamento Básico (Lei nº 14.026/2020) estabeleceu metas de universalização até 2033, com a previsão de atendimento de 99% da população com abastecimento de água potável e de 90% com coleta e tratamento de esgotos. Além disso, o cumprimento dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), especialmente do ODS 6, está diretamente relacionado à ampliação do acesso ao saneamento e à melhoria da gestão dos recursos hídricos (ANA, 2019).

2.2. O impacto do crescimento populacional na infraestrutura de saneamento e na qualidade das águas urbanas

O desenvolvimento urbano acelerado, intensificado a partir da segunda metade do século XX, promoveu a concentração populacional em áreas cada vez mais densamente ocupadas, o que ampliou a demanda por serviços urbanos essenciais, especialmente os sistemas de abastecimento de água e esgotamento sanitário (Tucci, 2008). Em diversos municípios brasileiros, esse crescimento ocorreu de forma mais rápida do que a expansão da infraestrutura urbana, o que resultou em um descompasso entre a demanda da população e a capacidade de atendimento dos sistemas existentes (de Carvalho; Nahas; Heller, 2020).

Quando a expansão urbana ocorre sem planejamento adequado, surgem áreas periféricas carentes de infraestrutura básica, o que agrava problemas ambientais e sanitários (Sampaio *et al.*, 2014). Nesses contextos, o crescimento populacional frequentemente supera a capacidade da infraestrutura originalmente projetada, ampliando o déficit de saneamento e a ocupação de áreas desprovidas de redes de água, esgoto e drenagem (Ferreira *et al.*, 2021; Tucci, 2008).

No âmbito do esgotamento sanitário, esse déficit resulta em lançamentos irregulares de esgotos nos corpos hídricos. Em muitas ocupações urbanas sem infraestrutura adequada, os efluentes domésticos são descartados diretamente nos cursos d'água (Ferreira *et al.*, 2021). Além disso, mesmo em áreas atendidas por redes coletoras, a ausência de interligações domiciliares ou o uso inadequado da drenagem pluvial para o transporte de esgotos contribuem para a permanência de lançamentos clandestinos (Tucci, 2008).

A consequência direta desse processo é a degradação da qualidade da água dos rios urbanos. O lançamento de esgoto sem tratamento eleva as cargas de matéria orgânica e nutrientes nos corpos hídricos, promovendo alterações físico-químicas significativas, como o aumento da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e da Demanda Química de Oxigênio (DQO), bem como a redução das concentrações de oxigênio dissolvido (OD) (Ferreira *et al.*, 2021). Em situações de elevada pressão antrópica, a capacidade natural dos rios de diluir e assimilar poluentes torna-se insuficiente, o que compromete os usos da água e agrava os impactos ambientais e sanitários associados à deficiência dos serviços de saneamento (Tucci, 2008).

2.3. Consequências do lançamento de esgotos nos corpos hídricos

O processo de urbanização altera profundamente a dinâmica natural dos ecossistemas aquáticos, resultando em uma degradação sistêmica denominada por alguns pesquisadores de "síndrome do rio urbano" (*urban stream syndrome*), caracterizada por alterações no regime hidrológico, deterioração da qualidade da água, perda de habitats aquáticos e redução da biodiversidade (Walsh *et al.*, 2005). Nesse contexto, o lançamento de esgotos sanitários sem tratamento constitui uma das principais fontes de poluição pontual dos corpos hídricos (Xie *et al.*, 2022)

O principal impacto do lançamento de efluente doméstico é a introdução de matéria orgânica no ambiente aquático. Durante sua decomposição, bactérias e outros microrganismos aeróbios consomem oxigênio dissolvido (OD), o que pode levar a uma taxa de consumo superior à capacidade natural de reaeração do corpo hídrico (von Sperling, 1996). Como consequência, rios receptores de elevadas cargas orgânicas provenientes do lançamento de esgotos domésticos apresentam redução dos níveis de OD, condição que pode provocar mortalidade de organismos aquáticos e perda de biodiversidade (Martinelli *et al.*, 1999; Walsh *et al.*, 2005). Em situações mais críticas, o esgotamento do oxigênio favorece condições anaeróbias, associadas

à geração de odores desagradáveis e à formação de compostos potencialmente tóxicos (von Sperling, 1996).

Além da matéria orgânica, os esgotos sanitários contêm concentrações significativas de nitrogênio e fósforo. O aporte contínuo desses nutrientes em corpos d'água favorece processos de eutrofização, especialmente em ambientes lênticos ou com baixa capacidade de renovação (Cerqueira *et al.*, 2020). Esse fenômeno estimula a proliferação excessiva de algas e cianobactérias, o que pode agravar a redução do oxigênio dissolvido e comprometer ainda mais o equilíbrio ecológico do sistema aquático (Xie *et al.*, 2022).

Os esgotos domésticos também introduzem elevada carga de microrganismos patogênicos nos corpos hídricos. Nesse contexto, os coliformes termotolerantes constituem importantes indicadores de contaminação fecal e são amplamente utilizados no monitoramento da qualidade da água (ANA, 2017a). Altas concentrações desses organismos estão associadas ao aumento do risco de doenças de veiculação hídrica e à restrição de usos como recreação e abastecimento público (von Sperling, 1996). Por conseguinte, altos índices de coliformes inviabilizam atividades como a captação para o abastecimento público e impõem desafios técnicos e econômicos significativos para as estações de tratamento de água, que passam a exigir processos de desinfecção muito mais rigorosos e onerosos (Xie *et al.*, 2022).

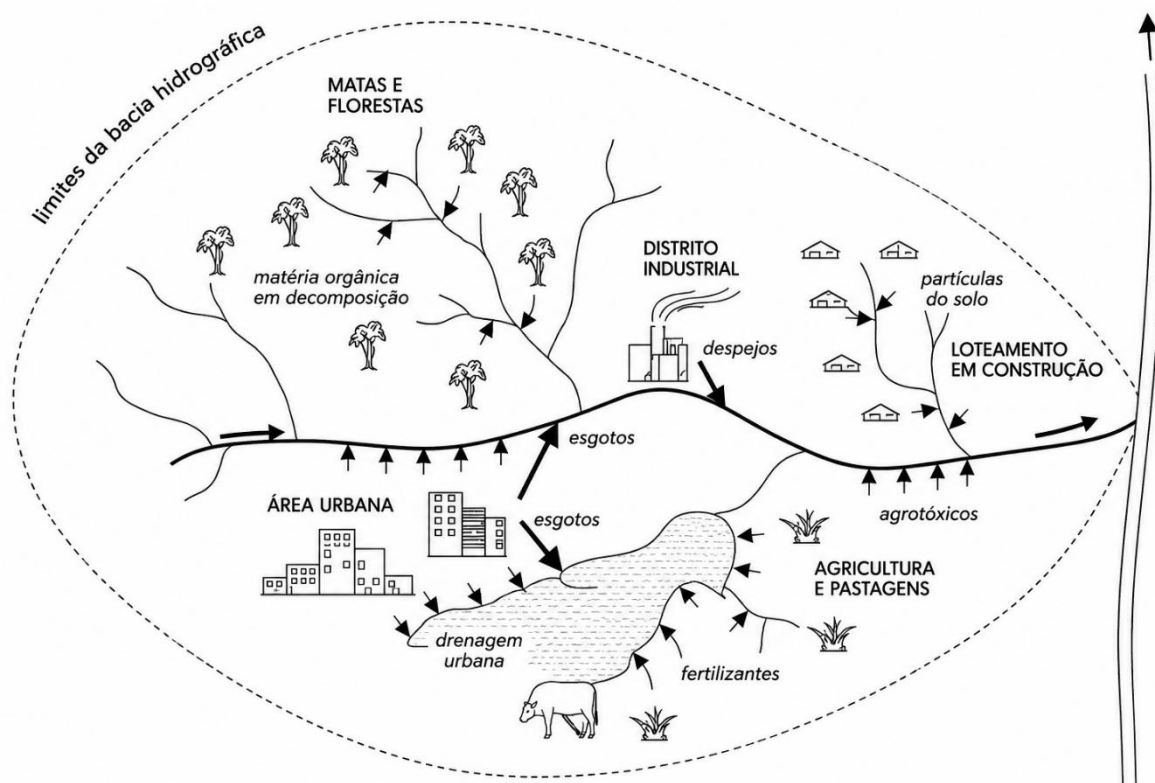
Portanto, a degradação sistêmica causada pelo esgoto exige uma visão integrada do planejamento hídrico, já que a elevação da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) somada à contaminação por patógenos frequentemente supera a capacidade de autodepuração natural dos rios (Martinelli *et al.*, 1999). Esse cenário reforça a importância da ampliação dos serviços de coleta e tratamento de esgotos, conforme previsto no Novo Marco Legal do Saneamento Básico, como estratégia fundamental para a recuperação da qualidade dos corpos hídricos e para a promoção da segurança hídrica (ANA, 2017a; BRASIL, 2020).

2.4. Degradação da qualidade de água em rios

A qualidade da água de um corpo hídrico está diretamente relacionada ao uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica e resulta da interação entre processos naturais e atividades antrópicas que influenciam suas características físicas, químicas e biológicas. (Khatri; Tyagi, 2015; von Sperling, 1996). Em sistemas fluviais, a qualidade

da água é continuamente modificada pelos processos de transporte e transformação de substâncias ao longo do curso d'água (Allan; Castillo, 2007). Na Figura 1 são ilustrados os diferentes fatores que influenciam na degradação do corpo hídrico.

Figura 1 - Exemplo de interrelação entre uso e ocupação do solo e agentes que alteram a qualidade da água.



Fonte: von Sperling (1996).

Os rios são sistemas lóticos, caracterizados pelo escoamento contínuo da água, condição que influencia diretamente os processos de mistura, dispersão e recuperação da qualidade hídrica. De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, considera-se ambiente lântico aquele que se refere à "água parada, com movimento lento ou estagnado", enquanto o ambiente lótico corresponde a "águas continentais moventes" (BRASIL, 2005). Essa distinção é relevante porque as características hidrodinâmicas desses ambientes influenciam diretamente os mecanismos de mistura, dispersão e recuperação da qualidade da água (Allan; Castillo, 2007).

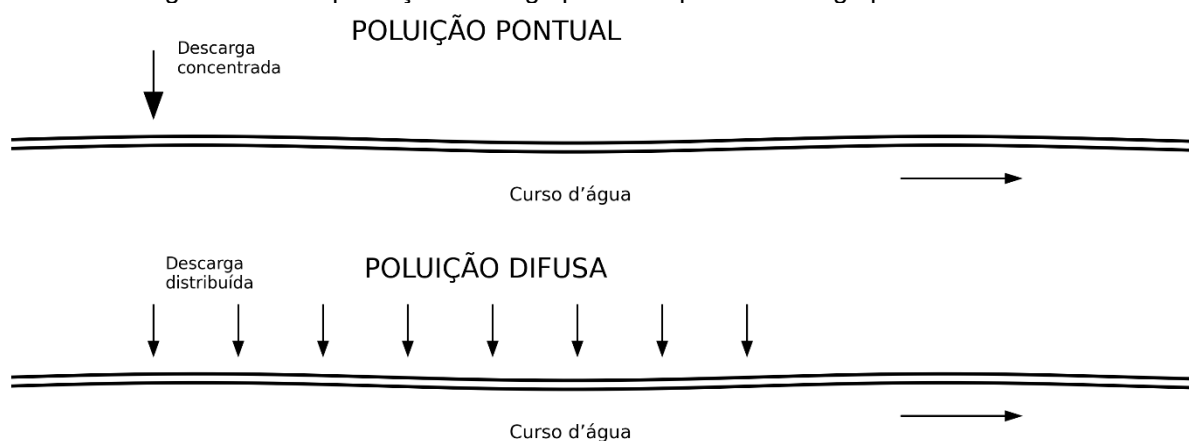
Em sistemas lóticos, a qualidade da água não constitui uma condição estática, mas um estado dinâmico resultante da interação entre as cargas lançadas no meio e a capacidade natural de recuperação do corpo hídrico, processo conhecido como autodepuração (von Sperling, 1996). Além disso, a Resolução CONAMA nº 430/2011

define a capacidade de suporte como o limite de poluentes que um corpo hídrico pode receber sem comprometer sua qualidade e seus usos previstos (BRASIL, 2011). Esses conceitos são fundamentais para a análise da compatibilidade entre os lançamentos realizados e a manutenção das condições de qualidade exigidas para o curso d'água (Chapra, 2008).

A degradação da qualidade da água em rios está associada à introdução de carga poluidora, definida pela Resolução CONAMA nº 357/2005 como a “quantidade de determinado poluente transportado ou lançado em um corpo de água receptor, expressa em unidade de massa por tempo” (BRASIL, 2005). No mesmo contexto, a norma define corpo receptor como o “corpo hídrico superficial que recebe o lançamento de um efluente” (BRASIL, 2005). A resposta do sistema à poluição depende tanto da magnitude da carga quanto dos processos de transporte e transformação que ocorrem no corpo hídrico (Chapra, 2008).

A degradação da qualidade da água está associada à introdução de cargas poluidoras provenientes de fontes pontuais e difusas. As fontes pontuais correspondem a lançamentos concentrados em locais específicos, como efluentes domésticos ou industriais, enquanto as fontes difusas decorrem principalmente do escoamento superficial, que transporta poluentes distribuídos pela bacia hidrográfica. Por meio da Figura 2 são apresentados exemplos desses dois tipos de fontes de poluição.

Figura 2 - Exemplificação de carga poluidora pontual e carga poluidora difusa.



Fonte: von Sperling (2007).

Para avaliar de forma integrada os impactos dessas fontes sobre os corpos hídricos, utilizam-se indicadores como o Índice de Qualidade das Águas (IQA), apresentado no item a seguir.

2.5. Índice de qualidade das águas (IQA): métricas e critérios para avaliação hídrica

O Índice de Qualidade das Águas (IQA) foi criado originalmente nos Estados Unidos e, no Brasil, teve sua metodologia adaptada e consolidada pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) e pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA, 2005). A grande vantagem da utilização desse índice é a sua capacidade de sintetizar um conjunto complexo de dados de nove parâmetros diferentes em um único valor numérico, o que facilita a interpretação técnica e a comunicação da situação ambiental para a sociedade e tomadores de decisão (ANA, 2005)

O cálculo do IQA é realizado por meio de um produto ponderado, no qual cada parâmetro recebe um peso proporcional à sua relevância para a qualidade da água, conforme a equação (1) (ANA, 2005).

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (1)$$

Onde,

- IQA: Índice de Qualidade das Águas;
- q_i : qualidade do parâmetro, expressa por um valor entre 0 e 100, obtido a partir da respectiva curva de qualidade do parâmetro, em função de sua concentração ou medida;
- w_i : é o peso do parâmetro;
- n: número de variáveis que entram no cálculo do IQA.

Os nove parâmetros considerados no cálculo do índice e seus respectivos pesos são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 - Parâmetros de Qualidade da Água do IQA e respectivo peso.

Parâmetro	Peso
Oxigênio dissolvido	0,17
Coliformes termotolerantes	0,15
Potencial hidrogeniônico - pH	0,12
Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO _{5,20}	0,10
Temperatura da água	0,10
Nitrogênio total	0,10
Fósforo total	0,10
Turbidez	0,08
Resíduo total	0,08

Fonte: Adaptado de ANA (2005) e von Sperling (1996).

Após o cálculo do índice, o valor obtido é enquadrado em faixas de qualidade que permitem interpretar a condição geral do corpo hídrico. Em Minas Gerais, adota-se a classificação apresentada na Tabela 2, utilizada pelo IGAM para avaliação da qualidade das águas superficiais.

Tabela 2 - Classificação do Índice de Qualidade das Águas.

Faixa IQA	Classificação da qualidade de água
$90 < IQA \leq 100$	Excelente
$70 < IQA \leq 90$	Bom
$50 < IQA \leq 70$	Médio
$25 < IQA \leq 50$	Ruim
$0 \leq IQA \leq 25$	Muito ruim

Fonte: Adaptado de ANA (2005) e IGAM (2024).

Quanto mais próximo de 100, melhor é a qualidade geral da água representada pelo índice, enquanto valores mais baixos indicam maior comprometimento dos parâmetros considerados em seu cálculo.

2.5.1. DESCRIÇÃO DOS PARÂMETROS DO IQA

De acordo com os conceitos de von Sperling (1996; 2007), cada parâmetro avalia um aspecto específico do impacto ambiental no rio, conforme descrito a seguir:

OD: É o parâmetro que indica a disponibilidade de oxigênio no meio para a manutenção da vida aquática. Águas poluídas por esgotos costumam apresentar baixa concentração de OD, pois o oxigênio é consumido no processo de decomposição da matéria orgânica.

Coliformes Termotolerantes: São bactérias que indicam a poluição por esgotos domésticos. Embora não causem doenças diretamente, sua presença sinaliza a

possível existência de microrganismos patogênicos (como os que causam cólera ou disenteria). A Resolução CONAMA nº 357/2005 define os coliformes termotolerantes como bactérias associadas à presença de material fecal, mas que também podem ocorrer em outros ambientes, como solos e vegetação (BRASIL, 2005). A mesma resolução admite a utilização de *Escherichia coli* como indicador substituto para avaliação da contaminação fecal.

DBO: é a quantidade de oxigênio consumida por microrganismos aeróbios para oxidar a matéria orgânica em um ambiente aquático, com formação de subprodutos inorgânicos estáveis. O valor da DBO é expresso pela massa de oxigênio consumida em tempo e temperatura predeterminados. O padrão mais comum é a medição em 5 dias a 20 °C, denominada DBO_{5,20}.

Nitrogênio e Fósforo Total: São nutrientes que, em grandes quantidades, provocam a eutrofização (crescimento excessivo de algas). Esse processo prejudica o abastecimento público e a vida no corpo hídrico.

pH: O potencial hidrogeniônico afeta o metabolismo das espécies. A Resolução CONAMA nº 357 estabelece que, para a proteção da vida aquática, o pH deve estar entre 6 e 9 (BRASIL, 2005).

Turbidez e Resíduo Total: Indicam a presença de sólidos na água. A turbidez é muito influenciada pela erosão dos solos na época das chuvas, quando a água "lava" a bacia e transporta sedimentos para o rio.

Temperatura: Afeta a viscosidade da água, a solubilidade dos gases, a velocidade das reações químicas e o metabolismo dos organismos aquáticos. Portanto, os lançamentos de efluentes industriais em altas temperaturas podem causar impactos significativos no equilíbrio térmico e ecológico do rio.

2.6. Autodepuração: a capacidade natural de recuperação dos rios

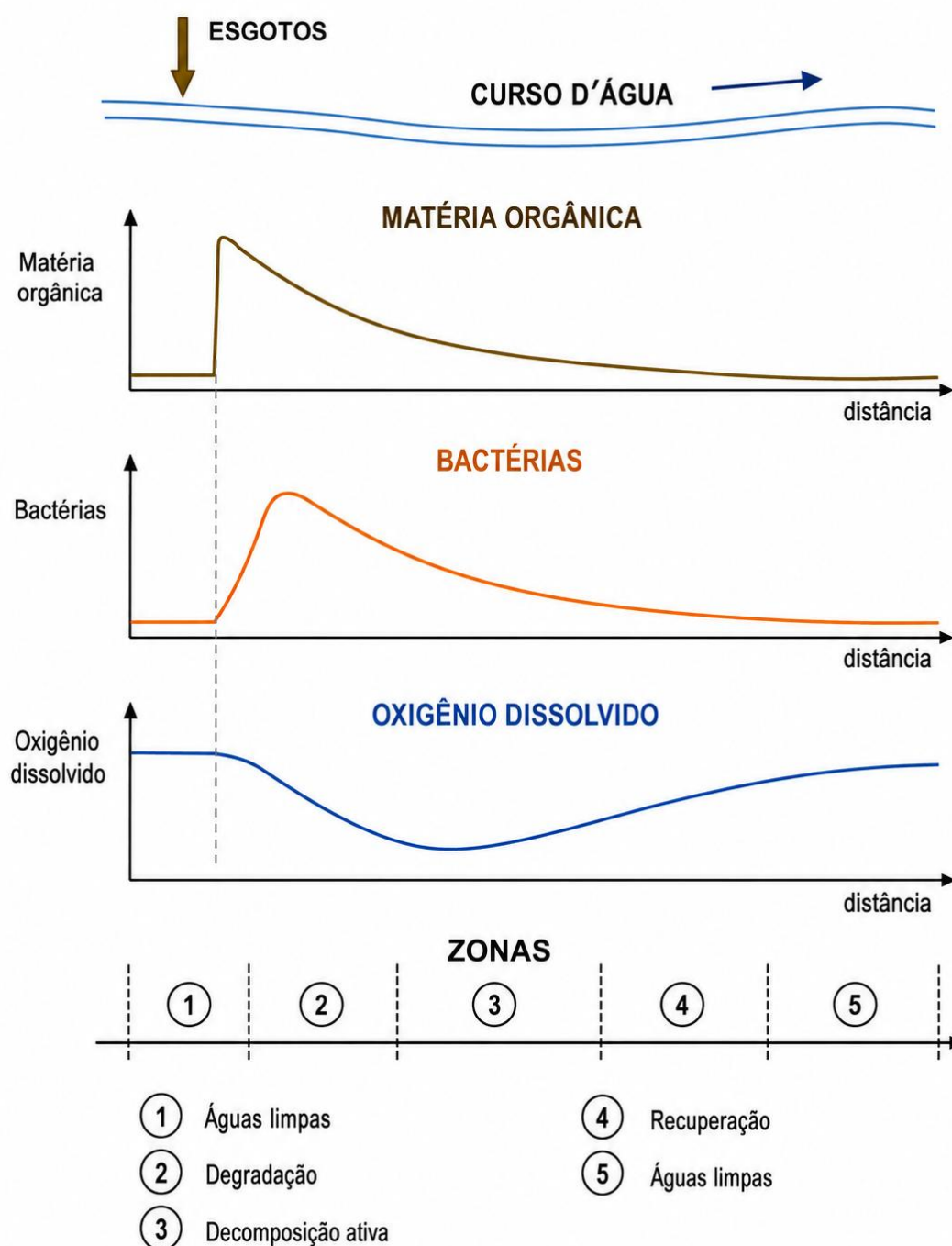
A autodepuração corresponde ao conjunto de processos físicos, químicos e biológicos responsáveis pela recuperação parcial da qualidade da água após o recebimento de cargas poluidoras, especialmente matéria orgânica (von Sperling, 2007). Esse processo conduz o sistema aquático a um novo estado de equilíbrio, que não necessariamente corresponde às condições naturais originais.

Após o lançamento de esgotos, a matéria orgânica passa a ser degradada por microrganismos aeróbios, que utilizam oxigênio dissolvido em suas atividades metabólicas. Como consequência, ocorre redução da concentração de oxigênio no

corpo hídrico. Com o avanço dos processos de decomposição e a atuação de mecanismos como a reaeração atmosférica e a fotossíntese, parte desse oxigênio é reposta, favorecendo a recuperação gradual da qualidade da água. (von Sperling, 2007).

Segundo von Sperling (2007), autodepuração ocorre ao longo do curso d'água em diferentes estágios, associados a zonas características, como: degradação, decomposição ativa, recuperação e águas limpas, conforme ilustra a Figura 3.

Figura 3 - Zonas de autodepuração.



