



AMANDA LANDIM DE SÁ

**ANÁLISE DA QUALIDADE E AUTODEPURAÇÃO DE
CURSOS D'ÁGUA DE CONSELHEIRO LAFAIETE - MG**

**LAVRAS - MG
2023**

AMANDA LANDIM DE SÁ

**ANÁLISE DA QUALIDADE E AUTODEPURAÇÃO DE CURSOS D'ÁGUA DE
CONSELHEIRO LAFAIETE - MG**

Monografia apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, para a obtenção do título de Bacharel.

Prof. Dr. Ronaldo Fia
Orientador

LAVRAS - MG

2023

AMANDA LANDIM DE SÁ

**ANÁLISE DA QUALIDADE E AUTODEPURAÇÃO DE CURSOS D'ÁGUA DE
CONSELHEIRO LAFAIETE - MG**

Monografia apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, para a obtenção do título de Bacharel.

Aprovada em 1º de dezembro de 2023.

Prof. Dr. Ronaldo Fia UFLA

Prof. Dr. Mateus Pimentel de Matos UFLA

Me. Stéfanie Kissajikian Cancio UFLA

Prof. Dr. Ronaldo Fia
Orientador

LAVRAS - MG

2023

RESUMO

O conhecimento sobre a poluição hídrica e a autodepuração dos cursos d'água permite compreender os danos ambientais e sociais com o objetivo de minimizar esses impactos. O presente trabalho buscou analisar a qualidade da água do rio Bananeiras que recebe efluentes domésticos tratados e sem tratamento em Conselheiro Lafaiete – MG, e a autodepuração do rio Maranhão entre a confluência com o rio Bananeiras e a cidade de Congonhas. Coletou-se uma amostra em três pontos ao longo do rio Bananeiras para avaliar a qualidade da água em termos de DBO - demanda bioquímica de oxigênio e OD - oxigênio dissolvido. Além disso, levantou as características de qualidade da água do rio Maranhão, em função de sua classificação de qualidade, bem como as características hidráulicas e de vazão do rio Bananeiras e do rio Maranhão para realizar o estudo de autodepuração utilizando o modelo de Streeter-Phelps. Por meio dos dados obtidos foi possível compreender que os pontos amostrais no rio Bananeiras à montante da cidade de Conselheiro Lafaiete apresenta concentração elevada de DBO (180 mg L^{-1}), valor que aumenta após passar pela ETE Bananeiras (600 mg L^{-1}) e antes da confluência com o rio Maranhão (790 mg L^{-1}), apesar de os valores de OD terem sido mantidos próximos a $5,0 \text{ mg L}^{-1}$ nos três pontos, há evidência da interferência da antrópica no corpo d'água, degradando-o. Ao receber o rio Bananeiras com estas características, o rio Maranhão não consegue se autodepurar até chegar a cidade de Congonhas (cerca e 14,5 km). Na região de estudo é imprescindível a adoção de medidas mitigadoras para melhorar a qualidade da água dos rios estudados.

Palavras-chave: Poluição hídrica, esgoto sanitário, tratamento de efluentes, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio.

LISTA ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Principais fenômenos que interagem no balanço do oxigênio dissolvido em um meio aquático.....	18
Figura 2 - Zonas do processo de autodepuração em um corpo d'água.....	20
Figura 3 - Pontos característicos da curva de depleção de OD observada durante o processo de autodepuração.	26
Figura 4 - Relação entre o tempo crítico e os termos (D_0/L_0) e (K_2/K_1).....	28
Figura 5 - Localização da microrregião de Conselheiro Lafaiete no estado de Minas Gerais.....	29
Figura 6 - Localização do rio Bananeiras no município de Conselheiro Lafaiete - MG	30
Figura 7 - Distribuição dos pontos amostrais de coleta de água superficial no rio Bananeiras na área urbana da cidade de Conselheiro Lafaiete – MG.	31
Figura 8 - Identificação do local de coleta das amostras de água superficial no rio Bananeiras na área urbana da cidade de Conselheiro Lafaiete – MG: (A) Ponto 1 – antes da área urbana; (B) Ponto 2 – após a ETE Bananeiras; (C) Ponto 3 – rio Bananeiras antes de desaguar no rio Maranhão.....	32
Figura 9 - Diagrama esquemático da localização do rio Bananeiras e do rio Maranhão em relação às fontes de contribuição pontuais de esgoto.	33
Figura 10 - Pontos de descarte direto de esgoto doméstico no rio Bananeiras.	36
Figura 11 - Teores de oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) nas amostras de água superficial coletadas no rio Bananeiras em Conselheiro Lafaiete – MG.....	37
Figura 12 - Perfil de oxigênio dissolvido obtido no estudo de autodepuração ao longo do rio Maranhão da confluência com o rio Bananeiras que recebe os esgotos tratados e sem tratamento da cidade de Conselheiro Lafaiete, até a cidade de Congonhas.	39
Figura 13 - Perfil de oxigênio dissolvido obtido no estudo de autodepuração ao longo do rio Maranhão da confluência com o rio Bananeiras que recebe os esgotos tratados e sem tratamento da cidade de Conselheiro Lafaiete para o cenário onde a autodepuração é efetiva.	40
Figura 14 - Perfil de DBO obtido no estudo de autodepuração ao longo do rio Maranhão da confluência com o rio Bananeiras que recebe os esgotos tratados e sem tratamento da cidade de Conselheiro Lafaiete.....	41

Figura 15 - Perfil de DBO obtido no estudo de autodepuração ao longo do rio Maranhão da confluência com o rio Bananeiras que recebe os esgotos tratados e sem tratamento da cidade de Conselheiro Lafaiete para o cenário onde a autodepuração é efetiva. 42

LISTA TABELAS

Tabela 1 - Limites estabelecidos para Classe 2 (água doce) pela COPAM 08/2022.	12
Tabela 2 - Variáveis de qualidade de água e pesos relativos à importância ou influência na qualidade de água para determinação do IQA.	16
Tabela 3 - Classificação da qualidade das águas segundo os valores observados a partir do cálculo do IQA.....	16
Tabela 4 - Concentração de saturação de oxigênio – Cs (mg L ⁻¹), em função da temperatura e altitude.	23
Tabela 5 - Concentrações mínimas de oxigênio dissolvido estabelecido COPAM 08/2022 para as águas doces superficiais classe 2.....	24
Tabela 6 - Valores típicos de K ₁ para diferentes tipos de efluentes.	25
Tabela 7 - Valores típicos do coeficiente de reaeração (K ₂) para cursos d'água com diferentes características hidráulicas.	27
Tabela 8 - Valores típicos de K ₂ obtidos a partir das características hidráulicas do curso d'água (base e, 20°C).....	27
Tabela 9 - Caracterização hidrogeomorfológica da microbacia do rio Bananeiras.....	30
Tabela 10 - Dados de entrada da modelagem por Streeter-Phelps do processo de autodepuração do rio Maranhão.	35
Tabela 11 - Resultados encontrados para a modelagem da autodepuração do trecho do rio Maranhão entre a confluência com o rio Bananeiras e a cidade de Congonhas e a cidade de Congonhas.	38

LISTA ABREVIATURAS

ANA – Agência Nacional das Águas

COPAM - Conselho Estadual de Política Ambiental

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio

ETE – Estação de Tratamento de Esgoto

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IQA - Índice de Qualidade das Águas

NBR - Norma Brasileira

OD - Oxigênio Dissolvido

ONU - Organização das Nações Unidas

UNT - Unidade Nefelométrica de Turbidez

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	10
2. OBJETIVO.....	11
3. REFERENCIAL TEÓRICO	11
3.1 Esgoto doméstico e seus impactos negativos.....	11
3.2 Variáveis de Qualidade da Água.....	12
3.2.1 Características físicas de qualidade da água	12
3.2.2 Características químicas.....	13
3.2.3 Características biológicas de qualidade de água.....	14
3.3 Índice de Qualidade da Água.....	15
3.4 Autodepuração dos corpos d'água	17
3.4.1 Balanço de oxigênio dissolvido	17
3.4.2 Zonas de autodepuração.....	19
3.5 Modelagem para estimativa da autodepuração pelo método de Streeter-Phelps..	21
4. MATERIAL E MÉTODOS	29
4.1 Caracterização do local de estudo.....	29
4.2 Identificação dos pontos amostrais de qualidade de água	31
4.3 Estudo de autodepuração do rio Maranhão.....	33
4.3.1 Caracterização da matéria orgânica e oxigênio dissolvido	34
4.3.2 Caracterização da vazão e hidráulica dos mananciais	34
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	35
5.2 Modelagem da autodepuração do rio Maranhão.....	38
6. CONCLUSÃO	43
REFERÊNCIAS	44

1. INTRODUÇÃO

A água é um bem público essencial para vida, devido à sua importância ecológica, econômica e social. Contudo, apesar da sua notória importância para a manutenção da vida, as atividades antrópicas têm contribuído de forma efetiva para redução da qualidade da água dos mananciais, sendo o lançamento de esgoto doméstico uma das principais causas da contaminação dos cursos d'água.

O descarte de esgoto doméstico sem o devido tratamento provoca poluição hídrica, resulta em desequilíbrio no ecossistema aquático, afeta a flora e a fauna; a saúde pública, contribui para o aumento da mortalidade infantil; além de dificultar o atendimento à qualidade para os usos à jusante, como abastecimento humano, balneabilidade, irrigação, pesca, turismo, dentre outros.

Nesse sentido, o rio Bananeiras, que corta a cidade de Conselheiro Lafaiete, Minas Gerais, recebe parte do esgoto doméstico sem tratamento e efluente tratado pela ETE-Bananeiras.

O lançamento de esgoto doméstico ao longo do rio Bananeiras é extremamente prejudicial, uma vez que, o aumento da concentração de matéria orgânica no manancial resulta na proliferação de microrganismos que consomem o oxigênio dissolvido. Tal se deve aos processos de estabilização da matéria orgânica realizados pelas bactérias decompositoras, as quais utilizam o oxigênio disponível no meio líquido para sua respiração. Desta forma há comprometimento da vida aquática aeróbia, levando à morte dos seres aeróbios, principalmente de peixes mais exigentes, constituindo-se, em um dos principais problemas de poluição das águas (VON SPERLING, 2014).

Os cursos d'água são capazes de se autodepurar, ou seja, restaurar, ou pelo menos recuperar, as características observadas antes do lançamento de esgotos após um determinado tempo ou trecho percorrido pelo manancial, o que depende das vazões do curso d'água e do esgoto despejado, bem como da quantidade de matéria orgânica lançada, do nível de poluição do curso d'água e das características hidráulicas que proporcionam a reaeração do curso d'água.

Por essa razão, ter conhecimento sobre a autodepuração do rio Bananeiras, um rio urbano, afluente do rio, é essencial para o conhecimento dos impactos da disposição inadequada dos esgotos e a tomada de decisão para propor possíveis medidas mitigadoras.