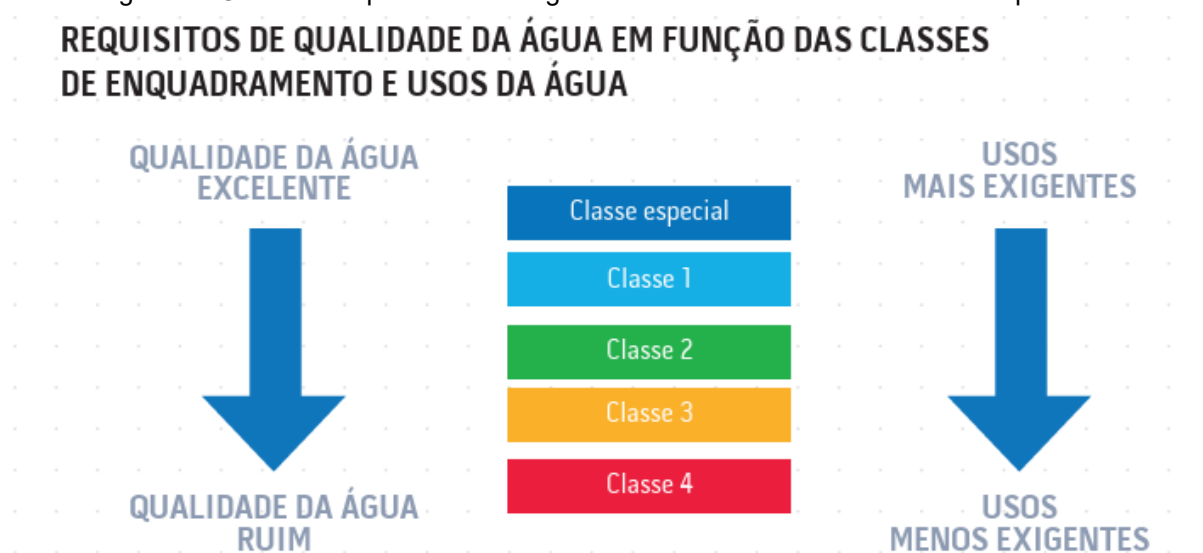
A compreensão desses mecanismos é fundamental para a avaliação da capacidade de assimilação dos corpos hídricos e para a análise dos impactos decorrentes do lançamento de efluentes em cursos d'água.

2.7. Parâmetros de enquadramento e legislação aplicável CONAMA 357/2005

O enquadramento é um instrumento de planejamento que estabelece a meta de qualidade de água a ser alcançada ou mantida em um trecho de rio. De acordo com von Sperling (1996), o padrão desejável de qualidade da água está associado ao uso previsto para o recurso. Nesse sentido, a Resolução Conama nº 357/2005 determina que o enquadramento não deve se basear apenas na condição atual do corpo hídrico, mas sim nos níveis de qualidade que ele deveria possuir para atender às necessidades da sociedade (BRASIL, 2005).

Conforme aponta a ANA (2012), o objetivo desse instrumento é assegurar que a qualidade da água seja compatível com os usos mais exigentes a que ela se destina, auxiliando também no controle da poluição hídrica. Para isso, as águas doces são divididas em cinco classes, organizadas de forma decrescente de qualidade e rigor, como apresentado na Figura 4.

Figura 4 - Classes de qualidade das águas doces em ordem decrescente de qualidade.



Fonte: ANA (2012).

A definição de cada classe, segundo a Resolução Conama nº 357/2005, está diretamente ligada aos usos preponderantes:

- Classe Especial: Águas destinadas ao abastecimento após ser submetida ao processo de desinfecção e à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas em unidades de conservação.
- Classe 1: Águas para abastecimento humano após tratamento simplificado, proteção das comunidades aquáticas e recreação de contato primário (natação, mergulho).
- Classe 2: Águas para abastecimento humano após tratamento convencional, recreação de contato primário, irrigação de hortaliças e aquicultura.
- Classe 3: Águas destinadas ao abastecimento após tratamento convencional ou avançado, irrigação de culturas arbóreas e dessedentação de animais.
- Classe 4: Águas destinadas apenas à navegação e à harmonia paisagística, sendo a classe menos restritiva em termos de qualidade.

Na Figura 5, exemplificam-se os usos da água associados a cada classe de enquadramento.

Figura 5 - Exemplos de usos da água e suas respectivas classes de enquadramento.

Classes de enquadramento das águas doces e usos									
Quanto melhor é a qualidade das águas mais usos ela tem. Quanto pior é sua qualidade menos usos ela tem e mais caro é seu tratamento.									
CLASSE ESPECIAL				Classe mandatória de Unidades de Conservação de proteção integral - Consumo humano após desinfecção					
									
CLASSE 1				Consumo humano após tratamento simplificado					
									
CLASSE 2				Consumo humano após tratamento convencional					
									
CLASSE 3				Consumo humano após tratamento convencional ou avançado					
									
CLASSE 4				Navegação					
									
Legenda:  Preservação dos ambientes aquáticos  Recreação de contato primário (natação, esqui-aquático, mergulho)  Recreação de contato secundário  Dessedentação de animais  Aquicultura  Abastecimento para consumo humano  Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas  Pesca  Irrigação  Navegação  Harmonia paisagística									

Fonte: Brasil (2005).

Complementando essa norma, a Resolução CONAMA nº 430/2011 estabelece que os lançamentos de efluentes não podem alterar as condições do corpo receptor de modo que sejam ultrapassados os limites definidos para sua classe de enquadramento, funcionando, assim, como um instrumento orientador para o licenciamento ambiental e para a gestão das bacias hidrográficas. Nesse contexto, a referida resolução também define a capacidade de suporte do corpo receptor como a quantidade máxima de determinado poluente que um corpo hídrico pode receber sem comprometer a qualidade da água e os usos previstos para sua classe de enquadramento (BRASIL, 2011).

2.8. Cálculo da vazão de esgoto

O dimensionamento e a modelagem do impacto de efluentes em corpos hídricos exigem a quantificação prévia da vazão e da carga poluidora gerada. Para estimar a vazão média de esgoto doméstico de uma localidade, a metodologia estabelecida baseia-se na relação direta entre o consumo de água da população e a fração desse volume que é descartada na rede coletora (von Sperling, 1996).

A geração de esgotos domésticos está diretamente associada ao consumo de água da população. O volume médio consumido diariamente por habitante é denominado quota *per capita* de água (QPC), expressa em litros por habitante por dia (L/hab.dia). Segundo von Sperling (1996), o consumo *per capita* varia em função de diversos fatores, como condições climáticas, porte da comunidade, nível socioeconômico da população, grau de industrialização, pressão na rede de abastecimento, existência de medição individualizada e hábitos de consumo.

De acordo com von Sperling (1996, p. 52), os valores típicos de QPC variam conforme o porte da comunidade como indicado na Tabela 3.

Tabela 3 - Consumo *per capita* de água conforme porte da comunidade.

Porte da comunidade	Faixa da população (hab)	Consumo <i>per capita</i> – QPC (L/hab.dia)
Povoado rural	< 5.000	90 – 140
Vila	5.000 – 10.000	100 – 160
Pequena localidade	10.000 – 50.000	110 – 180
Cidade média	50.000 – 250.000	120 – 220
Cidade grande	> 250.000	150 – 300

Fonte: von Sperling (1996, p. 52), adaptado de CETESB (1977; 1978), Barnes *et al.* (1981), Dahlhaus & Damrath (1982) e Hosang & Bischof (1984).

Nem toda a água fornecida retorna à rede coletora de esgotos: parte é utilizada em irrigação, lavagem de calçadas e pisos ou incorporada à rede pluvial. A fração da água consumida que adentra a rede coletora na forma de esgoto é denominada coeficiente de retorno (R). Segundo von Sperling (1996, p. 55), os valores típicos de R variam de 60% a 100%, sendo usualmente adotado $R = 0,8$.

A quota *per capita* de água (QPC) pode ser estimada em função da renda familiar mensal média, expressa em número de salários mínimos, a partir da relação obtida por Campos e von Sperling (1995) para sub-bacias predominantemente domiciliares de Belo Horizonte (von Sperling, 1996), conforme a equação (2).

$$QPC = \frac{Renda}{(0,021 + 0,003 \times Renda)} \quad (2)$$

Onde:

- *QPC*: quota *per capita* de água (L/hab.dia);
- *Renda*: renda familiar mensal média (número de salários mínimos).

A vazão média doméstica de esgotos é calculada a partir da equação (3) (von Sperling, 1996, p. 55):

$$Q_{med} = \frac{Pop \times QPC \times R}{86.400} \quad (3)$$

Onde,

- *Q_{med}*: representa a vazão média doméstica (L/s);
- *Pop*: é a população (habitantes);
- *QPC*: é o consumo *per capita* de água (L/hab.dia);
- *R*: é o coeficiente de retorno (adimensional), e
- 86.400: corresponde ao número de segundos em um dia para a conversão de unidades.

A partir das equações apresentadas, é possível estimar a vazão média de esgoto doméstico de uma localidade com base em dados de população, consumo *per capita* de água e coeficiente de retorno. Essa estimativa constitui o primeiro passo para a quantificação do impacto de lançamentos sobre corpos hídricos, uma vez que a carga poluidora associada ao esgoto depende tanto da vazão quanto da concentração dos poluentes, aspectos abordados no item a seguir.

2.9. Estimativa de cargas poluidoras

Além da quantificação da vazão, a caracterização qualitativa dos esgotos é indispensável para a avaliação de seus impactos ambientais. A composição dos esgotos domésticos resulta principalmente das atividades fisiológicas humanas e do uso da água em residências e é constituída por matéria orgânica biodegradável, nutrientes, sólidos suspensos, microrganismos e outros compostos presentes em diferentes concentrações (von Sperling, 1996).

A estimativa das cargas poluidoras lançadas em um corpo hídrico depende tanto da vazão do lançamento quanto da concentração dos poluentes no esgoto. Na literatura técnica, valores típicos de contribuição *per capita* são adotados para compor a carga poluidora associada a cada parâmetro de interesse, incluindo demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nutrientes nitrogenados e fosforados e indicadores microbiológicos (von Sperling, 1996). Na Tabela 4 são apresentados os valores típicos de contribuição *per capita* e concentração para os principais parâmetros físico-químicos encontrados em esgotos domésticos brutos.

Tabela 4 - Características químicas dos esgotos domésticos brutos.

Parâmetro	Contrib. <i>per capita</i> (g/hab.dia)		Concentração	
	Faixa	Típico	Faixa (mg/L)	Típico (mg/L)
Sólidos Totais	120 – 220	180	700 – 1.350	1.100
Em suspensão	35 – 70	60	200 – 450	400
Fixos	7 – 14	10	40 – 100	80
Voláteis	25 – 60	50	165 – 350	320
Dissolvidos	85 – 150	120	500 – 900	700
Sedimentáveis	–	–	10 – 20	15
DBO	40 – 60	50	200 – 500	350
DQO	80 – 130	100	400 – 800	700
DBO última	60 – 90	75	350 – 600	500
Nitrogênio Total	6,0 – 12,0	8,0	35 – 70 mgN/L	50
N. orgânico	2,5 – 5,0	3,5	15 – 30	20
Amônia (NH ₃ -N)	3,5 – 7,0	4,5	20 – 40	30
Nitrito (NO ₂ -N)	≈ 0	≈ 0	≈ 0	≈ 0
Nitrato (NO ₃ -N)	0,0 – 0,5	≈ 0	0 – 2	≈ 0
Fósforo Total	1,0 – 4,5	2,5	5 – 25 mgP/L	14
F. orgânico	0,3 – 1,5	0,8	2 – 8	4
F. inorgânico	0,7 – 3,0	1,7	4 – 17	10
pH	–	–	6,7 – 7,5	7,0
Alcalinidade	20 – 30	25	110 – 170 mgCaCO ₃ /L	140
Cloretos	4 – 8	6	20 – 50	35

Óleos e Graxas	10 – 30	20	55 – 170	110
----------------	---------	----	----------	-----

Fonte: von Sperling (1996, p. 79), compilado de Arceivala (1981), Pessoa e Jordão (1982), Qasim (1985), Metcalf & Eddy (1991) e experiência do autor.

Além dos parâmetros físico-químicos, os esgotos domésticos brutos também apresentam elevada concentração de microrganismos indicadores de contaminação fecal. Entre eles, destacam-se os coliformes fecais, frequentemente utilizados em estudos de qualidade da água como referência para avaliar a contribuição de esgotos sanitários e o risco de contaminação microbiológica dos corpos hídricos. Na Tabela 5 constem os valores típicos de contribuição *per capita* e concentração desses microrganismos em esgotos domésticos brutos.

Tabela 5 - Microrganismos presentes em esgotos domésticos brutos.

Microrganismo	Contribuição <i>per capita</i> (org/hab*d)	Concentração (org/100ml)
Coliformes totais	$10^9 - 10^{13}$	$10^6 - 10^{10}$
Coliformes fecais	$10^8 - 10^{11}$	$10^5 - 10^8$

Fonte: Adaptado de von Sperling (1996)

A partir dessas contribuições *per capita*, a concentração de cada poluente no esgoto bruto pode ser estimada pela equação (4) (von Sperling, 1996):

$$C = \frac{Pc \times 1.000}{QPC} \quad (4)$$

Onde,

C: é a concentração do poluente no esgoto (mg/L ou g/m³);

QPC: é o consumo *per capita* de água (L/hab.dia); e

Pc: representa a contribuição *per capita* do poluente gerada por habitante (g/hab.dia).

Cabe ressaltar que, diferentemente dos parâmetros expressos em massa (como DBO, expressa em g/hab·dia), os coliformes são quantificados em número de organismos (org), e não em unidades de massa (von Sperling, 1996). Dessa forma,

na aplicação da equação (4) aos coliformes, o fator 1.000 atua apenas na conversão de volume (L/m³), resultando em concentração expressa em org/m³.

A avaliação do impacto de lançamentos sobre um corpo hídrico requer a quantificação das cargas poluidoras associadas às fontes pontuais e difusas. A carga de um lançamento corresponde ao produto entre a vazão e a concentração do poluente, conforme a equação (5). O fator 0,0864 converte a unidade de mg/s para kg/dia.

$$Carga \text{ (kg/d)} = Vazão \text{ (L/s)} \times Concentração \text{ (mg/L)} \times 0,0864 \quad (5)$$

Onde:

- Carga: carga do parâmetro (kg/dia);
- Vazão: vazão do lançamento (L/s);
- Concentração: concentração do parâmetro (mg/L).

Quando não há medição direta, a carga gerada por uma população pode ser estimada a partir da contribuição *per capita*, definida como a razão entre a carga total e a população que a origina, conforme a equação (6).

$$Contribuição \text{ per capita} = \frac{Carga}{População \text{ atendida}} \quad (6)$$

Onde:

- Contribuição *per capita*: carga por habitante (g/hab·dia);
- Carga: carga total do parâmetro (g/dia ou kg/dia);
- População atendida: número de habitantes considerados (hab).

Em sistemas de tratamento, a eficiência de remoção expressa a fração da carga afluyente retida no processo, obtida pela relação entre as cargas de entrada e de saída, conforme a equação (7).

$$Eficiência \text{ (\%)} = \frac{Carga \text{ afluyente} - Carga \text{ lançada}}{Carga \text{ afluyente}} \times 100 \quad (7)$$

Onde:

- Eficiência: eficiência de remoção do parâmetro (%);
- Carga afluente: carga que entra no sistema (kg/dia);
- Carga lançada: carga efluente lançada no corpo receptor (kg/dia).

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), a Demanda Química de Oxigênio (DQO), os nutrientes nitrogenados e fosforados e os sólidos suspensos constituem os principais indicadores da carga poluidora associada aos esgotos domésticos. Esses parâmetros são amplamente utilizados em estudos de autodepuração, enquadramento de corpos hídricos e modelagem da qualidade da água e servem como base para estimativas de carga e avaliação dos impactos decorrentes do lançamento de efluentes em ambientes aquáticos (von Sperling, 1996).

2.10. Regionalização de vazões e vazões de referência

Em estudos hidrológicos, é comum a inexistência de registros fluviométricos nos pontos de interesse para a análise. Nesses casos, podem ser utilizadas técnicas de regionalização de vazões, que consistem na transferência de informações hidrológicas de bacias monitoradas para locais sem dados, desde que apresentem características fisiográficas e climáticas semelhantes (von Sperling, 2007).

Dentre as vazões de referência empregadas na gestão de recursos hídricos, destaca-se a vazão mínima de sete dias consecutivos associada ao período de retorno de dez anos ($Q_{7,10}$), amplamente utilizada em estudos de qualidade da água, enquadramento de corpos hídricos e avaliação da capacidade de assimilação de cargas poluidoras. Por representar uma condição crítica de disponibilidade hídrica, sua adoção permite avaliar o comportamento do sistema em cenários mais conservadores (von Sperling, 2007).

Um dos métodos mais utilizados para a regionalização de vazões é o da descarga específica, que admite uma relação proporcional entre a vazão e a área de drenagem da bacia hidrográfica. Nesse procedimento, calcula-se inicialmente a descarga específica de uma bacia de referência por meio da equação (8).

$$Q_{esp} = \frac{Q_r}{A_m} \quad (8)$$

Onde:

- Q_{esp} : descarga específica (L/s·km²);
- Q_r : vazão de referência da bacia monitorada (L/s);
- A_m : área de drenagem da bacia monitorada (km²).

Uma vez determinada a descarga específica da bacia de referência, a vazão do ponto de interesse pode ser estimada pela equação (9).

$$Q_e = Q_{esp} \times A_i \quad (9)$$

Onde:

- Q_e : vazão estimada para o ponto de interesse (L/s);
- Q_{esp} : = descarga específica da bacia de referência (L/s·km²);
- A_i = área de drenagem do ponto de interesse (km²).

Ressalta-se, apesar de ser um procedimento amplamente empregado em estudos hidrológicos quando não existem medições diretas de vazão nos locais de interesse, que o procedimento de regionalização adotado constitui uma abordagem simplificada, pois pressupõe que a descarga específica da estação de referência seja representativa das áreas de drenagem dos pontos de interesse. Conforme von Sperling (2007), o método assume a manutenção de uma mesma descarga específica nas áreas consideradas e a inexistência de contribuições significativas de tributários ao longo do trecho. Assim, as vazões regionalizadas devem ser interpretadas como estimativas.

2.11. QUAL2K – software de simulação de qualidade de água

Modelos matemáticos são ferramentas que permitem simular condições reais e representar diversas alternativas, mesmo dentro da faixa de incertezas inerente ao conhecimento técnico-científico (Tucci, 2005). Segundo von Sperling (2007), esses modelos são formados por uma estrutura teórica, composta pelas equações matemáticas, os valores numéricos dos coeficientes e os dados de entrada e saída, que é preenchida por medições de campo ou laboratório, de modo a estabelecer uma relação com a resposta do sistema.

Para a execução das simulações deste estudo, utilizou-se o modelo QUAL2K desenvolvido como uma versão modernizada do QUAL2E. Trata-se de um modelo unidimensional, que pressupõe mistura completa da água nas direções vertical e transversal. A representação hidráulica ocorre em regime permanente e não uniforme,

de modo que, em cada cenário, as vazões e as variáveis hidráulicas permanecem constantes ao longo do tempo, embora possam variar espacialmente em razão de tributários, lançamentos e captações. Diferentemente da hidráulica, o balanço térmico e as variáveis de qualidade da água são simulados ao longo de um ciclo diário de 24 horas, em resposta às condições meteorológicas e aos processos físicos, químicos e biológicos (Chapra; Pelletier; Tao, 2012).

O modelo é implementado em ambiente *Microsoft Windows* e utiliza o *Microsoft Excel* como interface gráfica. As operações da interface são programadas em *Visual Basic for Applications* (VBA), enquanto os cálculos numéricos são executados em Fortran 90 (Chapra; Pelletier; Tao, 2012).

O QUAL2K permite simular o balanço térmico e diferentes constituintes da qualidade da água, entre os quais:

- Demanda Bioquímica de Oxigênio carbonácea, subdividida nas frações de oxidação lenta (*slow CBOD*) e rápida (*fast CBOD*);
- matéria orgânica particulada e sólidos inorgânicos suspensos;
- oxigênio dissolvido;
- nitrogênio e fósforo em diferentes formas;
- fitoplâncton e algas bentônicas;
- pH, alcalinidade e carbono inorgânico total;
- patógeno genérico.

Esses constituintes são relacionados por processos de transporte, reações bioquímicas e mecanismos de transferência de massa. O modelo representa condições de anoxia por meio da redução das reações de oxidação em baixas concentrações de oxigênio e da representação da desnitrificação como uma reação de primeira ordem favorecida nessas condições (Chapra; Pelletier; Tao, 2012).

As interações entre a água e o sedimento, como a demanda de oxigênio do sedimento e os fluxos de nutrientes, também podem ser calculadas internamente em função da sedimentação de matéria orgânica particulada, das reações nos sedimentos e das concentrações das formas dissolvidas na coluna d'água. Além disso, a extinção da luz é calculada em função das concentrações de algas, detritos e sólidos inorgânicos (Chapra; Pelletier; Tao, 2012).

Do ponto de vista espacial, o QUAL2K divide o sistema em trechos (*reaches*) e elementos. Cada trecho representa uma extensão do rio com características

hidráulicas constantes e pode ser subdividido em elementos de igual comprimento, cujo tamanho pode variar entre os diferentes trechos. Fontes pontuais e difusas, bem como captações, podem ser inseridas ao longo do canal nos elementos correspondentes às suas localizações (Chapra; Pelletier; Tao, 2012).

Os dados de entrada, como vazões, condições de contorno, informações meteorológicas, características hidráulicas e parâmetros cinéticos, são organizados em planilhas específicas. Alguns parâmetros podem ser informados pelo usuário ou calculados internamente pelo modelo, conforme a formulação selecionada. Ao final do processamento, os resultados são disponibilizados no ambiente Excel na forma de perfis longitudinais e variações ao longo do ciclo diário, o que facilita a análise gráfica e tabular dos cenários simulados.

2.12. *Wetlands* construídos – solução baseada na natureza para a redução de carga orgânica

De acordo com a União Internacional para a Conservação da Natureza IUCN (2016), as Soluções baseadas na Natureza (SbN) correspondem a iniciativas voltadas à proteção, à recuperação ou ao manejo sustentável dos ecossistemas, com o propósito central de responder a desafios de ordem social, ambiental e econômica, garantindo, ao mesmo tempo, ganhos para a biodiversidade e para a qualidade de vida das pessoas, de forma eficiente e adaptável. No contexto do saneamento e da gestão de recursos hídricos, as SbN englobam tecnologias que aproveitam mecanismos ecológicos — físicos, químicos e biológicos — para o tratamento de águas residuárias, o que oferece vantagens como menor consumo energético, maior integração paisagística e potencial de geração de serviços ecossistêmicos quando comparadas às soluções convencionais (BRASIL, 2025).

Para que uma prática seja enquadrada como SbN, ela deve incorporar a lógica dos processos naturais, recorrer a processos e serviços ecossistêmicos como forma de enfrentar desafios urgentes, promover o equilíbrio entre qualidade de vida, preservação da biodiversidade e desenvolvimento sustentável, além de contribuir de maneira clara para a recuperação de ecossistemas e ser sustentável ao longo de seu ciclo de vida (BRASIL, 2025). É importante destacar, contudo, que a adoção de SbN não exclui o uso de infraestruturas convencionais. Em muitos contextos, a combinação de infraestruturas verdes, azuis e cinza pode ser a estratégia mais eficaz para reduzir riscos e aumentar a resiliência dos territórios (BRASIL, 2025).

Inseridos nessa categoria, os *wetlands* construídos consistem em sistemas de engenharia projetados para utilizar processos naturais que envolvem a vegetação, o solo ou meio de suporte e as populações microbianas associadas para o tratamento de águas residuárias (Kadlec; Wallace, 2009). Tais sistemas buscam simular as funções de áreas úmidas naturais, porém em condições controladas e otimizadas para aumentar a eficiência de remoção de poluentes (Dotro *et al.*, 2017). Sobre a terminologia e componentes essenciais, Kadlec e Wallace (2009) afirmam que:

O significado da palavra *wetland* foi severamente estendido na literatura de tratamento. Geralmente insistimos que as áreas úmidas tenham plantas, água e algum tipo de meio de suporte. Sem plantas, são filtros de solo, areia ou cascalho, ou lagoas.

Dessa forma, os três elementos estruturantes de um *wetland* construído são: o meio suporte (solo, areia, brita ou outro material granular), responsável pela fixação das plantas e dos microrganismos e pela percolação do efluente; as macrófitas aquáticas (plantas adaptadas a ambientes saturados ou inundados por água), que contribuem para a transferência de oxigênio para a rizosfera, absorção de nutrientes e suporte à comunidade microbiana; e o biofilme microbiano, principal responsável pela degradação da matéria orgânica e transformações de nutrientes (Kadlec; Wallace, 2009; Vymazal, 2014).