2. OBJETIVO

O presente trabalho teve como objetivo analisar a qualidade do rio Bananeiras que corta o município de Conselheiro Lafaiete em termos de matéria orgânica. Além de analisar o processo de autodepuração do rio Maranhão localizado no município de Congonhas, com o intuito de avaliar se o rio está tendo capacidade de autodepurar os efluentes domésticos descartados em Conselheiro Lafaiete. Por fim, analisar se o tratamento que esses efluentes recebem é suficiente para manter o padrão da classe enquadrado.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Esgoto doméstico e seus impactos negativos

Segundo a NBR 9648, esgoto sanitário é o despejo líquido constituído de esgotos doméstico e industrial, água de infiltração e a contribuição pluvial parasitária. Ainda na NBR 9648, o esgoto doméstico é caracterizado pelo despejo líquido resultante do uso da água para higiene e necessidades fisiológicas humanas (ABNT, 1986). As águas residuárias são compostas de 99,9% de água, sendo que 0,1% restantes compreendem sólidos orgânicos e inorgânicos dissolvidos e suspensos, bem como microrganismos (VON SPERLING, 2014).

O lançamento de esgotos sem tratamento em corpos d'água pode causar diversos danos, inicialmente ao corpo hídrico, como por exemplo, a variação de cor, forte odor, turbidez, nutrientes entre outros (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

O despejo de grandes volumes de efluentes domésticos e industriais com contaminação fecal ocasiona graves problemas de saúde. Doenças causadas por bactérias, vírus, vermes e protozoários como amebíase, febre tifoide, giardíase, hepatite tipo A e outras, são comumente proliferadas em razão da contaminação das águas (PASSETO, 2017).

Segundo dados da ONU, globalmente, cerca de 2 bilhões de pessoas consomem água contaminada. Devido a esse fato, todos os dias, aproximadamente 700 crianças abaixo de cinco anos morrem de doenças como diarreia e outras infecções causadas por falta de saneamento e consumo de água imprópria (ONU, 2021).

Sistemas de abastecimento de água e de esgotamento sanitário proporcionam benefícios gerais para a saúde da população, seguindo duas vias: mediante efeitos diretos

e indiretos, resultantes, primordialmente, do nível de desenvolvimento da localidade atendida. Os efeitos das intervenções de saneamento são geralmente positivos, por se constituírem em um serviço que assegura melhoria e bem-estar da população (VANDERSLICE; BRISCOE, 1995).

3.2 Variáveis de Qualidade da Água

A COPAM 08/2022 dispõe os limites apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 - Limites estabelecidos para Classe 2 (água doce) pela COPAM 08/2022.

Variáveis de qualidade	Limite Estabelecido
Oxigênio Dissolvido (mg L^{-1})	$\leq 5,0$
Coliformes termotolerantes (NMP 100 mL^{-1})	≤ 1.000
pH	6,0 - 9,0
Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg L^{-1})	$\leq 5,0$
Nitratos (mg L^{-1} N)	10,0
Fosfatos (mg L^{-1})	0,030 – 0,050*
Variação na Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	≤ 40
Turbidez (UNT)	≤ 100
Cor Verdadeira (mg L^{-1})	≤ 75

*Fosfato varia com a velocidade do rio. Para lânticos 0,030 mg L^{-1} e 0,050 mg L^{-1} em ambientes intermediários, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambientes lânticos.

Fonte: Brasil (2005).

3.2.1 Características físicas de qualidade da água

Diferentes características físicas são importantes para indicar a qualidade da água. A temperatura, por exemplo, é um dos parâmetros mais importantes, pois tem interferência na atividade microbiana, na solubilidade dos gases e na viscosidade do líquido. A COPAM 08 ,dispõe que o valor da temperatura para lançamento de efluentes deve ser inferior a 40 $^{\circ}\text{C}$, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3 $^{\circ}\text{C}$ na zona de mistura (BRASIL, 2005).

A turbidez é uma característica da água causada pela presença de materiais em suspensão, com variações de tamanho das partículas. A presença dessas partículas confere uma cor nebulosa no efluente (RICHTER, 2007). Essa variável interfere nos processos

de fotossíntese, e conseqüentemente de produção primária e oxigenação do corpo d'água, principalmente em reservatórios, ou seja, causa desequilíbrio em todo o ecossistema. A Tabela 1 traz como referência valor de turbidez inferior a 100 UNT, para as águas doces classe 2.

Ao contrário da turbidez, a cor é causada pelos sólidos dissolvidos, também causada pela poluição das águas, principalmente pelo despejo de efluentes sem tratamento. A legislação brasileira traz o limite para cor verdadeira de até 75 mg L⁻¹ de Pt-Co para as águas classe 2 (BRASIL, 2005).

3.2.2 Características químicas

As características químicas das águas além de expressar a qualidade do meio, também sofre influência de outras variáveis com as biológicas, pois estão diretamente relacionadas às variações dos ciclos biogeoquímicos que são dependentes das atividades microbianas.

A determinação do pH está relacionada à concentração de íons hidrogênio H^+ na água. Tem uma forte influência em diversas etapas atividades no meio aquático, entre elas a disponibilidade de nutrientes, solubilização ou imobilização de substâncias tóxicas, e a manutenção da vida aquática. Uma água com qualidade classe 2 deve ter o valor de pH entre 6,0 e 9,0 (BRASIL, 2005).

A contribuição da matéria orgânica para os cursos d'água impactam fortemente a concentração de oxigênio dissolvido (OD) no meio. A matéria orgânica, pode ser quantificada como demanda química de oxigênio (DBO), e sua dinâmica é estabelecida no processo de autodepuração e poluição em corpos hídricos. Quanto maior a DBO no meio, maior é a disponibilidade de alimento para os microrganismos aquáticos que se proliferam, resguardadas as outras exigências como pH e concentração de nutrientes, por exemplo. a intensificação da atividade microbiana acarreta a redução do OD do meio, utilizado em processos respiratórios.

Para que um ambiente seja considerado adequado ao desenvolvimento da vida aquática, as condições mínimas são de OD superior a 5,0 mg L⁻¹ e DBO inferior a 5,0 mg L⁻¹ (BRASIL, 2005).