No panorama brasileiro, os *wetlands* construídos enquadram-se na categoria de gestão de águas pluviais e tratamento hídrico das SbN e atuam como zonas úmidas artificiais ou naturais que funcionam como sistemas ecológicos para tratamento e retenção de águas da chuva, escoamento urbano ou águas residuais (BRASIL, 2025). Os *wetlands* construídos representam alternativas eficazes para o gerenciamento descentralizado de esgotos, especialmente em regiões com alta incidência solar e disponibilidade de área para sua implantação, onde a simplicidade operacional é um fator determinante (Machado *et al.*, 2017). Conforme o do regime hidráulico e da direção do fluxo adotados no projeto, os *wetlands* construídos podem ser classificados em diferentes configurações, cada uma com características operacionais e de desempenho específicas, conforme detalhado nos itens a seguir.

2.12.1. FUNCIONAMENTO DOS SISTEMAS WETLANDS CONSTRUÍDOS

O mecanismo de tratamento em *wetlands* construídos não ocorre de forma isolada, mas sim por meio de um conjunto de processos que acompanham o percurso da água residuária no sistema (Dotro *et al.*, 2017; Kadlec; Wallace, 2009; von Sperling;

Sezerino, 2018). O tratamento nesses sistemas resulta da interação entre diferentes zonas e condições ambientais, nas quais variáveis como oxigenação e tempo de detenção hidráulica influenciam diretamente os processos de remoção.

Nesse contexto, a remoção de poluentes pode ser compreendida a partir dos principais mecanismos associados a cada parâmetro de interesse:

Para sólidos suspensos, predominam processos físicos, como sedimentação e filtração; no caso da matéria orgânica, a fração particulada é removida principalmente por sedimentação e filtração, enquanto a matéria orgânica dissolvida é degradada por atividade microbiológica, por meio de diferentes processos biológicos que ocorrem simultaneamente em diferentes partes do sistema *wetland* construído (DOTRO *et al.*, 2017).

Em relação ao nitrogênio, diversos processos interdependentes compõem seu ciclo no interior dos *wetlands* construídos, incluindo amonificação, nitrificação e desnitrificação, além da absorção pelas plantas (Dotro *et al.*, 2017). Esses processos envolvem a conversão do nitrogênio orgânico em amoniacal, seguida da nitrificação em ambiente aeróbio e da desnitrificação em condições anóxicas, com formação de nitrogênio gasoso (Metcalf; Eddy, 2016 Decezaro *et al.*, 2021). Sua eficiência depende de fatores como disponibilidade de oxigênio e atividade microbiana.

Em relação ao fósforo, sua remoção em *wetlands* construídos ocorre principalmente por processos físico-químicos, como adsorção e precipitação, além da absorção por organismos e plantas (Dotro *et al.*, 2017). Conforme discutido por Kadlec (1997), esses mecanismos estão associados à interação do fósforo com o solo e a biota, podendo resultar em armazenamento temporário ou permanente. No entanto, parte desse nutriente pode ser posteriormente liberada devido à saturação do meio e à ciclagem da biomassa, evidenciando o caráter dinâmico e, por vezes, reversível desses processos.

Dessa forma, a eficiência dos *wetlands* construídos está diretamente relacionada à interação entre esses diferentes mecanismos, que atuam simultaneamente e de maneira complementar ao longo do sistema, justificando a complexidade e a variabilidade do desempenho desses sistemas de tratamento (Kadlec; Wallace, 2009).

No Quadro 1 é apresentado um resumo dos principais mecanismos de remoção de poluentes em *wetlands* construídos.

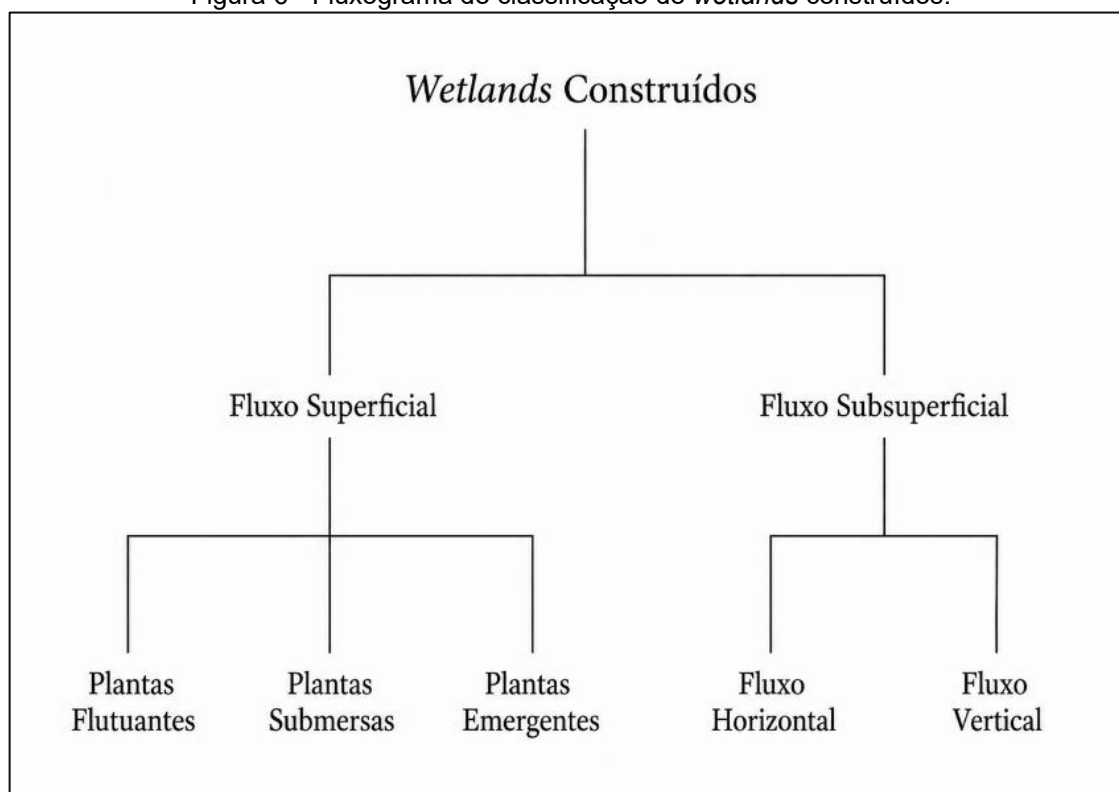
Quadro 1 - Principais mecanismos para remoção de poluentes e patógenos em *Wetlands* construídos.

Parâmetros	Mecanismo de remoção
Sólidos suspensos	Sedimentação e filtração
Matéria orgânica	Sedimentação e filtração para remoção da matéria orgânica particulada; degradação biológica para remoção da matéria orgânica dissolvida.
Nitrogênio	Amonificação e subsequente nitrificação e desnitrificação, absorção pelas plantas e exportação através da colheita de biomassa.
Fósforo	Reações de adsorção-precipitação impulsionadas pelas propriedades do meio filtrante, absorção pelas plantas e exportação por meio da colheita de biomassa.
Patógenos	Sedimentação, filtração, morte natural, predação pelos protozoários do ambiente.

Fonte: Adaptado de (Dotro *et al.*, 2017)

2.12.2. TIPOS DE *WETLANDS* CONSTRUÍDOS

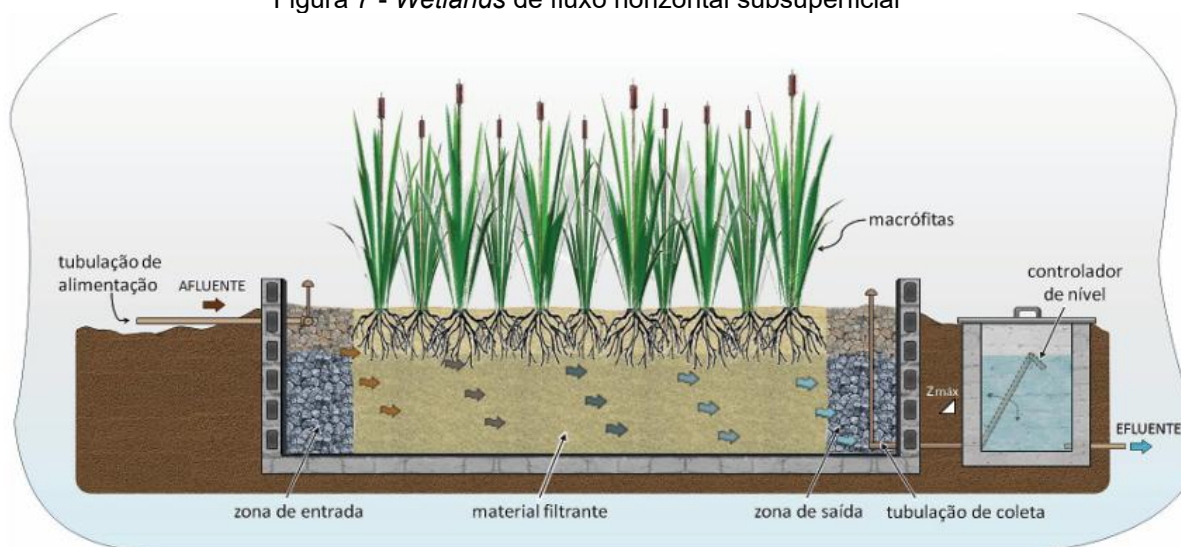
Os *wetlands* construídos podem ser projetados em diferentes configurações hidráulicas, o que resulta em distintas condições de escoamento e, conseqüentemente, em diferentes mecanismos de tratamento (Kadlec; Wallace, 2009). De forma geral, esses sistemas são classificados em dois grandes grupos: *wetlands* de fluxo superficial (*Free Water Surface* – FWS) e *wetlands* de fluxo subsuperficial (Dotro *et al.*, 2017). A classificação dos *wetlands* construídos é sintetizada no fluxograma da Figura 6.

Figura 6 - Fluxograma de classificação de *wetlands* construídos.

Fonte: Adaptado de Dotro *et al.* (2017).

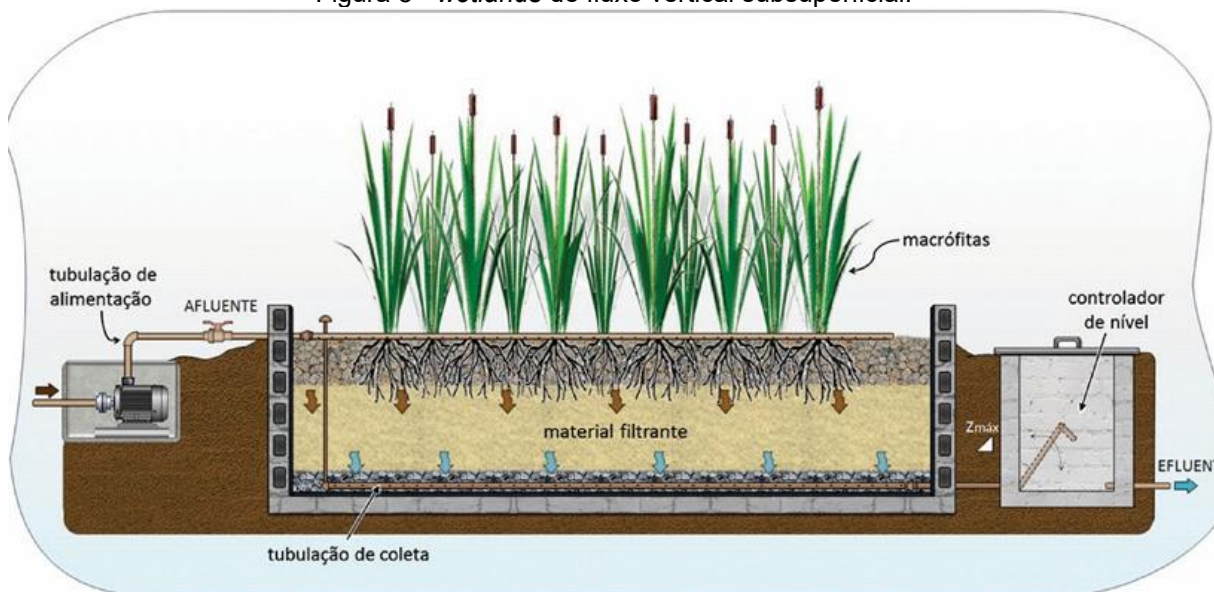
Os *wetlands* de fluxo subsuperficial caracterizam-se pelo escoamento da água através de um meio poroso, como areia ou brita, mantendo o nível do líquido abaixo da superfície. Esses sistemas são subdivididos em *wetlands* de fluxo horizontal (*Horizontal Flow* – HF) e fluxo vertical (*Vertical Flow* – VF), conforme a direção predominante do escoamento (Dotro *et al.*, 2017).

Nos *wetlands* de fluxo horizontal subsuperficial o esgoto é introduzido na zona de entrada e percola lentamente ao longo do leito filtrante até a zona de saída, impulsionado por uma pequena declividade de fundo. Durante esse percurso, o efluente entra em contato com diferentes zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias, favorecendo diversos processos de remoção (Sezerino *et al.*, 2015). Esses sistemas são geralmente compostos por leitos de brita ou solo vegetados, nos quais o fluxo ocorre abaixo da superfície, reduzindo riscos de exposição a patógenos e proliferação de vetores (Kadlec; Wallace, 2009). No entanto, apresentam limitações quanto à transferência de oxigênio, o que restringe sua capacidade de nitrificação. O esquema de um *wetland* de fluxo horizontal subsuperficial pode ser observado na Figura 7.

Figura 7 - *Wetlands* de fluxo horizontal subsuperficial

Fonte: Trein *et al.* (2021).

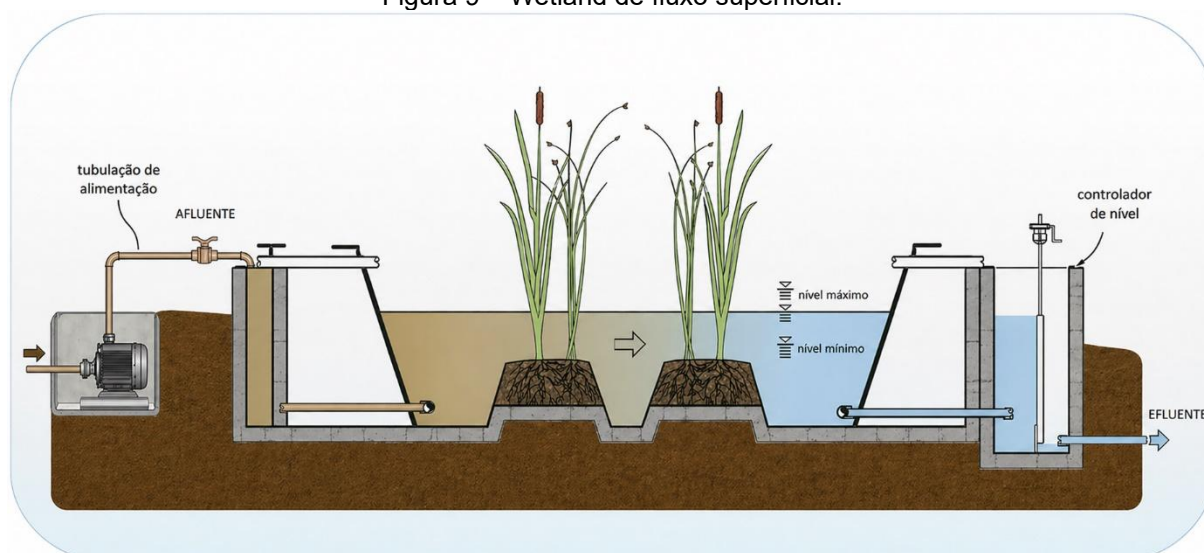
Por outro lado, os *wetlands* de fluxo vertical foram desenvolvidos com o objetivo de aumentar a oxigenação do sistema. Nessa configuração, o esgoto é distribuído na superfície do leito e percola verticalmente através do meio filtrante, favorecendo condições aeróbias e, conseqüentemente, maior eficiência na oxidação da matéria orgânica e na nitrificação (Kadlec; Wallace, 2009). Esses sistemas são capazes de tratar efluentes com maiores concentrações de amônia e, em algumas configurações, como nos *wetlands* verticais franceses, integram etapas de tratamento primário e secundário em um único sistema. (Molle *et al.*, 2005a apud Kadlec; Wallace, 2009; Dotro *et al.*, 2017; Kadlec; Wallace, 2009). Na Figura 8, observa-se a configuração de um *wetland* de fluxo vertical subsuperficial.

Figura 8 - *wetlands* de fluxo vertical subsuperficial.

Fonte: Trein *et al.* (2021).

Os *wetlands* de fluxo superficial, por sua vez, caracterizam-se pelo escoamento da água acima do meio suporte e são semelhantes a áreas úmidas naturais. Esses sistemas apresentam zonas de água livre e vegetação emergente, e o tratamento ocorre por meio de processos como sedimentação, filtração, adsorção e transformações biogeoquímicas (Dotro *et al.*, 2017; Kadlec; Wallace, 2009). Devido à maior exposição da lâmina d'água, esses sistemas podem atrair fauna e apresentar maior risco de contato com patógenos, sendo mais comumente utilizados em tratamento terciário de efluentes (Kadlec; Wallace, 2009). A configuração de um *wetland* de fluxo superficial é ilustrada na (Figura 9).

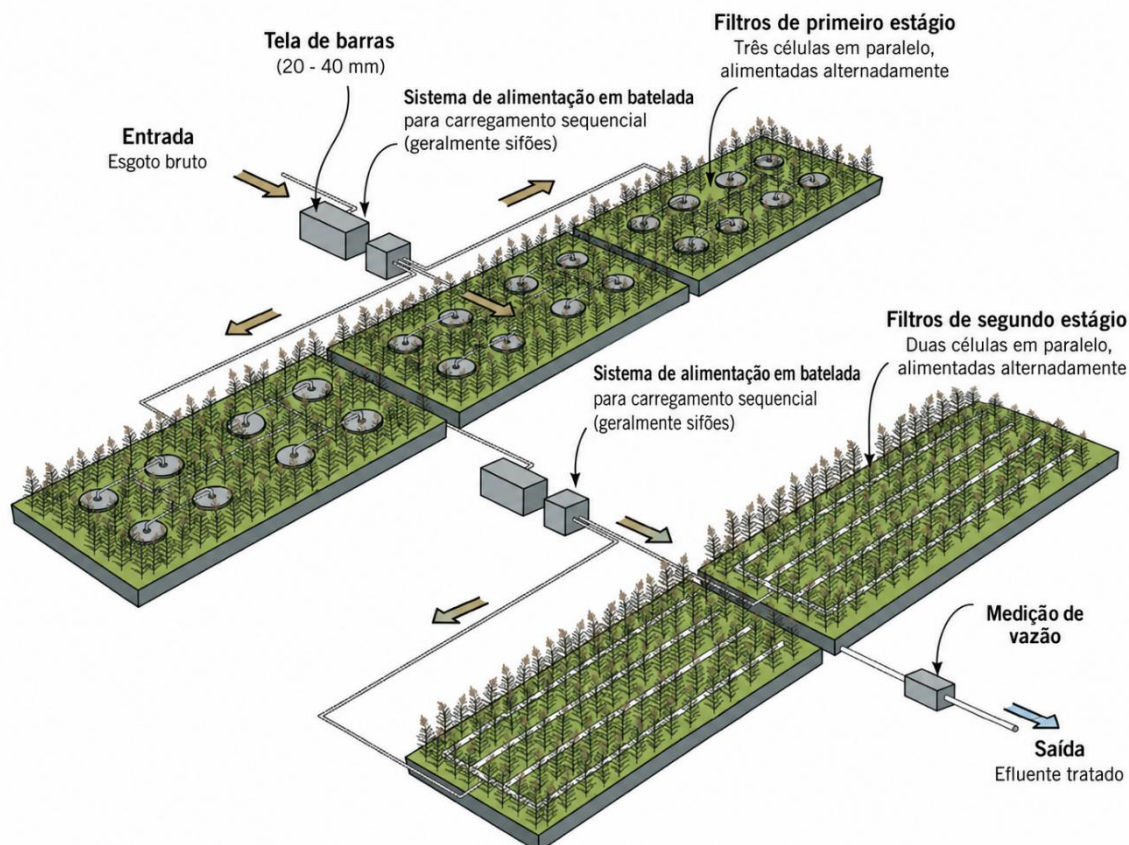
Figura 9 – Wetland de fluxo superficial.



Fonte: Dotro *et al.*, 2017 IMAGEM adaptada por inteligência artificial (DALL·E/OpenAI), a partir do prompt: “adapte o esquema de *wetland* tipo free water surface em corte, estilo técnico”, em abril de 2026.

O sistema de *wetland* construído de escoamento vertical de modelo francês (WV-SF) constitui uma ecotecnologia descentralizada amplamente aplicada no tratamento de esgoto sanitário bruto de pequenas comunidades, destacando-se por dispensar a etapa de tratamento primário prévio, como o uso de tanques sépticos (Molle *et al.*, 2005a apud Kadlec; Wallace, 2009; Dotro *et al.*, 2017). Como ilustra a Figura 10, em sua concepção e composição tradicionais, a infraestrutura divide-se em dois estágios e contém múltiplos leitos filtrantes em paralelo, os quais são preenchidos por camadas estratificadas de brita e areia e cultivados com macrófitas (Lombard Latune e Molle, 2017 apud Trein; De Andrade Moraes; von Sperling, 2021).

Figura 10 - Sistema *Wetland* construído de fluxo vertical do tipo francês.



Fonte: Adaptado de Dotro *et al.* (2017).

O funcionamento do sistema baseia-se em um regime de alimentação intermitente por bateladas, seguido por períodos de repouso, dinâmica hidráulica que garante a manutenção de um meio não saturado e possibilita a aeração essencial para as reações aeróbias de nitrificação e de degradação da matéria orgânica carbonácea (Kadlec; Wallace, 2009). Durante cada ciclo operacional, o esgoto é distribuído superficialmente sobre o filtro, infiltra-se pelo meio granular e é coletado pelo sistema de drenagem inferior. Após a drenagem, o leito permanece seco por um período de tempo, o que possibilita a reaeração natural do sistema antes do início de uma nova batelada (Dotro *et al.* (2017). A sequência de alimentação, infiltração, drenagem e repouso é ilustrada esquematicamente na Figura 11.

Figura 11 - Modo de operação do sistema *wetland* construído de fluxo vertical do tipo francês



Fonte: Adaptado de Dotro *et al.* (2017).

A alternância entre os leitos permite que, enquanto uma unidade recebe o esgoto, as demais permaneçam em repouso, o que favorece a drenagem, a reaeração do meio e a mineralização da camada de sólidos acumulada na superfície. Dessa forma, o tratamento do esgoto bruto e o manejo do lodo ocorrem de maneira integrada no mesmo sistema. Esse arranjo operacional possibilita elevadas eficiências globais de remoção de sólidos suspensos totais e demanda química de oxigênio (DQO), frequentemente superiores a 85% e 90%, respectivamente (Molle *et al.*, 2005 apud Trein; De Andrade Moraes; von Sperling, 2021).

As recentes adaptações desse sistema para as condições climáticas de regiões tropicais e subtropicais brasileiras têm se mostrado promissoras na aplicação do tratamento de esgoto, uma vez que as temperaturas locais mais elevadas aceleram as taxas de mineralização microbológica, o que viabiliza a redução expressiva da área superficial demandada e do número de unidades paralelas necessárias, o que confere maior atratividade econômica sem prejuízo à robustez do tratamento (Trein; De Andrade Moraes; von Sperling, 2021).

No Quadro 2, é apresentado um resumo dos principais tipos de *wetlands* construídos e suas características operacionais.

Quadro 2 - Principais tipos de *wetlands* construídos e suas características.