Com a degradação da matéria orgânica há a liberação de nutrientes como nitrogênio (N) e fósforo (P), que se juntam às frações já disponíveis no meio aquático. Devido à limitação de nutrientes nos ambientes aquáticos sem contaminação, N e P são considerados elementos limitantes para o desenvolvimento de espécies que sustentam a

produção primária, como o fitoplâncton e algas. Por isso, pequenas quantidades destes elementos no ambiente, em especial de P, lançados em conjunto com os efluentes podem proporcionar condições adequadas ao desenvolvimento de espécies aquáticas fotossintetizantes, que trazem consequência indesejáveis ao meio, quando em excesso.

As formas de N no meio variam em função do PH, por isso, os valores deste nutriente como referência para a qualidade da água variam de 0,5 a 3,7 mg L⁻¹, sendo os menores valores para pH mais elevados (pH>8,5) e o maiores valores para pH inferiores a 7,5. O impacto causado pelo P é referente a sua concentração e às características do curso d'água. Quando maior a velocidade do corpo hídrico, maiores os valores aceitáveis (0,050 mg L⁻¹), e quanto mais lântico, como em lagos, por exemplo, menores os valores permitidos (0,030 mg L⁻¹) para as águas classe 2 (BRASIL, 2005).

3.2.3 Características biológicas de qualidade de água

Diferentes microrganismos estão presentes nos cursos d'água e participam dos ciclos biogeoquímicos do carbono, nitrogênio, fósforo e outros nutrientes. Alguns destes microrganismos são considerados patogênicos, pois têm sua origem nos despejos de origem fecal, seja o esgoto sanitário, dejetos animais, ou outros efluentes que tenham contato com estes.

Assim, na perspectiva da possibilidade de contaminação dos seres humanos com alguma doença de veiculação quanto à presença de organismos patogênicos, o monitoramento da qualidade da água se faz necessário. Então, adotou-se como referência os coliformes termotolerantes e, mais especificamente, a *E. coli*, como organismos indicadores de contaminação fecal, e toda água que apresenta estes organismos podem proporcionar doença e devem ser consideradas quanto à sua qualidade para o uso econômico e ambiental.

Águas classe 2 que podem ser utilizadas para abastecimento humano, após o tratamento convencional, devem apresentar valores inferiores a 1.000 NMP 100 mL⁻¹ de coliformes termotolerantes ou *E. coli* (BRASIL, 2005).

Ainda, com o aumento da contaminação das águas superficiais por despejos sem tratamento ou parcialmente tratados, o monitoramento das algas tem sido intensificado para redução das consequências indesejáveis, principalmente em relação ao abastecimento humano. Neste contexto, para manutenção da qualidade da água valores de clorofila a e densidade de cianobactérias não devem ultrapassar 30 µg L⁻¹ e 50.000 cel mL⁻¹, respectivamente (BRASIL, 2005).

3.3 Índice de Qualidade da Água

O IQA- Índice de Qualidade das Águas é um método utilizado para analisar a qualidade dos cursos hídricos por meio de características físicas, químicas e biológicas. Com essa metodologia é possível estabelecer níveis e padrões de qualidade que possibilitam o enquadramento dos cursos d'água em classes ou níveis de qualidade e as diferentes possibilidades de uso.

Índices de qualidade de água são tentativas de integrar, em um único valor, a informação descrita originalmente por um conjunto extenso de variáveis. O desafio está em como traduzir uma enorme massa de dados brutos em um valor ou uma categoria que expresse de forma simplificada e sintetizada a qualidade da água em determinado ambiente aquático (PESSOA et al., 2020).

A determinação do IQA facilita a interação com o público leigo e a representação de diversas variáveis em um número, o que é vantajoso. No entanto, a desvantagem consiste na perda de informação das variáveis individuais, além de apresentar limitações, uma vez que ele não analisa variáveis importantes para o abastecimento, tais como metais pesados e substâncias que interferem nas propriedades organolépticas da água (GARCIAL et al., 2018).

Para o cálculo do IQA é utilizada a Equação 1, que avalia de forma ponderada diferentes variáveis de qualidade de água com peso ou importância relativa.

$$IQA = \prod_{i=1}^{i=n} qi^{wi} \quad (1)$$

em que: IQA = Índice de Qualidade de Água, variando de 0 a 100; qi = qualidade do parâmetro i obtido através da curva média específica de qualidade; e wi = peso atribuído ao parâmetro, em função de sua importância na qualidade, entre 0 e 1.

A importância dada às diferentes variáveis de qualidade de água para computo do IQA está apresentada na Tabela 2.

Tabela 2 - Variáveis de qualidade de água e pesos relativos à importância ou influência na qualidade de água para determinação do IQA.

Variáveis de qualidade	Peso – wi %
Oxigênio Dissolvido – OD (% OD)	0,17
Coliformes termotolerantes (NMP 100 mL ⁻¹)	0,15
pH	0,12
Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO (mg L ⁻¹)	0,10
Nitratos (mg L ⁻¹)	0,10
Fosfatos (mg L ⁻¹)	0,10
Variação na Temperatura (°C)	0,10
Turbidez (UNT)	0,08
Resíduos totais (mg L ⁻¹)	0,08

Fonte: IGAM (2023).

Para interpretação dos valores observados no cálculo do IQA em termos de qualidade de água, cujo índice varia de 0 a 100, é utilizada, em Minas Gerais, a referência apresentada na Tabela 3.

Tabela 3 - Classificação da qualidade das águas segundo os valores observados a partir do cálculo do IQA.

Valor do IQA	Classes
$90 < \text{IQA} \leq 100$	Excelente
$70 < \text{IQA} \leq 90$	Bom
$50 < \text{IQA} \leq 70$	Médio
$25 < \text{IQA} \leq 50$	Ruim
$\text{IQA} \leq 25$	Muito Ruim

Fonte: IGAM (2012).