Tipo de wetland	Características principais
Fluxo subsuperficial horizontal (HF)	Escoamento horizontal através de meio poroso (areia ou brita), com nível de água abaixo da superfície. Predominância de condições anaeróbias ou anóxicas. Requer tratamento preliminar para evitar entupimento. Utiliza macrófitas emergentes. Aplicado principalmente em tratamento secundário ou terciário.
Fluxo subsuperficial vertical (VF)	Aplicação intermitente do esgoto na superfície do leito, com percolação vertical. Entrada de ar entre as aplicações favorece condições aeróbias. Maior eficiência na remoção de matéria orgânica e nitrificação. Requer remoção prévia de sólidos para evitar colmatagem.
Wetland vertical francês	Variante do sistema VF que permite o tratamento de esgoto bruto. Opera em múltiplas etapas e integra tratamento de lodo e esgoto em uma única unidade. Dispensa tratamento primário convencional.
Fluxo superficial (FWS)	Escoamento da água acima do meio suporte, semelhante a áreas úmidas naturais. Possui zonas de água livre e vegetação variada (emergente, submersa ou flutuante). Requer grandes áreas e é geralmente aplicado como tratamento terciário ou polimento de efluentes.

Fonte: Adaptado de Dotro *et al.* (2017).

O dimensionamento de sistemas de WC no Brasil não é regido por normas da ABNT, fundamentando-se, em contrapartida, nas recomendações estabelecidas por von Sperling e Sezerino H., (2018). Tal publicação representa o consenso entre a academia e o setor técnico, apresentando os parâmetros necessários para a viabilização desses projetos.

2.12.3. CRITÉRIOS DE SELEÇÃO E EFICIÊNCIA DE TRATAMENTO DE DAS TIPOLOGIAS

A escolha da tipologia de *wetland* construído depende das características do efluente, da etapa de tratamento requerida, dos objetivos de remoção, da disponibilidade de área e das condições climáticas e operacionais do local. Em determinadas situações, também podem ser adotados sistemas combinados ou híbridos, com o objetivo de aproveitar mecanismos complementares de remoção de poluentes (Dotro *et al.*, 2017).

Na Tabela 6, são apresentadas as eficiências típicas de remoção associadas às principais tipologias de *wetlands* construídos, em condições usuais de projeto. Esses valores possuem caráter indicativo, pois o desempenho dos sistemas pode

variar em função da configuração adotada, das cargas aplicadas, das características do afluente e das condições de operação (Dotro *et al.*, 2017).

Tabela 6 - Eficiências típicas de remoção para diferentes tipos de *wetlands* construídos.

Parâmetro	HF (horizontal)	VF (vertical)	VF francês	FWS (superficial)
Etapa de tratamento (principal aplicação)	Secundário	Secundário	Primário + secundário	Terciário
Sólidos suspensos totais	> 80%	> 90%	> 90%	> 80%
Matéria orgânica (DBO/DQO)	> 80%	> 90%	> 90%	> 80%
Nitrogênio amoniacal	20 – 30%	> 90%	> 90%	> 80%
Nitrogênio total	30 – 50%	< 20%	< 20%	30 – 50%
Fósforo total (longo prazo)	10 – 20%	10 – 20%	10 – 20%	10 – 20%
Coliformes	2 log10	2 – 4 log10	1 – 3 log10	1 log10

Fonte: Adaptado de Dotro *et al.* (2017).

A comparação entre as tipologias indica que a eficiência de remoção não constitui o único critério para a seleção do sistema. Deve-se considerar também a qualidade do afluente e a etapa de tratamento para a qual a unidade será destinada. Nesse sentido, o *wetland* vertical francês diferencia-se das demais configurações por possibilitar o recebimento de esgoto sanitário bruto e integrar, no mesmo sistema, funções associadas aos tratamentos primário e secundário, sem necessidade de uma unidade convencional de tratamento primário.

Essa característica mostra-se particularmente compatível com o objeto deste estudo, uma vez que a intervenção proposta se destina aos lançamentos diretos de esgoto doméstico sem tratamento. Assim, entre as tipologias avaliadas, o sistema vertical francês foi selecionado por sua capacidade de receber esgoto bruto e por apresentar eficiências elevadas de remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos. Os critérios empregados para sua representação no cenário proposto são descritos no item 3.2.17.

3. METODOLOGIA

Este capítulo descreve os procedimentos metodológicos adotados para a avaliação do impacto da implantação de *wetlands* construídos na qualidade da água do ribeirão da Mata, no município de Vespasiano-MG, bem como a classificação

metodológica da pesquisa, realizada conforme as tipologias propostas por Cabral de Azevedo e Ensslin (2020).

3.1. Métodos de abordagem

A presente pesquisa classifica-se, quanto à sua natureza, como aplicada, uma vez que tem por objetivo gerar conhecimentos orientados à solução de um problema específico, a degradação da qualidade hídrica do Ribeirão da mata, em Vespasiano/MG, sem se restringir à geração de conhecimento teórico.

Quanto ao objetivo, a pesquisa é predominantemente descritiva com elementos explicativos. Descritiva porque caracteriza as condições atuais de qualidade da água no trecho estudado, com base em dados de monitoramento e em parâmetros físico-químicos mensuráveis. Explicativa porque busca identificar e analisar os fatores que determinam o comportamento do corpo hídrico frente ao aporte de carga orgânica, bem como avaliar a resposta do sistema a uma intervenção de tratamento.

Quanto à abordagem, trata-se de uma pesquisa quantitativa, visto que opera com variáveis objetivamente mensuráveis, como a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), o Oxigênio Dissolvido (OD), a vazão e as concentrações de nutrientes, cujos valores independem da subjetividade do pesquisador.

3.2. Métodos de procedimento

Quanto aos procedimentos técnicos, a pesquisa combina pesquisa documental e modelagem matemática, configurando-se como um estudo de caso aplicado ao ribeirão da Mata. Os dados utilizados são secundários, provenientes de fontes obtidas diretamente dos portais institucionais das agências responsáveis pelo monitoramento e fiscalização, e a análise é conduzida por meio de simulação computacional com o modelo QUAL2K, conforme detalhado nos itens seguintes.

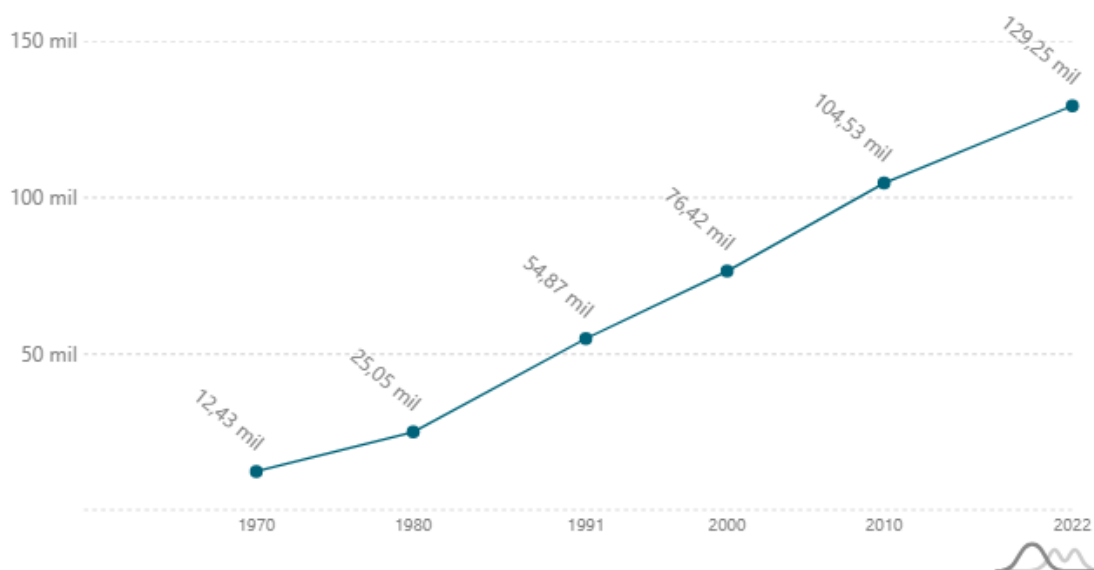
3.2.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo delimita-se ao município de Vespasiano, pertencente à Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH). Segundo dados do Panorama do Censo de 2022, o município alcançou uma população total de 129.246 habitantes, resultando em uma alta densidade demográfica de 1.819,34 hab/km² (IBGE, 2022). A seleção desse município justifica-se pela sua intensa dinâmica de expansão urbana nas últimas décadas, o que o torna um cenário representativo do descompasso entre o adensamento populacional rápido e a capacidade de absorção da infraestrutura

sanitária previamente instalada (Prefeitura Municipal de Vespasiano, 2019). Os dados censitários evidenciam ainda que o perfil do município é quase integralmente urbano, com 128.378 pessoas residindo na área urbana e apenas 868 na área rural (IBGE, 2022). A evolução populacional de Vespasiano é retratada na Figura 12.

Figura 12 - Crescimento populacional de Vespasiano.

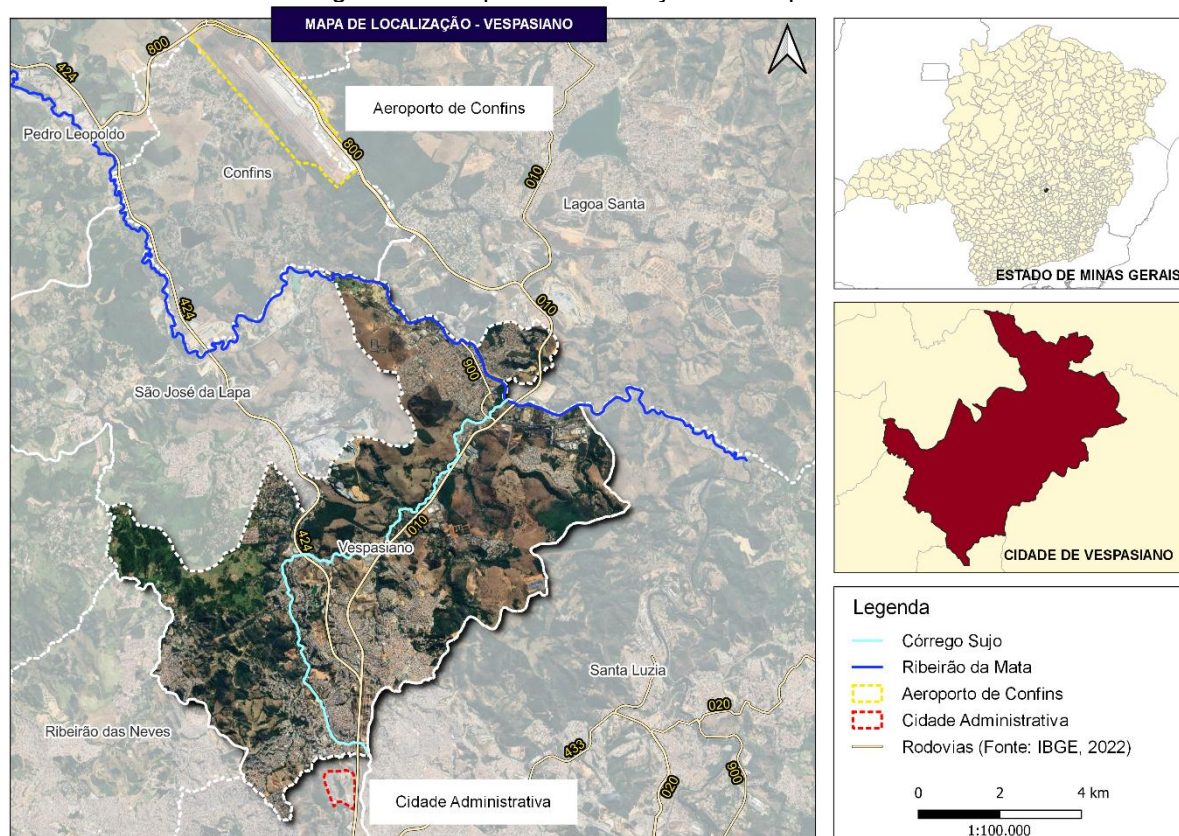
População residente



Fonte: IBGE (2022).

Esse rápido adensamento é diretamente impulsionado pela forte inserção do município na dinâmica metropolitana. O próprio planejamento urbano municipal reconhece a necessidade de potencializar eixos viários estruturantes, notadamente a rodovia MG-010, como grandes vetores de desenvolvimento econômico, integração regional e atração populacional (Prefeitura Municipal de Vespasiano, 2019). Essa rodovia funciona como a principal conexão e insere Vespasiano estrategicamente entre dois grandes polos de atração metropolitanos: o Aeroporto Internacional de Confins e a Cidade Administrativa do Estado de Minas Gerais. A localização do município é mostrada na Figura 13.

Figura 13 - Mapa de Localização de Vespasiano.



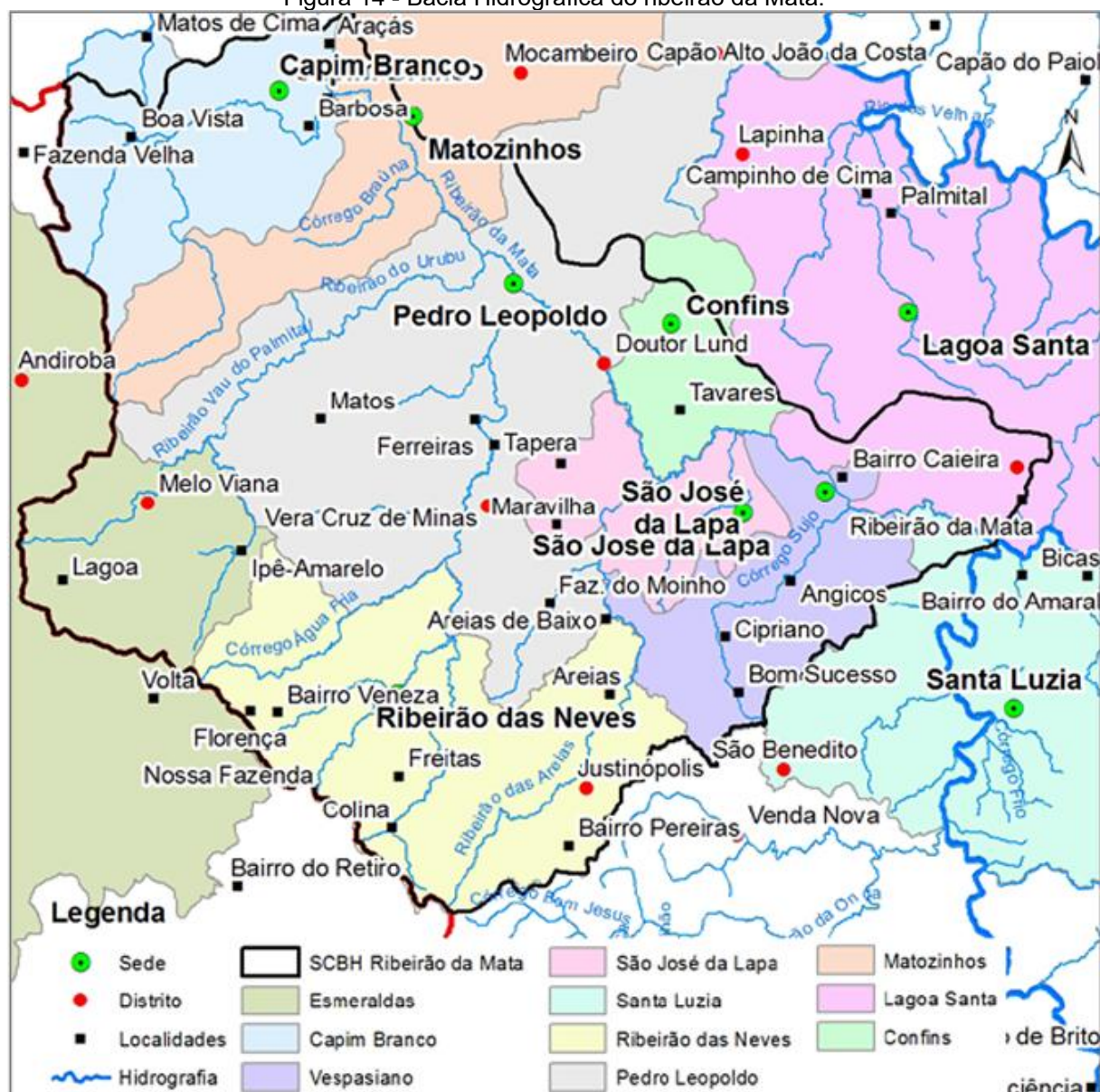
Fonte: Elaborado pela autora.

Essa proximidade com atrativos de grande porte acelera a migração e a ocupação do solo de forma mais veloz do que a capacidade do poder público de acompanhar com infraestrutura básica. Como reflexo direto dessa urbanização acelerada, o próprio Poder Executivo admite, em seus documentos de planejamento, a urgência de "controlar a expansão imobiliária de modo a evitar processos de irregularidade fundiária e urbanística advindos da dinâmica metropolitana" (Prefeitura Municipal de Vespasiano, 2019, p. 65).

3.2.2. RIBEIRÃO DA MATA

O Ribeirão da Mata está localizado na região metropolitana de Belo Horizonte, no estado de Minas Gerais, integrando a Unidade Territorial Estratégica (UTE) Ribeirão da Mata, pertencente à sub-bacia do Médio Rio das Velhas, na região hidrográfica do Rio São Francisco (CBH Rio das Velhas, 2016). Na Figura 14, apresentam-se a bacia hidrográfica do ribeirão da Mata e os municípios que a integram— Capim Branco, Confins, Esmeraldas, Lagoa Santa, Matozinhos, Pedro Leopoldo, Ribeirão das Neves, Santa Luzia, São José da Lapa e Vespasiano — totalizando uma área de 786,84 km² (CBH Rio das Velhas, 2016).

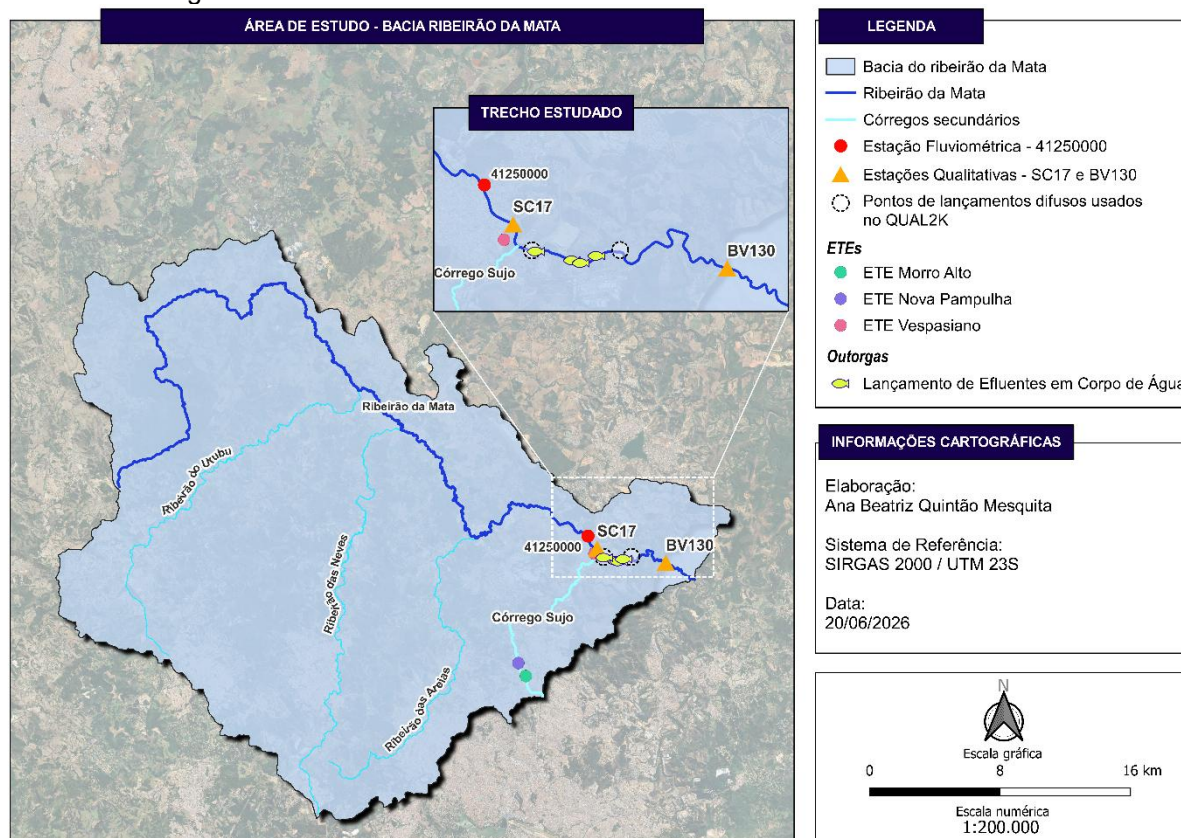
Figura 14 - Bacia Hidrográfica do ribeirão da Mata.



Fonte: CBH Rio das Velhas (2016).

Para a caracterização espacial da área de estudo, foi elaborado um mapa-síntese da bacia do ribeirão da Mata, apresentado na Figura 15. Nele, delimita-se a bacia hidrográfica e seus principais afluentes e destaca-se, em detalhe, o trecho modelado entre as estações SC17 e BV130, no qual se localizam a estação fluviométrica 41250000, as estações qualitativas, as estações de tratamento de esgoto (ETEs Morro Alto, Nova Pampulha e Vespasiano), os pontos de lançamento difuso adotados no QUAL2K e as outorgas de lançamento identificadas no córrego Sujo.

Figura 15 - Área de estudo: bacia do ribeirão da Mata e trecho modelado.



Fonte: elaborado pela autora.

O trecho do Ribeirão da Mata analisado neste estudo possui aproximadamente 6,27 km de extensão e está localizado no município de Vespasiano, entre as estações de monitoramento da qualidade das águas superficiais SC17 e BV130, integrantes da rede de monitoramento do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM). As denominações SC17 e BV130 correspondem aos códigos de identificação adotados pelo órgão para os pontos de amostragem localizados, respectivamente, a montante e a jusante do trecho estudado (IGAM, 2025). A estação SC17 encontra-se na cota altimétrica aproximada de 676 m, enquanto a estação BV130 está situada na cota de 668 m.

A diferença de altitude de 8 m ao longo do trecho resulta em uma declividade média de 1,27 m/km. O trecho modelado e perfil longitudinal utilizado para essa determinação foi obtido por meio do software Google Earth Pro e é apresentado na Figura 16.

Figura 16 - Trecho modelado com perfil longitudinal



Fonte: Google Earth Pro (2026), elaborado pela autora.

O principal afluente do trecho modelado é o córrego Sujo, que recebe os efluentes tratados das estações de tratamento de esgoto (ETEs) Morro Alto, Nova Pampulha e Vespasiano, localizadas ao longo de seu curso no sentido de montante para jusante. A confluência com o Ribeirão da Mata ocorre aproximadamente 0,56 km a jusante da estação de monitoramento SC17. O trecho do córrego Sujo considerado na modelagem, compreendido entre a ETE Morro Alto e sua confluência com o Ribeirão da Mata, possui extensão aproximada de 13,5 km, conforme mostra a Figura 17.

Figura 17 – Trecho do córrego Sujo entre a ETE Morro Alto e o ponto de confluência com o ribeirão da Mata



Fonte: Google Earth Pro (2026), elaborado pela autora.

As principais características hidráulicas e geométricas do trecho modelado encontram-se sintetizadas na Tabela 7.

Tabela 7 - Características hidráulicas e geométricas do trecho modelado do ribeirão da Mata

Parâmetro	Valor
Rio principal	Ribeirão da Mata
Área da bacia	786,84 km²
Extensão total do rio	80,44 km
Extensão do trecho modelado	6,27km
Cota altimétrica — montante (SC17)	676 m
Cota altimétrica — jusante (BV130)	668 m
Declividade média do trecho modelado	1,27 m/km
Declividade equivalente	15,90 m/km
Classe de enquadramento	Classe 2 — Resolução CONAMA nº 357/2005
Comitê de bacia	CBH Rio das Velhas — Bacia do Rio São Francisco

Fontes: Autora. Adaptado: CBH Rio das Velhas (2016); Google Earth Pro (2026).