Quando classificadas com qualidade excelente, boa ou média, as águas são apropriadas para tratamento convencional visando ao abastecimento público. Quando classificadas como ruim ou muito ruim, as águas são impróprias para tratamento convencional visando ao abastecimento público, sendo necessários tratamentos mais avançados (IGAM, 2012).

3.4 Autodepuração dos corpos d'água

O processo de autodepuração pode ser definido, segundo von Sperling (2014) como:

“O fenômeno da autodepuração está vinculado ao restabelecimento do equilíbrio no meio aquático, por mecanismos essencialmente naturais, após as alterações induzidas pelos despejos afluentes. Dentro de uma visão mais específica, tem-se que, como parte integrante do fenômeno de autodepuração, os compostos orgânicos são convertidos em compostos inertes e não prejudiciais do ponto de vista ecológico” (VON SPERLING, 2014, p. 136).

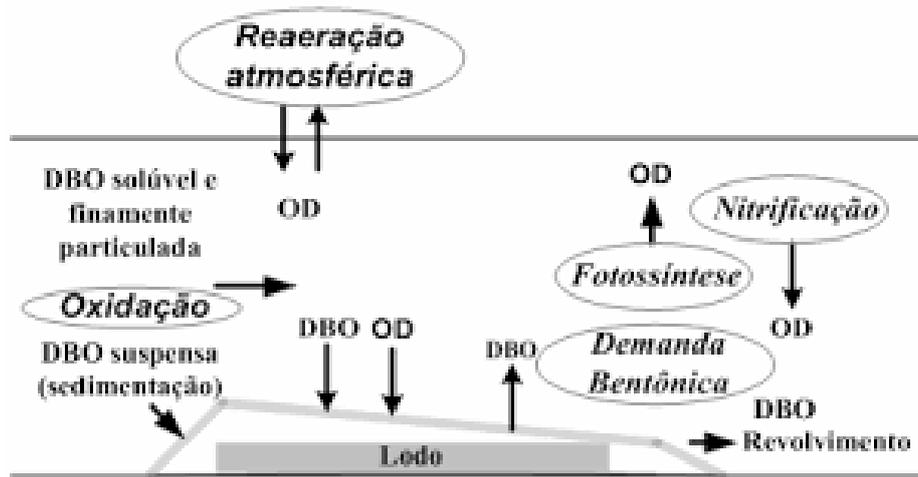
A autodepuração da água é um processo complexo que envolve processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem simultaneamente, permitindo que um rio possa recuperar seu estado natural a uma certa distância (DEMARS; MANSON, 2013).

Considera-se aqui um processo, pois diferentes fatores e variáveis ambientais interferem nesse fenômeno, ou mesmo, concorrem para a sua existência. E para que a autodepuração aconteça é importante que exista a predominância de OD para otimizar a degradação dos compostos orgânicos presentes no meio, e a manutenção da vida aquática aeróbia.

3.4.1 Balanço de oxigênio dissolvido

No processo de autodepuração há um balanço entre as fontes de consumo e as fontes de produção de oxigênio. Quando a taxa de consumo é superior à taxa de produção, a concentração de oxigênio tende a decrescer, ocorrendo o inverso quando a taxa de consumo é inferior à taxa de produção (VON SPERLING, 2014). Os principais fenômenos interagentes no balanço do oxigênio dissolvido em um curso d'água encontram-se apresentados na Figura 1.

Figura 1 - Principais fenômenos que interagem no balanço do oxigênio dissolvido em um meio aquático.



Fonte: Von Sperling (2014).

De acordo com Von Sperling (2014) a oxidação da matéria orgânica, a nitrificação, e a demanda bentônica, são os principais fenômenos integrantes do consumo de oxigênio e a reaeração atmosférica e a fotossíntese, são os principais integrantes da produção de oxigênio.

A matéria orgânica nos esgotos se apresenta de duas formas: em suspensão e dissolvida. A matéria em suspensão tende a sedimentar no corpo d'água, formando o lodo de fundo. A matéria dissolvida, conjuntamente com a matéria suspensa de pequenas dimensões (dificilmente sedimentável) permanece na massa líquida. Tal matéria orgânica representa o principal fator de consumo de oxigênio em corpos d'água, devido à decomposição desta por microrganismos decompositores (VON SPERLING, 2014).

Além da matéria orgânica suspensa no meio líquido, esta pode sedimentar e formar o lodo de fundo, o qual será constituído por diversificada fauna, flora e produtos minerais sedimentados. Normalmente, o lodo de fundo é formado por uma camada superior milimétrica aeróbica e uma camada inferior anaeróbica. O processo de estabilização da matéria orgânica do lodo de fundo, denominado demanda bentônica, requer consumo de OD no curso d'água (KOTWICKI et al., 2018; REIMERS et al., 2020), e este consumo pode ser maior quando há o revolvimento da massa líquida pelo aumento brusco de vazão (HUTCHINS et al., 2020).

Outro processo de consumo de oxigênio se dar pela transformação da amônia em nitritos e estes em nitratos, no fenômeno denominado nitrificação. É notório que ambas

as reações possuem consumo de oxigênio, que é referido como demanda nitrogenada (LE, FETTING; MEON, 2019).

A inserção de oxigênio dissolvido no meio líquido pode ocorrer de duas formas, por reaeração atmosférica e devido à fotossíntese. A reaeração atmosférica pode ser considerada como o principal processo responsável pela introdução de oxigênio no corpo d'água. Esse é um processo físico, o qual se dá pela transferência de gases entre o meio líquido e gasoso. Essa transferência se dá quando o meio líquido não está saturado de oxigênio, aumentando a concentração de gás dissolvido. Tal transferência do meio gasoso para o meio líquido se dá basicamente por meio de dois mecanismos: a difusão molecular e a difusão turbulenta (TSENG; TINOCO, 2020).