3.2.3. SISTEMA DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO DE VESPASIANO

O sistema de esgotamento sanitário da sede municipal de Vespasiano é operado pela Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA), sob regime de concessão desde 2004, e fiscalizado pela Agência Reguladora de Serviços de Abastecimento de Água e de Esgotamento Sanitário do Estado de Minas Gerais (ARSAE-MG). O sistema é composto por três estações de tratamento de esgoto (ETEs) em operação: ETE Vespasiano, ETE Morro Alto e ETE Nova Pampulha (ARSAE-MG, 2014).

As três ETEs em operação lançam seus efluentes tratados no córrego Sujo, afluente do Ribeirão da Mata. As principais características operacionais das unidades, conforme o Atlas Esgotos — Despoluição de Bacias Hidrográficas da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA, 2017b) são apresentadas na Tabela 8.

Tabela 8 - Características das estações de tratamento de esgoto de Vespasiano.

ETE	Processo	Eficiência adotada (%)	Status	População atendida	Vazão afluente (L/s)	Carga afluente (kg DBO/dia)	Carga lançada (kg DBO/dia)	Corpo receptor	Vazão de referência do corpo receptor (L/s)	Classe de enquadramento
ETE Vespasiano	Lodos ativados de aeração prolongada	95	Ativa	38.35	47	1.178,70	106,5	córrego Sujo	215,4	2
ETE Morro Alto	Lodos ativados de aeração prolongada	96	Ativa	24.264	30	853,3	46,6	córrego Sujo	215,4	2
ETE Nova Pampulha	Reator anaeróbio + filtro biológico	89	Ativa	18.522	23	554,7	111,5	córrego Sujo	215,4	2

Fontes: (ANA, 2017b) adaptado de dados do sistema de informações de esgotamento sanitário do município de Vespasiano.

Embora os dados detalhados de vazão, eficiência de remoção e carga orgânica disponíveis no Atlas Esgotos sejam referentes ao ano de 2017, optou-se por sua utilização devido à ausência de inventários operacionais públicos mais recentes contendo o mesmo nível de detalhamento técnico para as ETEs do município. Dessa

forma, os dados foram empregados exclusivamente para fins de caracterização operacional e definição das condições de modelagem adotadas neste estudo.

Dados do IBGE (2022) indicam que 1.597 moradores residem em domicílios com lançamento direto em cursos d'água, além da utilização de fossas rudimentares e valas, o que evidencia a permanência de déficits sanitários no município. A distribuição das formas de esgotamento sanitário identificadas no município é apresentada na Tabela 9.

Tabela 9 - População residente segundo o tipo de esgotamento sanitário em Vespasiano no ano de 2022.

Tipo de esgotamento sanitário	População residente
Rede geral/pluvial	121.387
Fossa séptica ou fossa filtro ligada à rede	420
Fossa séptica ou fossa filtro não ligada à rede	2.419
Fossa rudimentar ou buraco	2.294
Vala	274
Rio, lago, córrego ou mar	1.597
Outra forma	589

Fonte: Elaborado pela autora a partir de IBGE (2022).

O Relatório de Fiscalização nº GFO-28/2017 da ARSAE-MG registrou a existência de lançamentos clandestinos de esgoto em múltiplos pontos da cidade com efluentes domésticos lançados diretamente em córregos ou na drenagem pluvial (ARSAE-MG, 2017). Esses registros corroboram a persistência de fontes difusas de poluição sanitária no município. Complementarmente, dados do Censo Demográfico de 2022 indicam que parte da população de Vespasiano ainda convive com formas precárias de esgotamento sanitário.

Comparativamente ao Censo de 2010, que registrava 223 domicílios com lançamento direto em corpo hídrico na área urbana (IBGE, 2010), os dados de 2022 evidenciam piora relativa desse indicador e indicam que o crescimento urbano ocorrido no período não foi acompanhado de expansão proporcional da cobertura de esgotamento sanitário em todos os setores do município. Esse diagnóstico reforça a pertinência de soluções de tratamento complementar, como o *wetland* construído proposto no presente trabalho.

3.2.4. ENQUADRAMENTO DO CORPO HÍDRICO

O Ribeirão da Mata encontra-se enquadrado como Classe 2, conforme o sistema de classificação de corpos hídricos superficiais estabelecido pela Resolução

CONAMA nº 357/2005 e adotado pelo Estado de Minas Gerais (CBH Rio das Velhas, 2016). Para essa classe, os principais padrões aplicáveis aos parâmetros analisados neste estudo correspondem a concentrações de oxigênio dissolvido (OD) superiores a 5,0 mg/L e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_{5,20}) inferiores ou iguais a 5,0 mg/L (Brasil, 2005).

3.2.5. IQA RIBEIRÃO DA MATA

Os dados de monitoramento disponibilizados pelo IGAM evidenciam comprometimento da qualidade da água no trecho compreendido entre as estações SC17 e BV130, utilizadas como condições de contorno da modelagem. Em ambas as estações, observam-se recorrentes não conformidades para parâmetros associados ao lançamento de esgotos domésticos, com destaque para demanda bioquímica de oxigênio (DBO), fósforo total e nitrogênio amoniacal. Os resultados apresentados no Resumo Executivo do IGAM referente ao ano de 2023 confirmam a condição de degradação da qualidade hídrica no trecho analisado, conforme apresentado na Tabela 10.

Tabela 10 - Indicadores de qualidade de água nas estações de monitoramento do trecho modelado.

Código	Parâmetros em não conformidade (enriquecimento orgânico)	IQA 2022	IQA 2023	Carga Tóxica 2023	Situação
BV130	DBO, Fósforo total, Nitrogênio amoniacal total	43,1	41,5	MÉDIA	Piora de 2022 para 2023; contaminação fecal por <i>E. coli</i>
SC17	DBO, Fósforo total, Nitrogênio amoniacal total, Cianeto livre	44,2	38,2	ALTA	Piora de 2022 para 2023; contaminação fecal por <i>E. coli</i> ; IQA em faixa RUIM

Fonte: IGAM (2024), adaptado.

3.2.6. DADOS DE QUALIDADE DA ÁGUA – ESTAÇÕES DE MONITORAMENTO

Os dados de qualidade da água foram obtidos junto ao IGAM, a partir do Sistema de Monitoramento da Qualidade das Águas Superficiais do Estado de Minas Gerais. Para definição das condições de qualidade da água utilizadas na modelagem, foram considerados os registros disponíveis entre 2019 e 2025 nas estações de monitoramento SC17 e BV130.

Foram selecionadas as campanhas realizadas no 2º e 3º trimestres de cada ano, adotadas como representativas do período seco. Para cada parâmetro e estação

de monitoramento, calculou-se a média dos valores registrados nesse recorte temporal, posteriormente utilizada como condição de qualidade da água na modelagem. A adoção do período seco buscou representar uma condição mais crítica, caracterizada pela menor disponibilidade hídrica e, conseqüentemente, pela redução da capacidade de diluição das cargas poluidoras no corpo receptor.

A seleção dos dados priorizou as campanhas realizadas no 2º e 3º trimestres de cada ano, correspondentes aos meses representativos do período seco. Essa escolha foi adotada por se tratar de uma condição mais crítica para a qualidade da água, em função da menor disponibilidade hídrica e, conseqüentemente, da menor capacidade de diluição das cargas poluidoras no corpo receptor.

Tabela 11 - Localização das estações de monitoramento.

Código da Estação	Curso d'Água	Município	Latitude	Longitude	Função Metodológica no Modelo
SC17	Ribeirão da mata	Vespasiano	-19,695565	-43,915179	Montante (Condição de Contorno de Base)
BV130	Ribeirão da mata	Vespasiano	-19,702013	-43,875041	Jusante (Ponto de verificação qualitativa)

Fonte: Elaborado pela autora.

Foram considerados os parâmetros necessários à modelagem da qualidade da água no QUAL2K, especialmente:

- oxigênio dissolvido (OD);
- demanda bioquímica de oxigênio ($DBO_{5,20}$);
- temperatura da água;
- nitrogênio;
- fósforo total;
- coliformes totais.

Para cada parâmetro e estação de monitoramento, foram reunidos os resultados disponíveis nas planilhas anuais do IGAM, referentes ao período de 2019 a 2025. Consideraram-se apenas as campanhas realizadas no 2º e nos 3º trimestres de cada ano, representativas do período seco. Em seguida, calculou-se a média aritmética simples dos valores selecionados, adotada como condição de qualidade da água na modelagem. Os resultados foram comparados aos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos hídricos de Classe 2, conforme apresentado na Tabela 12.

Tabela 12 - Parâmetros de qualidade da água adotados como condições iniciais do corpo receptor no QUAL2K.

Parâmetro	Unidade	SC17 média do período seco (2019–2025)	BV130 média do período seco (2019–2025)	Padrão CONAMA 357/2005 — Classe 2
Temperatura da água	°C	21,54	22,95	—
Oxigênio dissolvido (OD)	mg/L	5,71	5,39	≥ 5,0
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO _{5,20})	mg/L	10,16	7,99	≤ 5,0
Nitrogênio orgânico	mg/L	0,87	0,90	—
Nitrogênio amoniacal	mg/L	6,22	6,41	3,7 mg/L N, para pH ≤ 7,5
Nitrito	mg/L	0,36	0,29	1,0
Nitrato	mg/L	2,46	2,86	10,0
Fósforo total	mg/L	0,45	0,41	0,1 (lótico)
Coliformes totais	NMP/100 mL	24.196	24.196	—
pH	—	7,39	7,09	6,0 a 9,0

Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do IGAM (2025).

Os resultados indicaram concentrações médias de DBO superiores ao limite estabelecido para corpos hídricos de Classe 2 nas duas estações, enquanto os valores de OD permaneceram acima, porém próximos, do limite mínimo. Também foram observadas não conformidades para o nitrogênio amoniacal total e o fósforo total. Os coliformes totais foram apresentados como informação complementar, uma vez que a Resolução CONAMA nº 357/2005 não estabelece limite para esse parâmetro.

Em razão da indisponibilidade de dados de coliformes termotolerantes ou de *Escherichia coli* para as estações analisadas, os registros de coliformes totais foram utilizados como indicador microbiológico no modelo. Essa aproximação constitui uma simplificação e, portanto, os resultados microbiológicos foram interpretados apenas qualitativamente, sem avaliação de conformidade com o padrão legal aplicável aos coliformes termotolerantes.

Esse contexto reforça a relevância da avaliação de alternativas complementares de tratamento, como os *wetlands* construídos, analisadas no presente estudo por meio da modelagem da qualidade da água. Além disso, a UTE

Ribeirão da Mata é classificada com criticidade máxima na Agenda Azul do Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio das Velhas, o que evidencia as condições críticas relacionadas ao balanço hídrico e à qualidade das águas na escala da bacia (CBH Rio das Velhas, 2016).

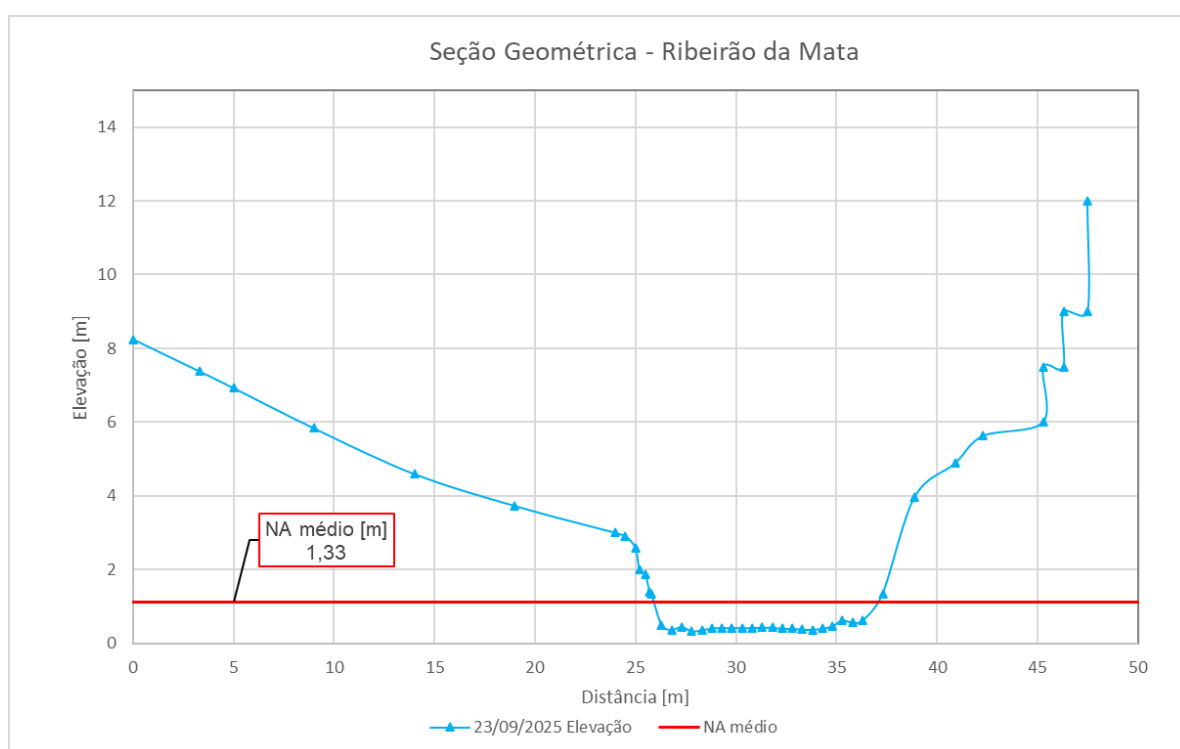
3.2.7. DADOS GEOMÉTRICOS DO CANAL

Os dados hidráulicos e geométricos do trecho modelado foram obtidos a partir de duas fontes complementares: a estação fluviométrica 41250000 (Ribeirão da Mata – Vespasiano), operada pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), e o perfil longitudinal do curso d'água extraído no Google Earth Pro.

Foram analisados os registros de cotas diárias da estação para o período de 1938 a 2025, resultando em uma cota média de 1,33 m, adotada como referência para a caracterização geométrica da seção transversal e para a determinação dos parâmetros hidráulicos utilizados na modelagem.

A seção transversal apresentada na Figura 18 elaborada a partir do levantamento mais recente disponibilizado pela ANA, realizado em 23 de setembro de 2025. Sobre essa seção foi inserida a linha correspondente à cota média calculada, o que permitiu representar a geometria do canal em condições médias de escoamento.

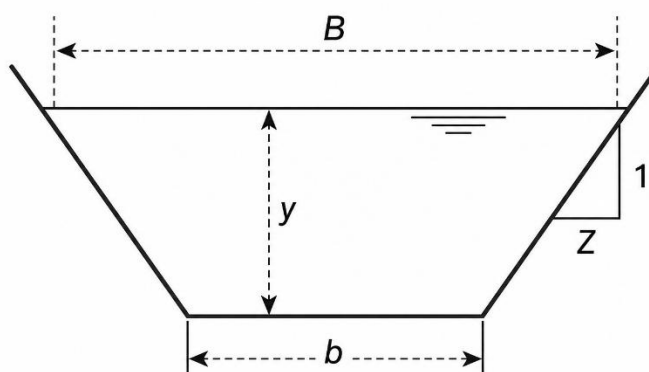
Figura 18 - Seção Geométrica do Ribeirão da Mata.



Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados da estação fluviométrica 41250000.

Os parâmetros geométricos da seção trapezoidal adotada são ilustrados na Figura 19.

Figura 19 - Parâmetros geométricos de uma seção trapezoidal



Fonte: von Sperling (1996).

A partir da seção transversal apresentada na Figura 18 e da cota média adotada para o escoamento, foram determinadas as inclinações dos taludes esquerdo e direito. A inclinação do talude, designado por “Z”, corresponde à relação entre a “projeção horizontal (H)” e a “projeção vertical (V)” do talude, conforme a equação (10):

$$Z = H/V \quad (10)$$

em que,

- Z representa o coeficiente de inclinação do talude, expresso na forma $H = Z:1$;
- H corresponde à distância horizontal medida entre dois pontos do talude;
- V representa a diferença de elevação entre esses mesmos pontos.

Para o talude esquerdo foi obtido coeficiente de inclinação igual a 0,58, enquanto para o talude direito o coeficiente calculado foi de 1,37. Os resultados obtidos para as inclinações dos taludes são apresentados na Tabela 13.

Tabela 13 - Inclinações dos taludes da seção transversal do ribeirão da Mata.

Ano	Talude Esquerdo			Talude direito		
	Distância Vertical	Distância Horizontal	Z1	Distância Vertical	Distância Horizontal	Z2
2025	0,85	0,5	0,58	0,73	1	1,37

Fontes: ANA — Estação 41250000 (2025); Valores calculados pela autora.

3.2.8. PARÂMETROS HIDRÁULICOS DO CANAL

A estação fluviométrica 41250000 (Ribeirão da Mata – Vespasiano) possui série histórica de medições iniciada em 1938. Para o presente estudo, foram utilizados os dados de vazão disponibilizados pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), abrangendo o período de 1983 a 2025. Foram utilizados dados consistidos até 2023 e, complementarmente, dados brutos para os anos mais recentes.

A partir da série histórica de vazões diárias foram calculadas a vazão mínima de sete dias consecutivos associada ao período de retorno de dez anos (Q7,10) e a vazão de permanência Q90. A Q7,10 foi adotada nas análises de qualidade da água por representar a condição de referência utilizada na gestão de recursos hídricos em Minas Gerais e uma situação crítica de diluição dos poluentes.

Para obtenção da Q7,10 foram calculadas as médias móveis de sete dias consecutivos ao longo da série histórica, selecionando-se posteriormente os menores valores anuais. A série de mínimos foi ajustada à distribuição de Gumbel para eventos mínimos, resultando em uma Q7,10 de 0,98 m³/s. A Q90 foi determinada por meio da curva de permanência das vazões diárias, obtendo-se o valor de 1,98 m³/s. Os parâmetros hidráulicos calculados são apresentados na Tabela 14.

Tabela 14 - Parâmetros hidráulicos do trecho modelado do Ribeirão da Mata.

Parâmetro	Vazão (m³/s)
Q7,10	0,98
Q90	1,98

Fontes: Elaborado pela autora a partir de dados da ANA — Estação 41250000 (2025).

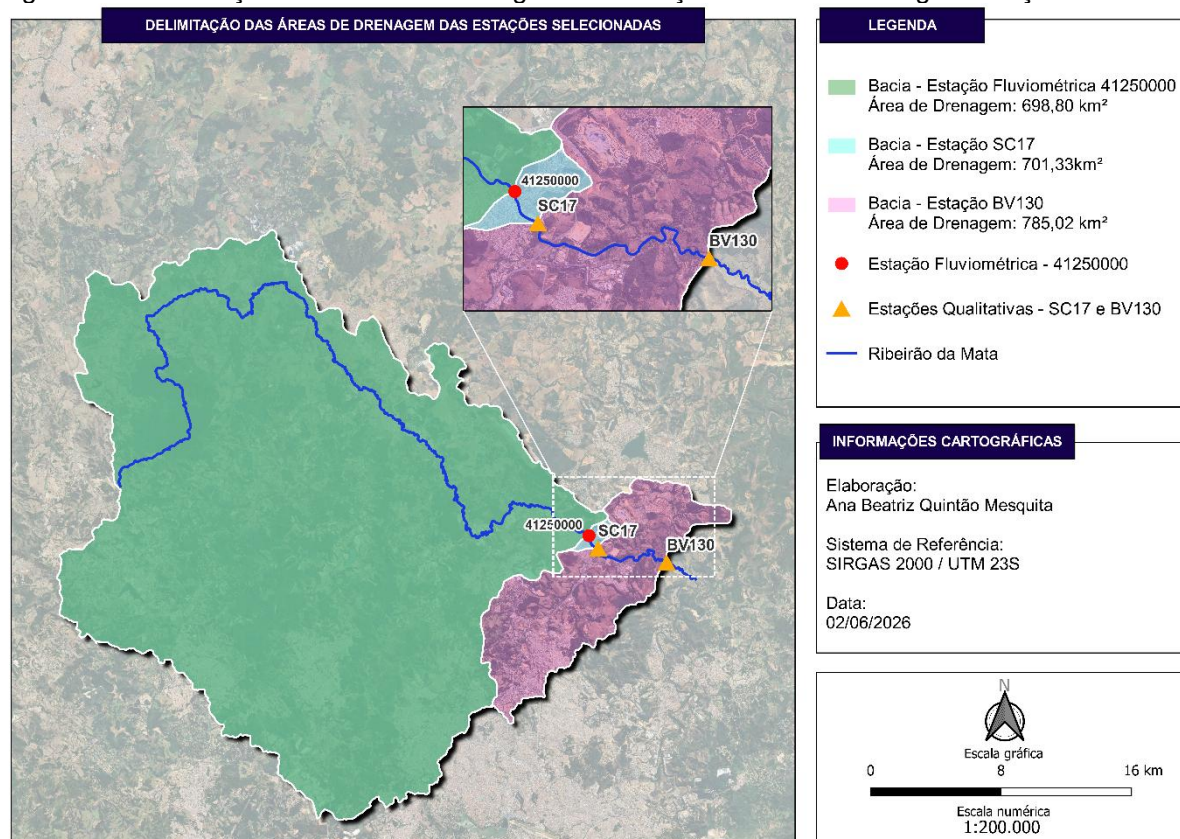
3.2.9. REGIONALIZAÇÃO DE VAZÕES

Os pontos de monitoramento de qualidade da água utilizados como condições de contorno da modelagem (SC17 e BV130) não coincidem com a localização da estação fluviométrica. Dessa forma, as vazões de referência foram regionalizadas pelo método da descarga específica.

As áreas de drenagem da estação fluviométrica de referência (41250000) e dos pontos de monitoramento de qualidade da água (SC17 e BV130) foram delimitadas a partir do Modelo Digital de Elevação ANADEM, com resolução espacial de 30 m.

Na Figura 20, apresentam-se a localização das estações consideradas no estudo e as respectivas áreas de contribuição delimitadas.

Figura 20 - Delimitação das áreas de drenagem das estações utilizadas na regionalização de vazões.



Fonte: Elaborado pela autora.

A descarga específica da bacia de referência foi calculada pela razão entre a vazão $Q_{7,10}$ da estação fluviométrica e sua respectiva área de drenagem (698,80 km^2), conforme a equação (8), o que resultou em uma descarga específica de 1,402 $\text{L/s}\cdot\text{km}^2$. Esse valor foi utilizado para estimar as vazões $Q_{7,10}$ nos pontos SC17 e BV130 a partir de suas respectivas áreas de drenagem. Os resultados da regionalização são apresentados na Tabela 15.

Tabela 15 – Resumo das áreas e $Q_{7,10}$ das sub-bacias adjacentes

Sub-Bacia	Área (km^2)	$Q_{7,10}$ (m^3/s)
SC17	701,33	0,983
BV130	785,02	1,101

Fonte: elaborado pela autora.

Esses valores de regionalizados foram os parâmetros adotados para a alimentação dos dados hidráulicos no modelo matemático.

3.2.10. ESTIMATIVA DA CARGA POLUIDORA

Para a avaliação do impacto da poluição e configuração do modelo de qualidade da água no Ribeirão da Mata, procedeu-se à quantificação das cargas poluidoras lançadas no corpo d'água. A quantificação dos poluentes foi estabelecida em termos de carga orgânica, expressa em quilogramas de Demanda Bioquímica de Oxigênio por dia (kg DBO/dia) (von Sperling, 1996).

A fim de representar a realidade da bacia hidrográfica, a carga orgânica total foi decomposta e calculada em três grupos distintos de fontes:

- Cargas pontuais das Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs): efluentes tratados lançados em corpos receptores;
- Cargas pontuais de lançamentos outorgados: efluentes sanitários e industriais autorizados a empresas;
- Cargas difusas: esgoto da população sem coleta e tratamento adequados.