A fotossíntese é o principal processo utilizado pelos seres autotróficos para a síntese da matéria orgânica, sendo característica dos organismos clorofilados. A respiração apresenta uma reação exatamente oposta à da fotossíntese. Neste contexto, a reaeração atmosférica é a principal responsável pela introdução de oxigênio dissolvido em corpos d'água lóticos, enquanto a fotossíntese é a principal fonte contribuidora para a inserção de oxigênio no meio aquático lântico (BAXA et al., 2020).

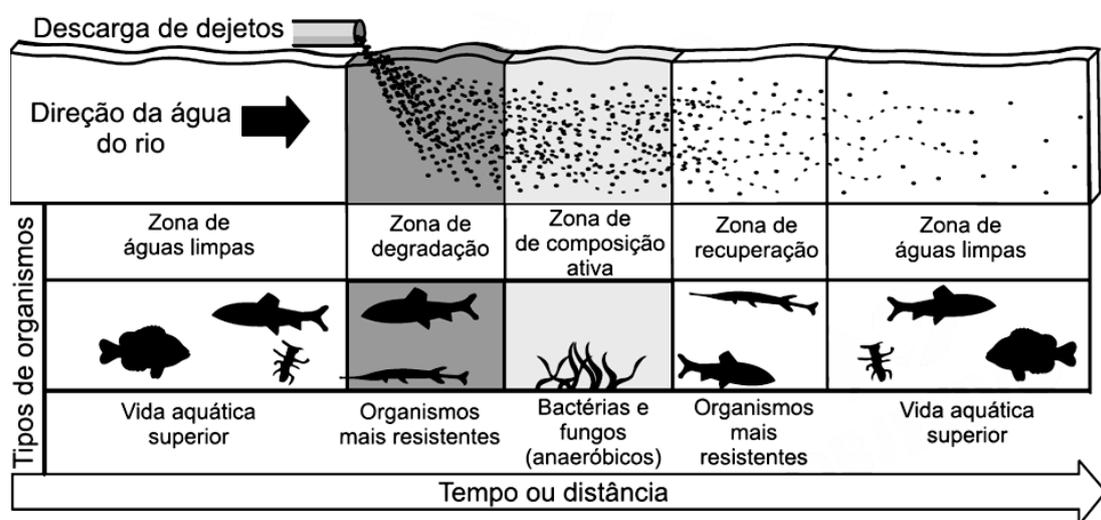
3.4.2 Zonas de autodepuração

O fenômeno de autodepuração se define em 4 zonas (Figura 2), que significam as fases do processo. Sendo divididas em: Zona de degradação, zona de decomposição ativa, zona de recuperação e zona de águas limpas. Von Sperling (2014), traz as seguintes definições:

- **Zona de degradação:** Esta zona tem início logo após o lançamento das águas residuárias no curso d'água. A principal característica química é a alta concentração de matéria orgânica, ainda em seu estágio complexo, mas potencialmente decomponível. No ponto de lançamento a água se apresenta turva, devido aos sólidos presentes nos esgotos. A sedimentação de sólidos resulta na formação de bancos de lodo.
- **Zona de decomposição ativa:** Após a fase inicial de perturbação do ecossistema, este principia a se organizar, com os microrganismos desempenhando ativamente suas funções de decomposição da matéria orgânica. Como consequência, os reflexos no corpo d'água atingem os seus níveis mais acentuados, e a qualidade da água apresenta-se em seu estado mais deteriorado. Observa-se ainda acentuada coloração na água e os depósitos de lodo escuro no fundo.

- **Zona de recuperação:** Após a fase de intenso consumo de matéria orgânica e de degradação do ambiente aquático, inicia-se a etapa de recuperação. A água está mais clara e a sua aparência geral apresenta-se grandemente melhorada. Os depósitos de lodo sedimentados no fundo apresentam uma textura mais granulada e não tão fina, não havendo mais desprendimento de gases ou de mau cheiro.
- **Zona de águas limpas:** As águas apresentam-se novamente limpas, voltando a ser atingidas as condições normais anteriores à poluição, pelo menos no que diz respeito ao oxigênio dissolvido, à matéria orgânica e aos teores de bactérias e, provavelmente, de organismos patogênicos. A aparência da água encontra-se similar à anterior à ocorrência da poluição.

Figura 2 - Zonas do processo de autodepuração em um corpo d'água.



Fonte: Adaptado de Braga et al. (2005).

A contribuição de despejos de efluentes que promove a contaminação ambiental e movimenta o processo de autodepuração, principalmente quando proveniente das cidades, está intimamente relacionado a falta de saneamento básico, principalmente ao esgotamento sanitário.

Normalmente, regiões mais periféricas dos centros urbanos e onde a distribuição de renda é precária, há de forma rotineira problemas socioeconômicos e falta de saneamento básico, com restrição de acesso à água de qualidade para o consumo e a falta de coleta e tratamento de esgotos. Ademais, esses moradores estão mais vulneráveis às doenças comuns em áreas em que essa infraestrutura inexistente ou é precária – e o efeito

disso é uma elevação nas despesas com saúde pública (PORTO et al., 2015; NAHAS et al., 2019).

Falcão (2011) ao realizar uma avaliação socioambiental na bacia hidrográfica do Rio Tambay, na Paraíba, observou que, a população residente é carente, e em muitos casos vivem em condições subumanas, estando sujeitas a contaminação por causa da falta de saneamento básico, alagamentos, deslizamentos, contraindo doenças de veiculação hídrica, devido ao contato direto com a água do rio.