3.2.11. CARGAS PONTUAIS DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO (ETES)

As cargas pontuais correspondem aos lançamentos concentrados de poluentes em um corpo hídrico. Esta subseção estima as cargas de DBO afluentes e lançadas pelas três estações do município (ETE Vespasiano, ETE Morro Alto e ETE Nova Pampulha). Calculou-se a contribuição *per capita* de DBO afluente a cada ETE, pela razão entre a carga afluente medida e a população atendida em 2013, conforme a equação (6) (item 0); já eficiência de remoção de DBO foi calculada a partir das cargas afluente e efluente do Atlas Esgotos (ANA, 2017b), conforme a equação (7) (item 0).

Os parâmetros operacionais resultantes são apresentados na Tabela 16. Por se referirem a 2013, esses dados não foram inseridos diretamente no QUAL2K; serviram de base para as estimativas de 2025 (contribuição *per capita* e eficiência de remoção), cujos resultados, apresentados na Tabela 17, constituem as cargas efetivamente utilizadas na modelagem.

Tabela 16 - Parâmetros operacionais das ETES em 2013

ETE	População atendida 2013 (hab)	Vazão (L/s)	Carga DBO afluente (kg/d)	Carga DBO lançada (kg/d)	Carga <i>Per capita</i> (g/hab·d)	Eficiência de remoção de DBO
ETE Vespasiano	38.356	47,4	1.178,7	106,5	30,7	91,0%

ETE	População atendida 2013 (hab)	Vazão (L/s)	Carga DBO afluente (kg/d)	Carga DBO lançada (kg/d)	Carga <i>Per capita</i> (g/hab·d)	Eficiência de remoção de DBO
ETE Morro Alto	24.264	30,0	853,3	46,6	35,2	94,5%
ETE Nova Pampulha	18.522	22,9	554,7	111,5	29,9	79,9%

Fonte: ANA, 2017b

Para representar a situação atual do sistema de esgotamento sanitário de Vespasiano, adotou-se a estimativa populacional d.e 138.583 habitantes para 2025, disponibilizada pelo IBGE. Segundo a ARSAE-MG (2025), o município apresenta Índice de Atendimento de Esgoto (IAE) de 92,95%, o que corresponde a aproximadamente 128.813 habitantes atendidos pelos serviços de coleta e tratamento de esgoto.

As vazões domésticas de esgoto foram estimadas com base nos conceitos apresentados no item 2.8. A quota *per capita* de água foi calculada pela equação (2); considerando a renda média mensal dos trabalhadores formais de 2,5 salários mínimos para o município de Vespasiano (IBGE, 2023), obteve-se uma quota *per capita* de 87,7 L/hab.dia. Para distribuir a população atendida entre as ETEs em 2025, admitiu-se que as proporções permaneceram iguais às observadas na Tabela 16. A vazão média doméstica de esgotos para cada ETE, para a população de 2025, foi calculada pela equação (3), adotando-se coeficiente de retorno igual a 0,8, conforme recomendado por von Sperling (1996). Os resultados obtidos para cada estação são apresentados na Tabela 17.

Para a estimativa da carga poluidora lançada em 2025, pressupôs-se a manutenção da distribuição espacial da população entre as três bacias de esgotamento. As cargas afluentes foram calculadas pelo produto entre a nova população de cada bacia e o respectivo coeficiente *per capita* aferido em 2013. Sobre esses valores aplicaram-se as eficiências reais de tratamento de cada ETE (Tabela 16) obtendo-se as cargas residuais que compõem as cargas pontuais no software de simulação, conforme a Tabela 17.

Tabela 17 - Cargas de DBO projetadas para 2025 (carga afluente e lançada).

ETE	Pop. 2025	Q _{med} (L/s)	C.Afluente 2025 (kg/d)	C.Lançada 2025 (kg/d)
ETE Vespasiano	60.890	49,445	1.871,2	169,1
ETE Morro Alto	38.519	31,278	1.354,6	74,0
ETE Nova Pampulha	29.404	23,876	880,6	177,0
TOTAL	128.813	104,60	4.106,4	420,1

Fonte: Elaborado pela autora.

A vazão de referência do córrego Sujo foi obtida a partir da base hidrográfica do IDE-Sisema, utilizando a camada de hidrografia com atributos hidrológicos regionalizados do IGAM. Essa base disponibiliza estimativas da vazão de referência Q_{7,10} para cada mês do ano em cada trecho da rede hidrográfica. A adoção do menor valor mensal decorre do fato de essa base fornecer estimativas mensais distintas, refletindo a sazonalidade hidrológica dos cursos d'água. Para a modelagem, adotou-se o menor valor mensal de Q_{7,10} disponibilizado para o córrego, correspondente ao mês de outubro (0,197 m³/s), por representar a menor capacidade de diluição do corpo hídrico, correspondente ao cenário hidrológico mais crítico.

Para fins da modelagem, o córrego Sujo foi considerado enquadrado na Classe 2, com a adoção dos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005. Como não foram identificados dados de monitoramento da qualidade da água desse curso d'água, atribuiu-se à sua vazão uma concentração de DBO de 5 mg/L, representada na equação (11) pelo termo C_4 .

. Esse valor corresponde ao limite estabelecido para corpos hídricos de Classe 2 e representa a condição de qualidade mais crítica admitida para essa classe. Por fim, para estimar a qualidade da água resultante da mistura entre os efluentes das ETEs Vespasiano, Morro Alto e Nova Pampulha e a vazão do córrego Sujo, aplicou-se o balanço de massa apresentado na equação (11).

$$C_{mist} = \frac{Q_1 C_1 + Q_2 C_2 + Q_3 C_3 + Q_4 C_4}{Q_1 + Q_2 + Q_3 + Q_4} \quad (11)$$

Onde:

- C_{mist} = concentração resultante após a mistura (mg/L)
- Q_i = vazão da ETE i (L/s ou m³/s)
- C_i = concentração do parâmetro na saída da ETE (mg/L)

Os termos 1 a 3 correspondem aos efluentes das três ETEs e o termo 4 à vazão de referência do córrego Sujo. A aplicação da equação (11) resultou em uma concentração equivalente de DBO de 19,48 mg/L, valor adotado no QUAL2K para representar a contribuição do córrego Sujo ao ribeirão da Mata.

Cabe destacar que a representação do córrego Sujo foi simplificada em razão da disponibilidade limitada de dados. Para a DBO, foram utilizadas informações de carga orgânica associadas às ETEs Vespasiano, Morro Alto e Nova Pampulha. Para nitrogênio e fósforo, na ausência de dados específicos, adotaram-se os padrões de qualidade estabelecidos para águas doces de Classe 2. Essa adoção fundamenta-se no art. 42 da Resolução CONAMA nº 357/2005, segundo o qual as águas doces sem enquadramento aprovado devem ser consideradas Classe 2, exceto quando apresentarem condições de qualidade superiores, caso em que se aplica a classe mais rigorosa correspondente.

3.2.12. CARGAS DIFUSAS DE ESGOTO DOMÉSTICO (POPULAÇÃO NÃO ATENDIDA)

As cargas difusas correspondem aos lançamentos de esgoto não captados pela rede coletora, originados da parcela da população sem atendimento. A população não atendida foi obtida pela diferença entre a estimativa do IBGE para 2025 (138.583 hab) e a população atendida pela rede de esgotamento sanitário (128.813 hab), resultando em 9.770 habitantes. A esse total aplicaram-se as proporções de cada tipo de destinação dos dejetos observadas no Censo de 2022 (IBGE, 2022), conforme a Tabela 18.

Tabela 18 - Distribuição projetada da população não atendida por esgotamento sanitário em 2025.

Tipo de destinação	2022	Proporção	2025
Fossa séptica ligada à rede	420	5,53%	540
Fossa séptica não ligada à rede	2.419	31,86%	3.113
Fossa rudimentar ou buraco	2.294	30,21%	2.952
Vala	274	3,61%	353
Rio, lago, córrego ou mar	1.597	21,03%	2.055
Outra forma	589	7,76%	758
Total não atendido	7.593	100%	9.770

Fonte: Elaborado pela autora a partir de IBGE (2022).

Para a estimativa da carga difusa, considerou-se apenas a parcela com destinação em "rio, lago, córrego ou mar" (2.055 habitantes em 2025), por representar o lançamento direto de esgoto bruto no corpo hídrico. As demais destinações foram desconsideradas, por não implicarem aporte direto ao córrego.

A concentração dos parâmetros no esgoto bruto dessa população foi estimada pela equação (4) (von Sperling, 1996), a partir das contribuições *per capita* típicas apresentadas na Tabela 4 e do consumo *per capita* de água calculado no item anterior (QPC = 87,72 L/hab·dia). Os resultados são apresentados na Tabela 19.

Tabela 19 - Contribuição *per capita* de poluentes em esgotos domésticos brutos adotada no estudo

Parâmetro	Contribuição <i>per capita</i> típica (g/hab·dia)	Concentração (mg/L)
DBO	50	570,00*
Nitrogênio total	8,0	91,20
Nitrogênio amoniacal	4,5	51,30
Fósforo total	2,5	28,50
Coliformes totais	10 ⁹	1,14 × 10 ¹⁰ **

Fonte: elaborado pela autora.

*Nota: a concentração de DBO apresentada na tabela corresponde ao valor estimado pela Equação 4. Contudo, para o modelo, adotou-se 200 mg/L, valor correspondente ao limite inferior da faixa típica de esgoto doméstico bruto (Tabela 4), a fim de evitar superestimativas;

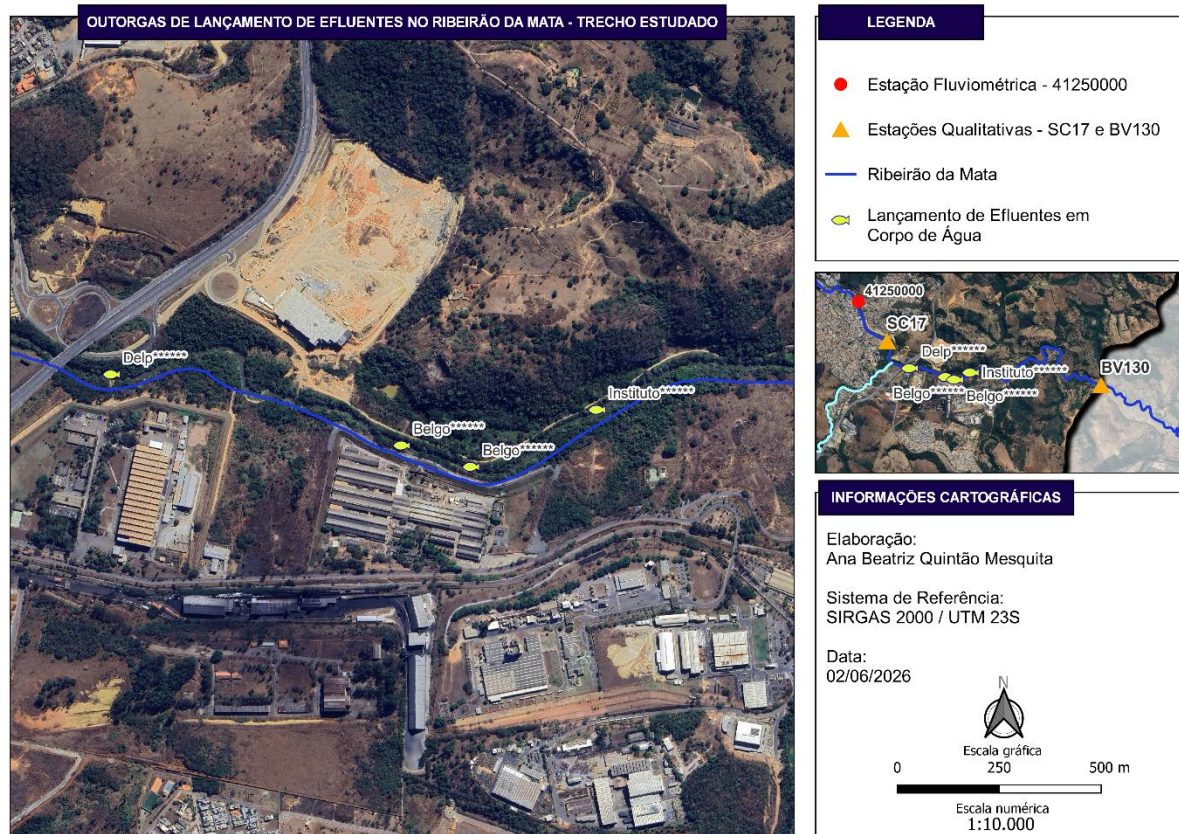
**Nota: unidade em org/m³

A vazão correspondente foi estimada pela equação (3), considerando a população de 2.055 habitantes, o QPC de 87,72 L/hab·dia e o coeficiente de retorno de 0,8 (von Sperling, 1996), resultando em 1,65 L/s. Essa vazão foi inserida no QUAL2K como carga distribuída e representa a contribuição dos lançamentos diretos de esgoto sem tratamento ao longo do trecho modelado. Para a DBO, adotou-se, após o ajuste simplificado do modelo, a concentração de 200 mg/L, correspondente ao limite inferior da faixa típica de esgoto doméstico bruto apresentada na Tabela 4.

3.2.13. LANÇAMENTOS OUTORGADOS

A partir do cadastro de outorgas do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), identificaram-se quatro outorgas de lançamento de efluentes no Ribeirão da Mata, no trecho localizado no município de Vespasiano, conforme ilustrado na Figura 21 e exposto na Tabela 20.

Figura 21 - Outorgas de lançamento de efluentes no trecho estudado.



Fonte: Elaborado pela autora.

Tabela 20 - Outorgas de Lançamento de esgoto sanitário no trecho estudado.

Processo	Empreendimento	Finalidade
08410/2010	Belgo	Esgotamento sanitário
28014/2017	Instituto Hermes Pardini	Esgotamento sanitário
08411/2010	Belgo	Esgotamento sanitário
01085/2016	Delp	Esgotamento sanitário

Fonte: elaborado pela autora a partir da camada de outorgas de uso de recursos hídricos disponibilizada pelo IDE-Sisema (2026).

As outorgas analisadas informam a vazão de lançamento, mas não as concentrações dos parâmetros de qualidade do efluente. Diante dessa limitação, foi necessário adotar uma concentração de referência para representar a contribuição dessas fontes no modelo.

A Resolução CONAMA nº 430/2011 estabelece, para lançamento direto de efluentes oriundos de sistemas de tratamento de esgotos sanitários, concentração máxima de $\text{DBO}_{5,20}$ de 120 mg/L, sendo esse limite passível de ultrapassagem apenas em situações específicas, como quando houver eficiência mínima de remoção

de 60% ou estudo de autodepuração que comprove o atendimento às metas de enquadramento do corpo receptor (BRASIL, 2011).

Neste estudo, entretanto, optou-se por adotar concentração de DBO igual a 80 mg/L para os lançamentos outorgados. Esse valor é inferior ao limite máximo legal e foi utilizado como hipótese de modelagem para evitar a superestimativa da carga orgânica lançada, considerando que as outorgas analisadas se referem a lançamentos regularizados e, portanto, presumidamente submetidos a algum nível de controle ou tratamento. Assim, o valor adotado representa uma condição intermediária entre o limite legal máximo e a expectativa de lançamento de efluentes tratados com concentrações inferiores ao valor máximo permitido.

A carga de DBO de cada outorga foi obtida pela equação (5), pelo produto entre a vazão e a concentração adotada (80 mg/L), que resultou nas cargas apresentadas na Tabela 21.

Tabela 21 - Carga de DBO dos lançamentos outorgados no Trecho estudado.

Empreendimento/Portaria	Vazão (L/s)	Concentração (mg/L)	Carga DBO (kg/d)	Localização (km)
Delp – Portaria 0307993/2020	2,30	80	23,85	0,957
Belgo – Portaria 0306476/2021	0,62	80	6,43	1,840
Belgo – Portaria 0306473/2021	10,00	80	103,68	1,850
Instituto Hermes Pardini – Portaria 1301093/2024	5,00	80	51,84	2,526

Fonte: Elaborado pela autora.

Cada lançamento foi inserido no QUAL2K como fonte pontual, posicionada conforme a respectiva localização no trecho modelado (km), e representa a contribuição dos efluentes outorgados ao ribeirão da Mata.

3.2.14. DEFINIÇÃO DOS CENÁRIOS DE SIMULAÇÃO

Foram definidos dois cenários de simulação no modelo QUAL2K com o objetivo de avaliar o efeito da implantação de *wetlands* construídos sobre a qualidade da água do Ribeirão da Mata. O Cenário 1 representa a situação atual do sistema de esgotamento sanitário, considerando as cargas pontuais provenientes das ETEs e dos lançamentos outorgados, bem como as cargas difusas associadas à população que realiza lançamentos diretos de esgoto em rios, lagos e córregos. O Cenário 2 considera a implantação de *wetlands* construídos para o tratamento desses lançamentos clandestinos, substituindo as cargas atualmente lançadas sem tratamento por cargas residuais calculadas a partir das eficiências de remoção

adotadas para o sistema proposto. Os cenários avaliados são apresentados na Quadro 3.

Quadro 3 - Cenários de simulação adotados.

Cenário	Descrição
Cenário 1 – Situação Atual	Condições atuais de lançamento de cargas poluidoras, incluindo ETEs, lançamentos outorgados e esgotos lançados diretamente em rios, lagos e córregos.
Cenário 2 – Situação com Wetland	Substituição dos lançamentos clandestinos de esgoto por efluentes tratados em <i>wetlands</i> construídos, mantendo inalteradas as demais contribuições consideradas no Cenário 1.

Fonte: Elaborado pela autora.

3.2.15. CALIBRAÇÃO DO MODELO

A modelagem da qualidade da água do trecho do Ribeirão da Mata compreendido entre as estações SC17, a montante, e BV130, a jusante, foi realizada no modelo QUAL2K (versão 2.12)., utilizando-se a estação SC17 como condição de contorno de entrada e a estação BV130 como ponto de verificação dos resultados simulados. Em razão da inexistência de estações intermediárias de monitoramento da qualidade da água ao longo do trecho modelado, não foi possível realizar uma calibração espacial detalhada. Dessa forma, adotou-se uma etapa de ajuste simplificado do modelo, com o objetivo de aproximar os resultados simulados no Cenário 1 dos valores médios observados em BV130.

O ajuste foi realizado considerando as limitações dos dados disponíveis. Grande parte das informações utilizadas na modelagem foi obtida a partir de bases secundárias, documentos institucionais e estimativas de carga, sem a realização de campanha de campo específica para identificação de todas as fontes de lançamento existentes no trecho. Assim, os parâmetros foram ajustados apenas dentro de faixas tecnicamente aceitáveis, evitando-se alterações sem justificativa física ou ambiental.

Inicialmente, avaliou-se o comportamento da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). Durante os testes preliminares, as concentrações simuladas de DBO ao final do trecho permaneceram superiores ao valor observado na estação BV130. Parte dessa diferença pode estar associada à simplificação adotada na distribuição espacial das cargas difusas. Para fins de modelagem, toda a população estimada com lançamento direto de esgoto em cursos d'água foi associada ao trecho analisado e representada como carga distribuída ao longo de sua extensão. Entretanto, esses lançamentos podem ocorrer em diferentes pontos da bacia, inclusive em tributários e

trechos não abrangidos pela modelagem, o que possibilitaria a diluição e a degradação parcial da matéria orgânica antes de sua chegada ao ribeirão da Mata. Dessa forma, a hipótese adotada pode ter concentrado no trecho modelado uma carga orgânica superior àquela efetivamente lançada nessa extensão do curso d'água.

Considerando essa incerteza, o coeficiente de decomposição da DBO no rio (K_d) foi ajustado somente dentro de uma faixa tecnicamente aceitável. O valor de $K_d=1,0d^{-1}$ proporcionou a maior aproximação entre a DBO simulada ao final do trecho e o valor observado na estação BV130. Esse valor corresponde ao limite superior da faixa indicada por von Sperling (2007) para cursos d'água rasos sujeitos ao recebimento de esgoto bruto concentrado, condição compatível com o contexto do trecho analisado.

A adoção desse valor foi definida após testes de sensibilidade com diferentes coeficientes de decomposição. Ressalta-se, contudo, que o ajuste não elimina as incertezas associadas à localização e à magnitude efetiva dos lançamentos não cadastrados. Assim, os resultados devem ser interpretados como uma representação potencialmente conservadora das cargas difusas no trecho modelado.

Além do ajuste do coeficiente K_d , foram revisadas as concentrações de DBO atribuídas às cargas difusas. Para os lançamentos diretos de esgoto sem tratamento, adotou-se a concentração de 200 mg/L, correspondente ao limite inferior da faixa típica de esgoto doméstico bruto apresentada na Tabela 4. Essa escolha buscou reduzir o risco de superestimativa, considerando as incertezas relacionadas à localização, à magnitude e ao efetivo aporte dessas cargas ao trecho modelado.

Para os lançamentos outorgados, inicialmente havia sido considerada a concentração de 120 mg/L de DBO, correspondente ao limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA nº 430/2011 para lançamento direto de efluentes oriundos de sistemas de tratamento de esgotos sanitários. Entretanto, durante o ajuste do modelo, adotou-se a concentração de 80 mg/L para essas fontes, por se tratar de um valor inferior ao limite legal máximo e mais compatível com a hipótese de que os empreendimentos tendem a lançar efluentes tratados com concentrações inferiores ao valor máximo permitido. Essa alteração contribuiu para reduzir a superestimativa da carga orgânica lançada no trecho.

Em relação aos coliformes, o ajuste foi realizado por meio do coeficiente de decaimento bacteriano (K_b). Como valores mais elevados desse coeficiente representam maior mortalidade bacteriana e redução mais rápida das concentrações

ao longo do rio, adotou-se $K_b = 0,5 \text{ d}^{-1}$, correspondente ao limite inferior da faixa típica indicada por von Sperling (2007), de 0,5 a $1,5 \text{ d}^{-1}$. Esse valor representa uma condição de decaimento mais lento ao longo do trecho modelado.

A calibração desse parâmetro apresentou elevada incerteza, principalmente pela ausência de informações sobre as cargas microbiológicas provenientes do córrego Sujo. Não foram obtidos dados de concentração de coliformes no córrego nem nos efluentes das ETEs Vespasiano, Morro Alto e Nova Pampulha e, por essa razão, essas contribuições não foram incluídas na modelagem. Entretanto, como a remoção de microrganismos em sistemas de tratamento não é integral e depende da tecnologia adotada e da eventual existência de uma etapa de desinfecção, é possível que coliformes residuais sejam transportados pelo córrego Sujo e ingressem no ribeirão da Mata na confluência.

A ausência dessa contribuição pode ter provocado subestimativa da carga microbiológica a jusante e influenciado a adoção de um valor mais baixo de K_b para aproximar os resultados simulados dos valores observados em BV130. Além disso, a repetição de valores nas campanhas e a igualdade entre os registros de montante e jusante limitam a representatividade dos dados disponíveis. Assim, os resultados microbiológicos devem ser interpretados qualitativamente, e o valor ajustado de K_b não deve ser entendido como uma estimativa conclusiva da taxa real de decaimento bacteriano no trecho.

A Tabela 22 apresenta a comparação entre os valores médios observados em BV130 e os resultados simulados pelo QUAL2K após o ajuste do Cenário 1.

Tabela 22 - Comparação entre valores observados em BV130 e valores simulados pelo QUAL2K após ajuste do Cenário 1.

Parâmetro	BV130	QUAL2K
Coliformes totais	24.196,00	13.387,03
Demanda Bioquímica de Oxigênio	7,99	9,92
Fósforo total	0,41	0,47
Nitrato	2,86	2,53
Nitrogênio amoniacal total	6,41	6,03
Nitrogênio orgânico	0,90	0,87
Oxigênio dissolvido	5,39	4,52

Fonte: Elaborado pela autora.