Em relação às características de qualidade da água na Bacia do Bananeiras, objeto de estudo do presente trabalho, Oliveira (2013) verificou declínio de OD à medida que o rio recebe a carga poluidora ao longo do município de Conselheiro Lafaiete. Evidenciando que o curso d'água apresenta pequena capacidade de se autodepurar ao receber os esgotos da cidade. Os valores de qualidade da água do Rio Bananeiras evidenciam os impactos do despejo de efluentes sem tratamento em cursos d'água para a fauna aquática, visto que, o OD é diminuído com o lançamento de esgoto gerando estresse e em alguns casos a mortalidade de peixes.

Em síntese, é evidente que a autodepuração é de suma importância para o meio ambiente e para saúde da população que consome a água referindo-se à capacidade intrínseca de ecossistemas aquáticos em se purificar naturalmente, pois com a degradação do esgoto evita a eutrofização dos cursos d'água e conseqüentemente deixa o ambiente mais equilibrado para fauna e flora aquáticos; evita que a população ingira água contaminada causando doenças como, amebíase, gastroenterite e febre tifoide. Além disso, ter o conhecimento do processo de autodepuração é essencial para representação do comportamento dos rios e possíveis cenários com introdução de efluentes.

3.5 Modelagem para estimativa da autodepuração pelo método de Streeter-Phelps

Os pesquisadores Streeter e Phelps (1925), estabeleceram as bases matemáticas da curva de oxigênio dissolvido em um curso d'água em função do tempo ou distância. Esse modelo descreve a variação das concentrações de OD no corpo d'água ao longo do tempo com os seguintes dados de entrada: vazão do rio à montante do lançamento; vazão de esgotos; oxigênio dissolvido no rio, à montante do lançamento; oxigênio dissolvido no esgoto; DBO no rio, à montante do lançamento; DBO do esgoto; coeficiente de desoxigenação; coeficiente de reaeração; velocidade de percurso do rio; tempo de percurso do trecho avaliado; concentração de saturação de oxigênio para o local de estudo; e oxigênio dissolvido mínimo possível (SOARES, 2008).

O modelo de Streeter-Phelps é extremamente simples e apresenta boa estimativa da curva de variação de OD ao longo do tempo. Permite identificar o local ou região onde o teor de oxigênio assumirá concentrações mínimas. O modelo é válido para esgotos domésticos e, ou industriais, ou seja, assume condições estacionárias em fluxo em pistão (dispersão igual a zero) e não considera a influência de outros parâmetros como: nitrogênio, algas, demanda bentônica (HAIDER; AL; HAYDAR, 2013).

Von Sperling (2014) apresenta as equações representativas pelo modelo de Streeter-Phelps.

a) Concentração e déficit de oxigênio após a mistura

$$CO = \frac{Qr \cdot ODr + Qe \cdot ODe}{Qr + Qe} \quad (2)$$

$$Do = Cs - Co \quad (3)$$

em que:

Co= concentração inicial de oxigênio, logo após a mistura (mg L^{-1});

Do= déficit inicial de oxigênio, logo após a mistura (mg L^{-1});

Cs= concentração de saturação de oxigênio (mg L^{-1});

Qr= vazão do rio a montante do lançamento dos despejos (mg L^{-1});

Qe= vazão de esgotos ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$);

ODr= concentração de oxigênio dissolvido no rio, a montante do lançamento dos despejos (mg L^{-1});

ODe= concentração de oxigênio dissolvido no esgoto (mg L^{-1}).

A concentração de saturação de oxigênio dissolvido no meio líquido é função da temperatura, altitude e salinidade da água. Normalmente, o valor é obtido a partir da altitude e da temperatura, conforme Tabela 4.

Tabela 4 - Concentração de saturação de oxigênio – Cs (mg L⁻¹), em função da temperatura e altitude.

Temperatura (°C)	Altitude			
	0	500	1000	1500
10	11,3	10,7	10,1	9,5
11	11,1	10,5	9,9	9,3
12	10,8	10,2	9,7	9,1
13	10,6	10,0	9,5	8,9
14	10,4	9,8	9,3	8,7
15	10,2	9,7	9,1	8,6
16	10,0	9,5	8,9	8,4
17	9,7	9,2	8,7	8,2
18	9,5	9,0	8,5	8,0
19	9,4	8,9	8,4	7,9
20	9,2	8,7	8,2	7,7
21	9,0	8,5	8,0	7,6
22	8,8	8,3	7,9	7,4
23	8,7	8,2	7,8	7,3
24	8,5	8,1	7,6	7,2
25	8,4	8,0	7,5	7,1
26	8,2	7,8	7,3	6,9
27	8,1	7,7	7,2	6,8
28	7,9	7,5	7,1	6,6
29	7,8	7,4	7,0	6,6
30	7,6	7,2	6,8	6,4

Fonte: Von Sperling (2014).

As concentrações mínimas de oxigênio dissolvido a serem mantidas no corpo d'água classe 2 são estabelecidas pela COPAM 08/2022 (MINAS GERAIS, 2022), e estão apresentadas na Tabela 5.

Tabela 5 - Concentrações mínimas de oxigênio dissolvido estabelecido COPAM 08/2022 para as águas doces superficiais classe 2.

Classe	OD mínimo (mg L ⁻¹)
Especial	Não são permitidos lançamentos, mesmo tratados
1	6,0
2	5,0
3	4,0
4	2,0

Fonte: Brasil (2005).

b) DBO_5 e demanda última no rio após a mistura com o despejo

$$DBO_{5o} = \frac{Qr \cdot DBO_r + Qe \cdot DBO_e}{Qr + Qe} \quad (4)$$

$$Lo = DBO_{5o} \cdot K_T \quad (5)$$

$$K_T = \frac{DBO_u}{DBO_5} = \frac{1}{1 - e^{-5k_1}} \quad (6)$$

em que:

DBO_{5o} = concentração de DBO_5 , logo após a mistura (mg L⁻¹);

Lo = demanda última de oxigênio, logo após a mistura (mg L⁻¹);

DBO_r = concentração de DBO_5 do rio (mg L⁻¹);

DBO_e = concentração de DBO_5 do esgoto (mg L⁻¹);

K_T = constante para transformação da DBO_5 a DBO última (DBO_u).