Observa-se que, após os ajustes realizados, os resultados simulados apresentaram aproximação satisfatória em relação aos valores observados em BV130 para a maior parte dos parâmetros avaliados. Para o oxigênio dissolvido, o modelo resultou em valor inferior ao observado, representando uma condição mais

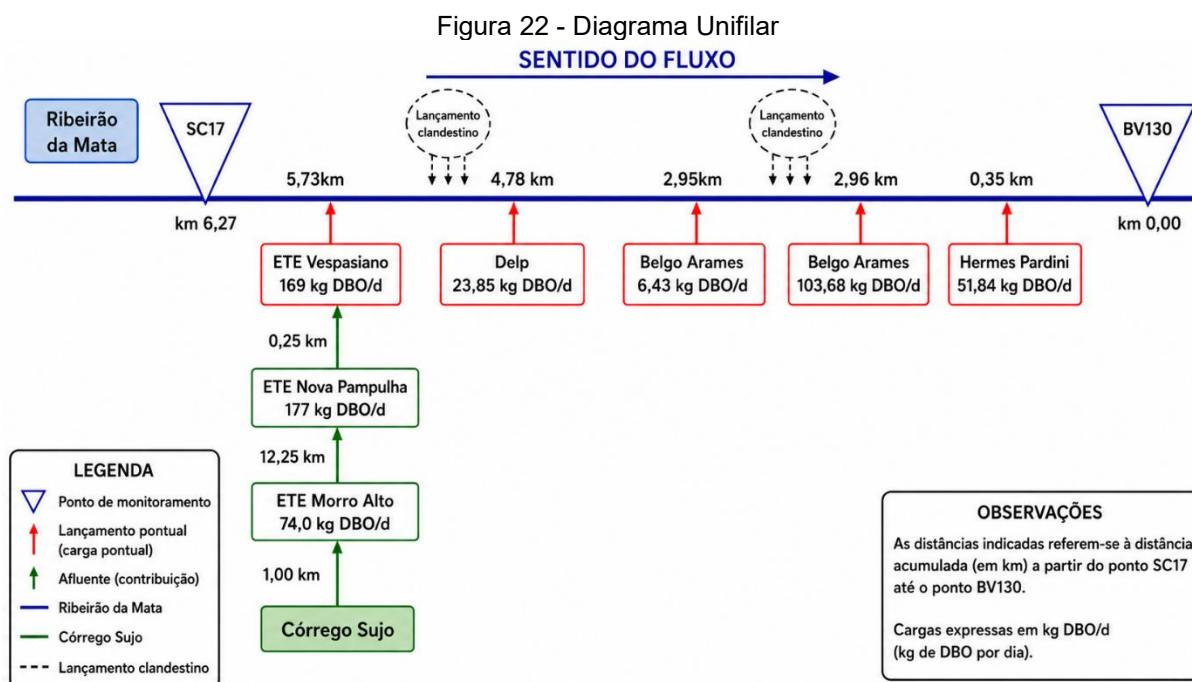
conservadora de qualidade da água. Para os coliformes, a diferença permaneceu mais elevada, o que está associado às incertezas dos dados de monitoramento e à possível existência de contribuições microbiológicas não identificadas ao longo do trecho.

3.2.16. DIAGRAMA UNIFILAR

O diagrama unifilar foi elaborado com o objetivo de representar, de forma esquemática, o trecho modelado do Ribeirão da Mata entre as estações de monitoramento SC17 e BV130, indicando o sentido do escoamento, as distâncias acumuladas ao longo do curso d'água e os principais lançamentos considerados na modelagem.

Na representação, foram incluídas as contribuições pontuais associadas à ETE Vespasiano e aos lançamentos outorgados identificados no trecho, bem como a contribuição proveniente do córrego Sujo, que recebe os efluentes das ETES Morro Alto e Nova Pampulha antes de desaguar no Ribeirão da Mata. Também foi indicada a ocorrência de lançamento clandestino, cuja localização exata não foi determinada, e foi representada de forma esquemática no intervalo entre as estações SC17 e BV130.

As cargas indicadas no diagrama correspondem às cargas de DBO adotadas como entrada no modelo de qualidade da água. As distâncias foram organizadas de forma acumulada, considerando o ponto BV130 como km 0,00 e a estação SC17 como km 6,27, de modo a compatibilizar a representação espacial com a estrutura de segmentação utilizada no QUAL2K. O diagrama unifilar elaborado para a modelagem encontra-se na Figura 22.



Fonte: Elaborado pela autora.

As distâncias foram expressas em km acumulado decrescente no sentido montante–jusante, do ponto SC17 ao ponto BV130, em conformidade com a convenção espacial adotada no modelo.

3.2.17. REPRESENTAÇÃO DOS *WETLANDS* CONSTRUÍDOS NO CENÁRIO PROPOSTO

Com base nos critérios discutidos no item 2.12.3, adotou-se, no Cenário 2, o *wetland* construído de fluxo vertical do tipo francês para o tratamento dos lançamentos diretos de esgoto doméstico sem tratamento. A escolha dessa tipologia deve-se principalmente à possibilidade de recebimento de esgoto bruto sem tratamento primário convencional, condição compatível com as fontes consideradas na intervenção proposta.

Ressalta-se que, neste trabalho, a *wetland* construída foi considerada como alternativa conceitual de tratamento para fins de simulação de cenários, sem a realização do dimensionamento executivo das unidades. Assim, não foram definidos aspectos como área necessária, número de leitos, taxa hidráulica de aplicação, tempo de operação, regime de alimentação e repouso ou arranjo construtivo detalhado. A intervenção foi representada no QUAL2K por meio da redução das cargas poluidoras associadas aos lançamentos diretos de esgoto, com base nas eficiências típicas de remoção atribuídas aos *wetlands* verticais franceses.

Para a construção do cenário proposto, as cargas associadas aos lançamentos diretos foram reduzidas a partir das eficiências típicas de remoção atribuídas aos *wetlands* verticais franceses, conforme apresentado na Tabela 6. Foram consideradas as reduções de matéria orgânica, nitrogênio amoniacal, fósforo total e demais parâmetros simulados no modelo, de acordo com as eficiências adotadas para essa tipologia de tratamento.

Para tornar explícitas as premissas adotadas na construção do Cenário 2, a Tabela 23 apresenta as eficiências de remoção consideradas para o *wetland* construído de fluxo vertical do tipo francês, conforme apresentado no item 2.12.3, as quais foram utilizadas para estimar as cargas residuais inseridas no modelo QUAL2K.

Tabela 23 - Eficiências de remoção adotadas para representação do *wetland* no Cenário 2.

Parâmetro	Eficiência adotada no Cenário 2
DBO	90%
Nitrogênio amoniacal	90%
Fósforo total	20%
Coliformes	2 log

Fonte: Elaborado pela autora.

As cargas residuais resultantes foram inseridas no QUAL2K em substituição às cargas lançadas sem tratamento no Cenário 1, de modo a avaliar a influência da implantação dos *wetlands* construídos sobre os perfis longitudinais de qualidade da água do Ribeirão da Mata.

3.2.18. DADOS DE ENTRADA ADOTADOS

A aplicação do modelo QUAL2K requer a inserção de informações hidráulicas, hidrológicas e de qualidade da água para representar as condições do corpo hídrico e das fontes de poluição (Chapra; Pelletier; Tao, 2012).

Neste estudo, os principais dados de entrada utilizados foram:

- Vazão de referência Q7,10 na estação SC17 (0,983 m³/s);
- Dados de qualidade da água das estações SC17 e BV130;
- Características hidráulicas do canal (comprimento, declividade, geometria da seção e coeficiente de *Manning* igual a 0,045);
- Cargas provenientes das ETEs Vespasiano, Morro Alto e Nova Pampulha;
- Lançamentos outorgados;
- Contribuições associadas aos lançamentos diretos de esgoto.

O coeficiente de rugosidade de *Manning* (n) é um dos parâmetros de entrada exigidos pelo QUAL2K, que o utiliza internamente para calcular as características hidráulicas do escoamento, como velocidade e profundidade, por meio da equação de Manning; portanto, esse coeficiente não é calculado neste trabalho, e sim informado ao modelo. Adotou-se $n = 0,045$, valor extraído da tabela de coeficientes de rugosidade apresentada por Porto (1998). Esse valor corresponde à categoria de arroios e rios com meandros, bancos e poços pouco profundos, de águas baixas e declividade fraca, em boas condições de conservação, características compatíveis com o trecho modelado do ribeirão da Mata, que possui traçado natural e sinuoso, baixa declividade (1,27 m/km) e foi avaliado sob a vazão de referência Q7,10, representativa de uma condição de águas baixas.

Para representar os lançamentos diretos/clandestinos representados como cargas distribuídas, foram definidos dois pontos de lançamento ao longo do trecho modelado: o primeiro localizado a 0,866 km a jusante da estação SC17 e o segundo a 2,816 km após o primeiro ponto. A localização dos pontos adotados para representar as cargas difusas é mostrada na Figura 23.

Figura 23 - Localização dos pontos adotados para representação das cargas difusas no modelo QUAL2K.



Fonte: Elaborado pela autora.

As condições de qualidade da água a montante e a jusante foram definidas com base nas médias das campanhas do período seco nas estações SC17 e BV130, conforme o procedimento descrito no item 3.2.6. Embora tenham sido inseridos diversos parâmetros exigidos pelo QUAL2K, as análises deste trabalho concentraram-

se em demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio amoniacal, fósforo total e coliformes.

A vazão incremental ao longo do trecho foi estimada a partir do aumento da área de drenagem entre os pontos de monitoramento, o que permite representar as contribuições naturais ao escoamento. As cargas afluentes foram inseridas nos respectivos *reaches* de interseção com a rede de drenagem e tributários, conforme o diagrama unifilar elaborado para o estudo.

Os coeficientes cinéticos associados aos processos de degradação da matéria orgânica e decaimento bacteriano foram ajustados na etapa de calibração simplificada descrita no item 3.2.15, enquanto os demais parâmetros do modelo foram mantidos conforme os valores padrão do QUAL2K ou definidos a partir dos dados disponíveis na literatura e nas bases consultadas. Todos os dados foram organizados na interface do QUAL2K em planilhas do Microsoft Excel, ambiente utilizado para execução das simulações e processamento dos resultados.

3.2.19. SIMPLIFICAÇÕES E LIMITAÇÕES DA MODELAGEM

Apesar de sua ampla utilização em estudos de qualidade da água, o modelo QUAL2K apresenta algumas limitações inerentes à sua estrutura conceitual e às simplificações necessárias para a representação matemática dos processos que ocorrem nos corpos hídricos (von Sperling, 2007).

Uma das principais limitações refere-se à representação hidráulica em regime permanente, na qual as vazões são consideradas constantes durante o período simulado. Dessa forma, o modelo não representa adequadamente eventos transitórios, como cheias, tempestades, estiagens de curta duração ou variações horárias de vazão e de lançamento de efluentes (Chapra; Pelletier; Tao, 2012). No presente estudo, a utilização da vazão crítica de referência confere caráter conservador às simulações, uma vez que, durante grande parte do ano hidrológico, o Ribeirão da Mata apresenta vazões superiores e, consequentemente, maior capacidade de diluição dos poluentes.

Outra limitação importante decorre da abordagem unidimensional adotada pelo modelo. O QUAL2K assume mistura completa e instantânea nas direções transversal e vertical do corpo hídrico, com variações apenas ao longo do eixo longitudinal do rio (Chapra; Pelletier; Tao, 2012). Como consequência, não são representados fenômenos associados à heterogeneidade espacial do escoamento, tais como zonas

de recirculação, áreas de baixa velocidade, meandros, curvas acentuadas e outros efeitos hidrodinâmicos locais.

Além disso, a representação geométrica do canal constitui uma simplificação da realidade. Para viabilizar os cálculos hidráulicos por meio da equação de Manning, o leito do rio é descrito a partir de seções transversais simplificadas, que não contemplam integralmente as irregularidades naturais da batimetria, da rugosidade e da morfologia do canal.

Os resultados também dependem da disponibilidade e da qualidade dos dados de entrada, especialmente das informações de vazão, concentrações de poluentes e coeficientes cinéticos. Assim, incertezas associadas aos dados de monitoramento, às estimativas das cargas lançadas e aos coeficientes cinéticos adotados podem influenciar os resultados obtidos. Entre as limitações do estudo, destaca-se a obtenção das vazões nos pontos SC17 e BV130 por regionalização, mediante a transferência da descarga específica da estação fluviométrica de referência. Esse procedimento pressupõe comportamento hidrológico semelhante entre as áreas consideradas e introduz incertezas em relação às vazões efetivamente observadas nos pontos de interesse.

Dessa forma, os resultados da modelagem devem ser interpretados como uma representação simplificada das condições reais do sistema hídrico, constituindo uma ferramenta de apoio à avaliação de cenários e à tomada de decisão, e não uma reprodução exata de todos os processos físicos, químicos e biológicos presentes no ambiente natural.

4. MODELAGEM

Este capítulo apresenta os procedimentos adotados para a modelagem da qualidade da água no trecho estudado do Ribeirão da Mata, por meio do modelo QUAL2K. São descritas a representação esquemática do sistema por meio do diagrama unifilar, a definição dos cenários simulados, a organização dos dados de entrada, os parâmetros adotados e as principais simplificações consideradas. A modelagem teve como finalidade integrar as informações hidráulicas, hidrológicas e de cargas poluidoras levantadas ao longo do estudo, de modo a comparar a situação atual do corpo hídrico com o cenário proposto de implantação de *wetlands* construídos.

4.1. Resultados da modelagem

A comparação entre o Cenário 1 e o Cenário 2 é apresentada a seguir por meio dos perfis longitudinais dos parâmetros de qualidade da água ao longo do Ribeirão da Mata, lidos no sentido do escoamento, de SC17 a BV130. De modo geral, as diferenças entre os cenários foram pouco expressivas, pois o *wetland* proposto atua apenas sobre os lançamentos diretos de esgoto sem tratamento, cuja contribuição representa uma parcela limitada em relação à vazão total do Ribeirão da Mata e às demais fontes consideradas no trecho. Além disso, os dados de entrada indicam que o corpo hídrico já apresenta condição de qualidade comprometida na estação SC17, antes mesmo de receber as contribuições inseridas ao longo do trecho urbano de Vespasiano.

No Cenário 2, o *wetland* construído de fluxo vertical do tipo francês foi considerado como alternativa de tratamento para os lançamentos diretos de esgoto sem tratamento em rios e córregos, representados no modelo como cargas distribuídas. As demais contribuições, incluindo os lançamentos outorgados e as condições de entrada dos afluentes, foram mantidas conforme as premissas adotadas no Cenário 1. Dessa forma, a pequena diferença observada entre os cenários não indica ausência de eficiência da tecnologia proposta, mas sim que sua atuação ficou restrita a uma parcela específica das cargas lançadas, diante de um corpo hídrico que já ingressa no trecho modelado com qualidade comprometida.

A interpretação dos resultados também deve considerar as simplificações adotadas na representação das fontes de carga. Para o Córrego Sujo, em razão da ausência de dados específicos de monitoramento de qualidade da água, foi adotada condição compatível com corpo hídrico Classe 2, conforme premissa metodológica definida para a modelagem. Assim, sua contribuição foi incorporada de forma simplificada, sem representar detalhadamente os processos e cargas ao longo de todo o afluente. Por esse motivo, os resultados devem ser compreendidos como uma análise comparativa entre cenários, voltada à estimativa da resposta do Ribeirão da Mata à redução das cargas diretas sem tratamento.

Os resultados das simulações são apresentados a seguir de forma separada para cada parâmetro de qualidade da água avaliado. Essa organização permite comparar o comportamento longitudinal do Cenário 1 e do Cenário 2, avaliar a influência do *wetland* nos trechos afetados pelos lançamentos diretos e verificar a

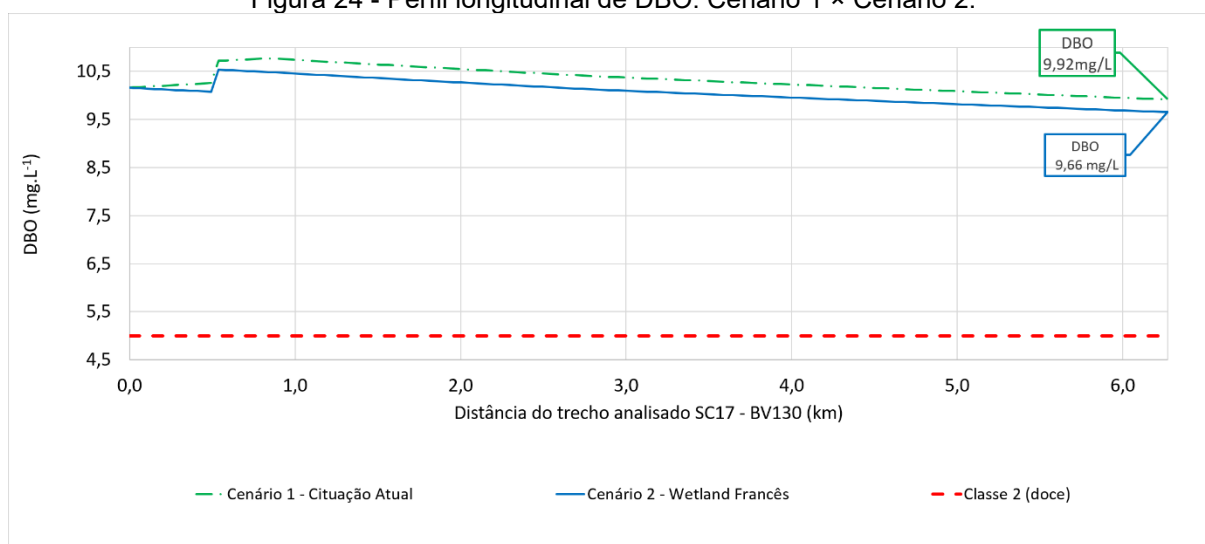
relação dos valores simulados com os limites estabelecidos para corpos hídricos de Classe 2.

- **DBO.**

No Cenário 1, a DBO parte de 10,16 mg/L na cabeceira do trecho, sobe ligeiramente até um pico de ~10,77 mg/L por volta de 0,8 km (reflexo do aporte de carga orgânica ainda não totalmente assimilada) e depois entra em declínio constante, fechando o trecho em 9,92 mg/L, uma redução pequena, porém compatível com a autodepuração natural do curso d'água ao longo de pouco mais de 6 km.

No Cenário 2, a curva tem o mesmo formato, mas sistematicamente mais baixa em toda a extensão modelada: termina em 9,66 mg/L, ou seja, cerca de 2,7% menor que no Cenário 1 no ponto final. Isso indica que o pós-tratamento pelo *wetland* promove uma redução adicional da carga orgânica residual lançada ao corpo receptor, sem alterar substancialmente a dinâmica de degradação ao longo do trecho, o perfil longitudinal mantém o mesmo padrão de comportamento observado no Cenário 1. Porém com valores absolutos sistematicamente inferiores. Vale notar que, em ambos os cenários, a DBO permanece acima do limite da Classe 2 (5 mg/L) durante todo o trecho, conforme ilustrado na Figura 24.

Figura 24 - Perfil longitudinal de DBO: Cenário 1 × Cenário 2.



Fonte: Elaborado pela autora.

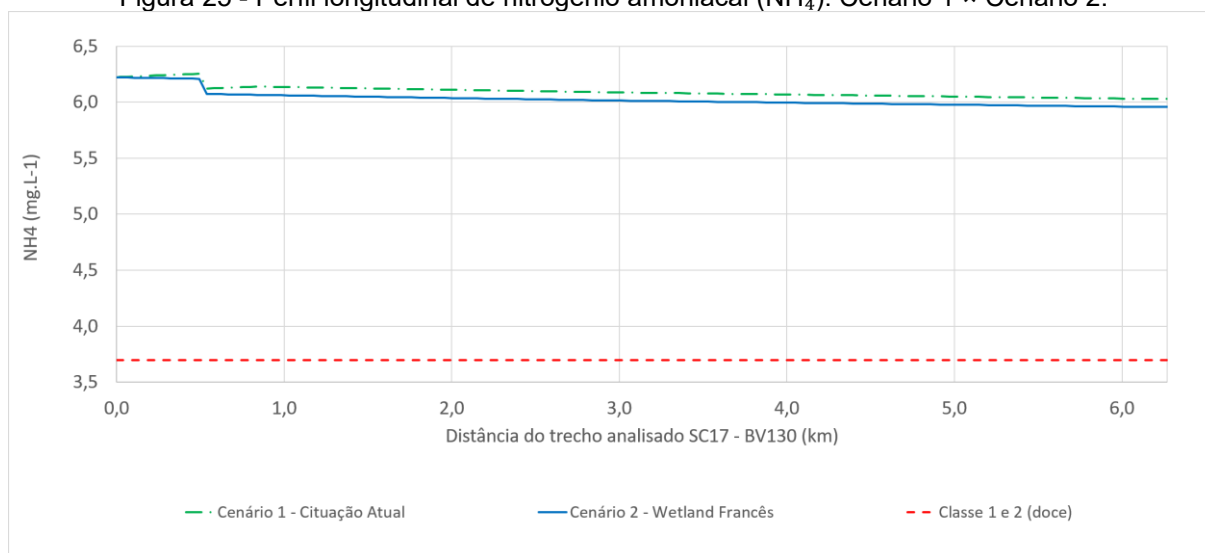
- **Nitrogênio amoniacal (NH₄).**

Conforme indicado na Figura 25, o comportamento do nitrogênio amoniacal é semelhante ao da DBO: no Cenário 1 a concentração começa em 6,22 mg/L, sobe levemente até ~6,25 mg/L perto de 0,5 km e depois decresce de forma gradual até 6,03 mg/L no km 6,27.

No Cenário 2, a redução adicional trazida pelo *wetland* é mais modesta que a observada para DBO e coliformes: o valor final fica em 5,96 mg/L, uma diferença de apenas ~1,2% em relação ao Cenário 1.

Esse resultado está relacionado ao fato de que o *wetland* foi aplicado apenas sobre os lançamentos diretos de esgoto sem tratamento, que correspondem à carga de uma parcela reduzida da população — apenas os habitantes que lançam esgoto diretamente nos corpos hídricos — frente às demais contribuições consideradas no modelo, além de o corpo hídrico já apresentar concentrações elevadas de nitrogênio amoniacal desde a estação SC17. Em ambos os cenários, as concentrações simuladas permaneceram acima do limite aplicável para corpos hídricos de Classe 2, o que evidencia a condição de desconformidade do ribeirão da Mata em relação a esse parâmetro.

Figura 25 - Perfil longitudinal de nitrogênio amoniacal (NH_4): Cenário 1 × Cenário 2.



Fonte: Elaborado pela autora.

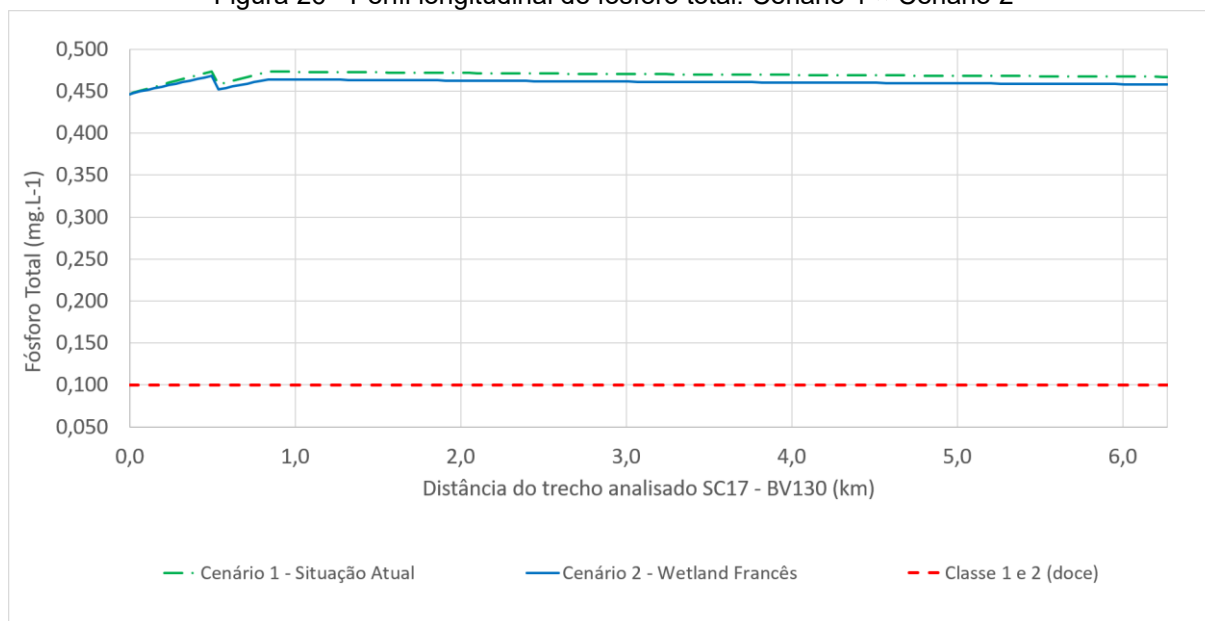
• Fósforo.

Conforme indicado na Figura 26, o fósforo total parte de 0,446 mg/L no início do trecho, sobe até um pico de ~0,47 mg/L (Cenário 1) e ~0,468 mg/L (Cenário 2) próximo de 0,5 km e depois cai lentamente, terminando em 0,467 mg/L no Cenário 1 e 0,458 mg/L no Cenário 2 ao final do trecho, uma redução de ~1,9%.

Esse é o ganho mais discreto entre os parâmetros avaliados, o que também é esperado: a remoção de fósforo em *wetlands* depende principalmente de adsorção no substrato e absorção pelas macrófitas, mecanismos que saturam com o tempo e tendem a ser menos eficientes que a remoção de matéria orgânica ou patógenos em

sistemas de fluxo subsuperficial. É importante destacar que, em ambos os cenários, o fósforo total permanece muito acima dos padrões legais em todo o trecho.

Figura 26 - Perfil longitudinal de fósforo total: Cenário 1 × Cenário 2



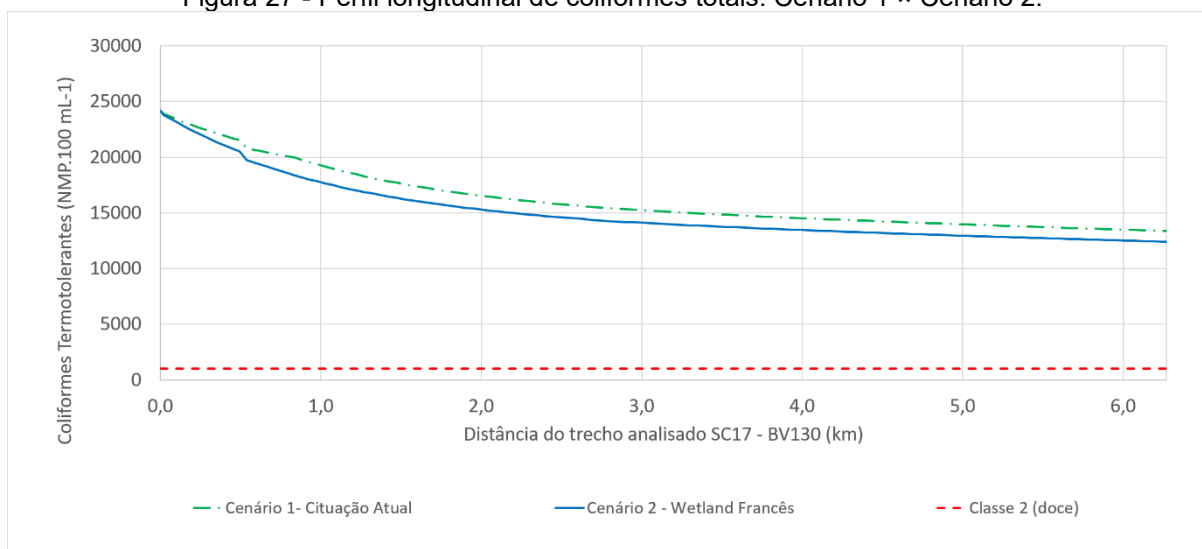
Fonte: Elaborado pela autora.

• Indicadores microbiológicos

Esse é o parâmetro com a maior diferença proporcional entre os cenários. No Cenário 1, a concentração despenca de 24.196 NMP/100ml na cabeceira para 13.387 NMP/100ml no km 6,27, determinada principalmente pelo decaimento bacteriano natural ao longo do percurso.

No Cenário 2, o valor final cai para 12.408 NMP/100ml, uma redução de ~7,3% em relação ao Cenário 1, o maior ganho percentual entre todos os parâmetros analisados. Isso confirma o que a literatura sobre *wetlands* construídos normalmente reporta: a remoção de patógenos costuma ser o processo mais eficiente nesses sistemas, via filtração física pelo substrato, exposição à radiação UV (em sistemas de superfície) e predação por outros microrganismos no biofilme. Ainda assim, mesmo no Cenário 2, a concentração de coliformes permanece muitas vezes acima do limite de Classe 1 (200 NMP/100ml) e de Classe 2 (1.000 NMP/100ml) em todo o trecho modelado, conforme ilustrado na Figura 27

Figura 27 - Perfil longitudinal de coliformes totais: Cenário 1 × Cenário 2.



Fonte: Elaborado pela autora.

De forma geral, a implantação do *wetland* francês promoveu melhorias nos parâmetros avaliados, porém de pequena magnitude, com variação de aproximadamente 1% a 7%. Os efeitos foram mais perceptíveis para coliformes e DBO, enquanto para nitrogênio amoniacal e fósforo total as alterações foram menos expressivas. Esse resultado está relacionado ao fato de que o sistema *wetland* foi considerado apenas para o tratamento dos lançamentos diretos de esgoto sem tratamento, originados de uma parcela reduzida da população — os cerca de 2.055 habitantes que lançam esgoto diretamente em rios, lagos e córregos, o equivalente a aproximadamente 1,5% da população de Vespasiano (138.583 habitantes em 2025). Essa fração é pequena frente ao conjunto de contribuições que alcançam o trecho, que inclui os efluentes das estações de tratamento de esgoto — as quais atendem cerca de 128.813 habitantes — e, sobretudo, as cargas acumuladas a montante, uma vez que o ribeirão já ingressa no trecho modelado em condição degradada, na estação SC17. Assim, mesmo com a redução das cargas tratadas pelo sistema, sua influência sobre a condição geral do corpo hídrico foi limitada quando comparada à vazão total do rio e às demais contribuições presentes no trecho, incluindo o córrego Sujo. Portanto, a baixa diferença entre os cenários não indica que o sistema seja ineficiente, mas sim que sua área de atuação é limitada diante da condição já comprometida do corpo hídrico.

Além disso, observa-se que o ribeirão da Mata já apresenta concentrações elevadas para a maior parte dos parâmetros analisados, e permanecem em desconformidade com os limites legais mesmo após a simulação do tratamento.

Dessa forma, os resultados reforçam que a recuperação efetiva da qualidade da água exigiria intervenções mais amplas na bacia, não restritas apenas aos lançamentos diretos considerados neste estudo. Uma possibilidade seria avaliar alternativas de tratamento aplicadas a vazões maiores do próprio ribeirão da Mata ou de seus afluentes, o que, entretanto, demandaria estudos específicos de desvio de vazão, comportamento hidráulico e resposta da qualidade da água ao longo do trecho.

5. CONCLUSÃO

Este trabalho teve como objetivo avaliar o impacto da possível implantação de *wetlands* construídos na redução das cargas poluidoras lançadas no Ribeirão da Mata, no município de Vespasiano/MG, por meio da modelagem da qualidade da água com o modelo QUAL2K. Para isso, foram estimadas as contribuições associadas às estações de tratamento de esgoto, aos lançamentos outorgados e aos lançamentos diretos de esgoto sem tratamento em corpos hídricos. A situação atual foi comparada a um cenário de implantação de *wetland* construído de fluxo vertical do tipo francês para o tratamento da parcela de esgoto lançada diretamente em rios e córregos.

Os resultados indicaram que o Ribeirão da Mata já ingressa no trecho urbano de Vespasiano em condição de qualidade comprometida, conforme demonstrado pelos dados da estação SC17. Essa constatação evidencia que a degradação observada no trecho modelado não está relacionada apenas às cargas inseridas no município de Vespasiano, mas também às contribuições acumuladas a montante. Assim, a melhoria da qualidade da água depende de ações integradas na bacia hidrográfica, com o envolvimento de Vespasiano, dos municípios situados a montante, como Pedro Leopoldo, e das demais áreas contribuintes.

A comparação entre os cenários simulados mostrou que a implantação do *wetland* promoveu redução nas concentrações dos parâmetros avaliados, porém seus efeitos sobre o corpo receptor foram pouco expressivos, uma vez que o Ribeirão da Mata já se encontrava em condição de qualidade comprometida antes de receber as contribuições consideradas no trecho modelado. Além disso, a intervenção proposta foi aplicada apenas aos lançamentos diretos de esgoto sem tratamento do município de Vespasiano, associados à parcela da população que destina seus efluentes diretamente a rios e córregos. Essa contribuição representa uma parcela reduzida da carga total diante das demais fontes existentes no trecho e da carga poluidora transportada pelo ribeirão desde montante. Dessa forma, a pequena diferença entre

os cenários não indica baixa eficiência da tecnologia, mas evidencia a limitação de seu escopo de atuação diante de um corpo hídrico que já ingressa no trecho com qualidade degradada.

Entre os parâmetros analisados, os efeitos mais perceptíveis ocorreram para coliformes e DBO, enquanto o fósforo total e o nitrogênio amoniacal apresentaram alterações menos expressivas. Ainda assim, após a simulação do tratamento por *wetland*, alguns valores permaneceram em desconformidade com os padrões estabelecidos para corpos hídricos de Classe 2. Esse resultado reforça que a implantação isolada de *wetlands* para o tratamento dos lançamentos diretos pode contribuir para a redução das cargas locais, mas não é suficiente para promover a recuperação da qualidade da água do Ribeirão da Mata no trecho analisado.

A pesquisa evidencia, portanto, que os *wetlands* construídos podem ser utilizados como alternativa complementar de saneamento, especialmente em áreas com lançamentos diretos ou irregulares de esgoto. No entanto, sua aplicação deve estar inserida em um conjunto mais amplo de medidas de controle da poluição, que inclua a ampliação da coleta e do tratamento de esgotos, a fiscalização dos lançamentos, o monitoramento contínuo da qualidade da água e a atuação integrada entre os municípios da bacia. Nesse contexto, também pode ser considerada a implantação de *wetlands* construídos para o tratamento parcial da água de cursos d'água, mediante o desvio de parte da vazão, em estratégia semelhante à adotada nos jardins filtrantes implantados no Parque do Caiara, em Recife, utilizados para tratar parte das águas do Riacho do Cavouco por meio de processos naturais (Prefeitura do Recife, 2023).

Conclui-se que a modelagem permitiu compreender a resposta do Ribeirão da Mata à redução de parte das cargas poluidoras lançadas no trecho urbano de Vespasiano. Embora o cenário com *wetland* tenha apresentado melhoria em relação à situação atual, a condição já comprometida do corpo hídrico a montante e o alcance restrito da intervenção limitaram os ganhos simulados. Portanto, a recuperação efetiva do Ribeirão da Mata exige ações planejadas em escala de bacia hidrográfica, considerando tanto as fontes locais de poluição quanto as contribuições provenientes dos municípios e das áreas situadas a montante.

REFERÊNCIAS

ALLAN, David J.; CASTILLO, María M. **Stream ecology: structure and function of running waters**. 2. ed. New York: Chapman and Hall, 2007.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas**. Brasília, DF: ANA, 2017a. 80 p. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/atlasesgotos/>. Acesso em: 20 jun. 2026.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **ODS 6 no Brasil: visão da ANA sobre os indicadores**. 3. ed. Brasília, DF: ANA, 2019.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil**. Brasília, DF: ANA; SPR, 2005. 176 p. Disponível em: https://www.ana.gov.br/portapnqa/Publicacao/PANORAMA_DA_QUALIDADE_DAS_AGUAS.pdf. Acesso em: 20 jun. 2026.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Planos de recursos hídricos e enquadramento dos corpos de água**. Brasília, DF: ANA, 2012. (Cadernos de Capacitação em Recursos Hídricos, v. 5). Disponível em: <https://arquivos.ana.gov.br/institucional/sge/CEDOC/Catalogo/2013/planoDeRecursosHidricosEnquadramento.pdf>. Acesso em: 20 jun. 2026.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Relatório de esgotamento sanitário municipal: Vespasiano – MG**. Atlas Esgotos: Despoluição de Bacias Hidrográficas. Brasília, DF: ANA, 2017b. Disponível em: https://portal1.snirh.gov.br/arquivos/atlas_esgoto/Minas_Gerais/Relatorio_Geral/Vespasiano.pdf. Acesso em: 20 jun. 2026.

AGÊNCIA REGULADORA DE SERVIÇOS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA E DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO DO ESTADO DE MINAS GERAIS (ARSAE-MG). **Sistema de esgotamento sanitário da sede do município de Vespasiano**. Belo Horizonte: ARSAE-MG, jun. 2014. Disponível em: https://www.arsae.mg.gov.br/images/Relatorios/Rf_tec_op_ses_vespasiano.pdf. Acesso em: 20 jun. 2026.

AGÊNCIA REGULADORA DE SERVIÇOS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA E DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO DO ESTADO DE MINAS GERAIS (ARSAE-MG). **Relatório de fiscalização nº GFO-28/2017: serviços de esgotamento sanitário da sede municipal de Vespasiano: prestador COPASA-MG**. Belo Horizonte: ARSAE-MG, jul. 2017. Disponível em: https://arsae.mg.gov.br/images/documentos/Rf_tec_op_ses_vespasiano.pdf. Acesso em: 20 jun. 2026.

AZEVEDO, Rogério Cabral; ENSSLIN, Leonardo. **Metodologia da pesquisa para engenharias**. Belo Horizonte: PPGE/CEFET-MG, 2020.

BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, 8 jan. 2007. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm. Acesso em: 2 abr. 2026.

BRASIL. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, 16 jul. 2020. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/l14026.htm. Acesso em: 8 jun. 2026.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima. **Manual prático: aplicabilidade de soluções baseadas na natureza nos municípios brasileiros**. Brasília, DF: MMA, 2025. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/qualidade-ambiental-e-meio-ambiente-urbano/aplicabilidadesbn-municipios-brasileiros.pdf>. Acesso em: 18 maio 2026.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Brasília, DF: CONAMA, 2005. Disponível em: <https://conama.mma.gov.br/>. Acesso em: 15 abr. 2026.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes. Brasília, DF: CONAMA, 2011. Disponível em: <https://conama.mma.gov.br/>. Acesso em: 15 abr. 2026.

CBH RIO DAS VELHAS. **Cartilha unidade territorial estratégica Ribeirão da Mata**. [S. l.]: CBH Rio das Velhas, 2016.

CBH RIO DAS VELHAS. **UTE Rio Taquaraçu**. [S. l.]: CBH Rio das Velhas, [s. d.].

CERQUEIRA, Thais Carvalho *et al.* Effects of urbanization on water quality in a watershed in northeastern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 1, 1 jan. 2020.

CHAPRA, Steven C. **Surface water-quality modeling**. Long Grove: Waveland Press, 2008.

CHAPRA, Steven C.; PELLETIER, Gregory J.; TAO, Hua. **QUAL2K: a modeling framework for simulating river and stream water quality: version 2.12: documentation and users manual**. Medford: Civil and Environmental Engineering Department, Tufts University, 2012. 97 p.

DE CARVALHO, Rodrigo Coelho; NAHAS, Maria Inês Pedrosa; HELLER, Léo. Localizing sustainable development goal 6: an assessment of equitable access to sanitation in a Brazilian metropolitan region. **Sustainability** (Switzerland), v. 12, n. 17, 1 set. 2020.

DE SOUSA, Ana Cristina A.; COSTA, Nilson do Rosário. Política de saneamento básico no Brasil: discussão de uma trajetória. **História, Ciências, Saúde – Manguinhos**, v. 23, n. 3, p. 615-634, 1 jul. 2016.

DECEZARO, Samara Terezinha *et al.* Nitrification/denitrification potential of a septic tank and a constructed wetland with recirculation in the decentralized wastewater treatment from a housing development. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 26, n. 4, p. 721-730, 2021.

DOTRO, Gabriela *et al.* **Treatment wetlands**. London: IWA Publishing, 2017. (Biological Wastewater Treatment Series, v. 7).

FERREIRA, Sávio José Filgueiras *et al.* Impact of rapid urbanization on stream water quality in the Brazilian Amazon. **Environmental Earth Sciences**, v. 80, n. 8, 1 abr. 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Censo demográfico 2010: características dos domicílios – resultados do universo**. Rio de Janeiro: IBGE, 2010. Disponível em: <https://censo2010.ibge.gov.br/>. Acesso em: 19 maio 2026.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Moradores em domicílios particulares permanentes ocupados, por existência de banheiro ou sanitário e número de banheiros de uso exclusivo do domicílio e por tipo de esgotamento sanitário, segundo grupos de idade e cor ou raça**. Sidra. [Rio de Janeiro]: IBGE, [2022]. Tabela 9397. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/9397>. Acesso em: 19 maio 2026.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Panorama do Censo 2022**. Rio de Janeiro: IBGE, 2022. Disponível em: <https://censo2022.ibge.gov.br/panorama/?localidade=3171204>. Acesso em: 1 maio 2026.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. **Avaliação da qualidade das águas superficiais de Minas Gerais em 2023: resumo executivo anual**. Belo Horizonte: IGAM, 2024. 244 p. Disponível em: <http://repositorioigam.meioambiente.mg.gov.br/jspui/handle/123456789/4813>. Acesso em: 4 abr. 2026.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS (IGAM). **Boletim anual de qualidade das águas na bacia hidrográfica do Rio das Velhas**. Belo Horizonte: IGAM, 2023. Disponível em: <http://repositorioigam.meioambiente.mg.gov.br/jspui/handle/123456789/2412>. Acesso em: 2 abr. 2026.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS (IGAM). **Relatório de outorgas de direito de uso de recursos hídricos**. Belo Horizonte: IGAM, 2026.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS (IGAM). **Séries históricas de monitoramento da qualidade das águas superficiais no Estado de Minas Gerais: 1º, 2º, 3º e 4º trimestres de 2025**. Belo Horizonte: IGAM, 2025. 1 planilha eletrônica. Disponível em: <http://repositorioigam.meioambiente.mg.gov.br/handle/123456789/5275?mode=full>. Acesso em: 2 abr. 2026.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE (IUCN). **NbS definition**. [S. l.]: IUCN, 2016. Disponível em: <https://inbs.iucn.org/understand/nbs-definition/>. Acesso em: 1 maio 2026.

KADLEC, Robert H. **Ecological engineering: an autobiotic wetland phosphorus model**. [S. l.: s. n.], 1997.

KADLEC, Robert H.; WALLACE, Scott D. **Treatment wetlands**. 2. ed. Boca Raton: CRC Press, 2009.

KHATRI, Nitasha; TYAGI, Sanjiv. Influences of natural and anthropogenic factors on surface and groundwater quality in rural and urban areas. **Frontiers in Life Science**, v. 8, n. 1, p. 23-39, 2 jan. 2015.

MACHADO, A. I. *et al.* Overview of the state of the art of constructed wetlands for decentralized wastewater management in Brazil. **Journal of Environmental Management**, [s. l.]: Academic Press, 1 fev. 2017.

MACHADO, Antônio Thomaz Gonzaga da Matta *et al.* **Revitalização de rios no mundo: América, Europa e Ásia – Projeto Manuelzão**. [Belo Horizonte]: Instituto Guaicuy, 2010.

MARTINELLI, Luiz A. *et al.* **Effects of sewage on the chemical composition of Piracicaba River, Brazil**. [S. l.: s. n.], [s. d.].

PREFEITURA DO RECIFE. **Prefeitura do Recife inaugura Jardins Filtrantes no Parque do Caiara**. Recife: Prefeitura do Recife, 2023. Disponível em: <https://www2.recife.pe.gov.br/noticias/31/03/2023/prefeitura-do-recife-inaugura-jardins-filtrantes-no-parque-do-caiara>. Acesso em: 14 jun. 2026.

PREFEITURA MUNICIPAL DE VESPASIANO. **Minuta do projeto de lei do Plano Diretor de Vespasiano**: produto 9. Vespasiano: Prefeitura Municipal de Vespasiano, 2019.

PREFEITURA MUNICIPAL DE VESPASIANO. **Projeto de Lei Complementar nº ____/2023**. Dispõe sobre o Plano Diretor do Município de Vespasiano e dá outras providências. Vespasiano: Prefeitura Municipal de Vespasiano, 2023.

PORTO, Rodrigo de Melo. **Hidráulica básica**. São Carlos: EESC-USP, 1998.

QUEIROZ, Vitor Carvalho; CARVALHO, Rodrigo Coelho de; HELLER, Léo. New approaches to monitor inequalities in access to water and sanitation: the SDGs in Latin America and the Caribbean. **Water**, v. 12, n. 4, p. 931, 25 mar. 2020.

SAMPAIO, Daniel Martins *et al.* **Geografias: artigos científicos**. [S. l.: s. n.], dez. 2014. p. 78.

SEZERINO, Pablo Heleno *et al.* Brazilian experiences with constructed wetlands applied to wastewater treatment: design parameters for horizontal systems. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, n. 1, p. 151-158, 7 jul. 2015.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SINISA). **Relatório dos serviços de esgotamento sanitário: SINISA 2025 ano de referência 2024**. Brasília, DF: SINISA, 2025.

TREIN, Camila Maria; DE ANDRADE MORAES, Mirene Augusta; VON SPERLING, Marcos. Wetlands construídos de escoamento vertical (modelo francês) adaptados à realidade brasileira para o tratamento de esgoto de pequenas comunidades. In: SEZERINO, Pablo Heleno; PELISSARE, Catiane (org.). **Wetlands construídos como ecotecnologia para o tratamento de águas residuárias: experiências brasileiras**. 1. ed. Curitiba: Brazil Publishing, 2021. p. 90-117.

TUCCI, Carlos E. M. Águas urbanas. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 97-112, 1 jan. 2008.

TUCCI, Carlos E. M. **Modelos hidrológicos**. 1. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2005.

UNITED NATIONS HUMAN SETTLEMENTS PROGRAMME (UN-HABITAT). **Global report on sanitation and wastewater management in cities and human settlements**. Nairobi: UN-Habitat, 2023. Disponível em: <https://unhabitat.org/global-report-on-sanitation-and-wastewater-management-in-cities-and-human-settlements>. Acesso em: 2 abr. 2026.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1996. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 1).

VON SPERLING, Marcos. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2007.

VON SPERLING, Marcos; SEZERINO, Pablo Heleno. Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil: documento de consenso entre pesquisadores e praticantes. **Boletim Wetlands Brasil**, edição especial, 2018.

VYMAZAL, Jan. Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: a review. **Ecological Engineering**, v. 73, p. 724-751, dez. 2014.

WALSH, Christopher J. *et al.* The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 24, n. 3, p. 706-723, 2005.

WATER RESOURCES DEMAND MANAGEMENT ASSISTANCE PROJECT (WRDMAP). **Advisory note 1.5**: use of QUAL2K water quality model in IWRM planning. Beijing: WRDMAP, 2010. (Integrated Water Resources Management Documents, AN1.5).

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines on sanitation and health**. Geneva: World Health Organization, 2018. Disponível em: <https://www.who.int/publications/i/item/WHO-CED-PHE-WSH-19.147>. Acesso em: 2 abr. 2026.

XIE, Yuyang *et al.* Insight into impact of sewage discharge on microbial dynamics and pathogenicity in river ecosystem. **Scientific Reports**, v. 12, n. 1, 1 dez. 2022.