O coeficiente de desoxigenação (K_1) depende das características da matéria orgânica, além da temperatura e da presença de substâncias inibidoras. Na Tabela 6 estão apresentados os valores típicos de K_1 .

Tabela 6 - Valores típicos de K_1 para diferentes tipos de efluentes.

Origem	K_1 (d^{-1})
Água residuária de elevada concentração	0,35 – 0,45
Água residuária de baixa concentração	0,30 – 0,40
Efluente primário	0,30 – 0,40
Efluente secundário	0,12 – 0,24
Efluente terciário	0,10 – 0,20
Rios com águas limpas	0,09 – 0,21
Água para abastecimento público	< 0,12

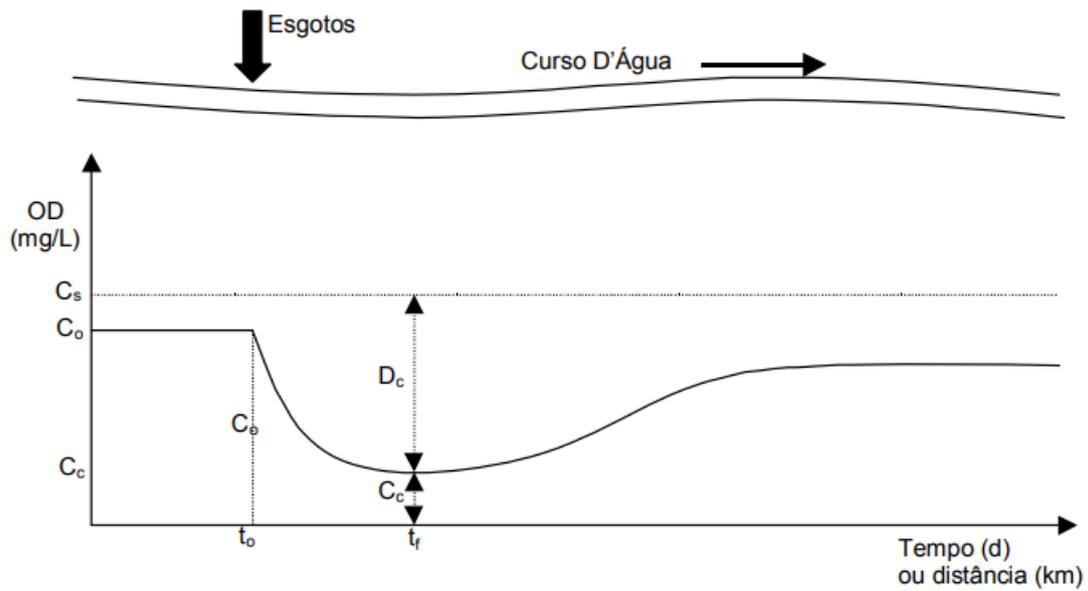
Fonte: Von Sperling (2014).

c) Perfil de oxigênio dissolvido em função do tempo

$$C_t = C_s - \left[\frac{K_1 \cdot L_0}{K_2 - K_1} (e^{-K_1 \cdot t} - e^{-K_2 \cdot t}) + D_0 \cdot e^{-K_2 \cdot t} \right] \quad (7)$$

Ao longo da curva de OD, um ponto é de fundamental importância: o ponto no qual a concentração de oxigênio atinge o mínimo valor. Este é denominado o tempo crítico, e a concentração de oxigênio, a concentração crítica (Figura 3).

Figura 3 - Pontos característicos da curva de depleção de OD observada durante o processo de autodepuração.



Fonte: Von Sperling (2014).

Em que o tempo de percurso (t) é calculado pela Equação 8.

$$t = \frac{d}{v \cdot 86400} \quad (8)$$

em que:

d= distância do rio (m);

v= velocidade do rio (m h⁻¹).

O coeficiente de reaeração (K_2) pode ser determinado por vários métodos, uma vez que sua determinação é bastante complexa. Na Tabela 7 está listado os valores típicos de K_2 .

Tabela 7 - Valores típicos do coeficiente de reaeração (K_2) para cursos d'água com diferentes características hidráulicas.

Corpo de água	K_2 (d^{-1})	
	Profundo	Raso
Pequenas lagoas	0,12	0,23
Rios vagarosos, grandes lagos	0,23	0,37
Grandes rios com baixa velocidade	0,37	0,46
Grandes rios com velocidade normal	0,46	0,69
Rio rápidos	0,69	1,15
Corredeiras e quedas d'água	> 1,15	> 1,61

Fonte: Von Sperling (2014).

Além dos valores apresentados na Tabela 7, é possível calcular por métodos hidráulicos, como mostrado na Tabela 8.

Tabela 8 - Valores típicos de K_2 obtidos a partir das características hidráulicas do curso d'água (base e, 20°C).

Pesquisador	Fórmula	Faixa de aplicação
		0,6 m \leq H < 4,0 m
O' Connor e Dobbins (1958)	$3,73 \cdot v^{0,5} \cdot H^{-1,5}$	0,05 m s ⁻¹ \leq v < 0,8 m s ⁻¹
		1
		0,6 m \leq H < 4,0 m
Churchill et al. (1962)	$5,0 \cdot v^{0,97} \cdot H^{-1,67}$	0,8 m s ⁻¹ \leq v < 1,5 m s ⁻¹
		0,1 m \leq H < 0,6 m
Owens et al. (apud Branco, 1976)	$5,3 \cdot v^{0,67} \cdot H^{-1,85}$	0,05 m s ⁻¹ \leq v < 1,85 m s ⁻¹

Fonte: Von Sperling (2014).

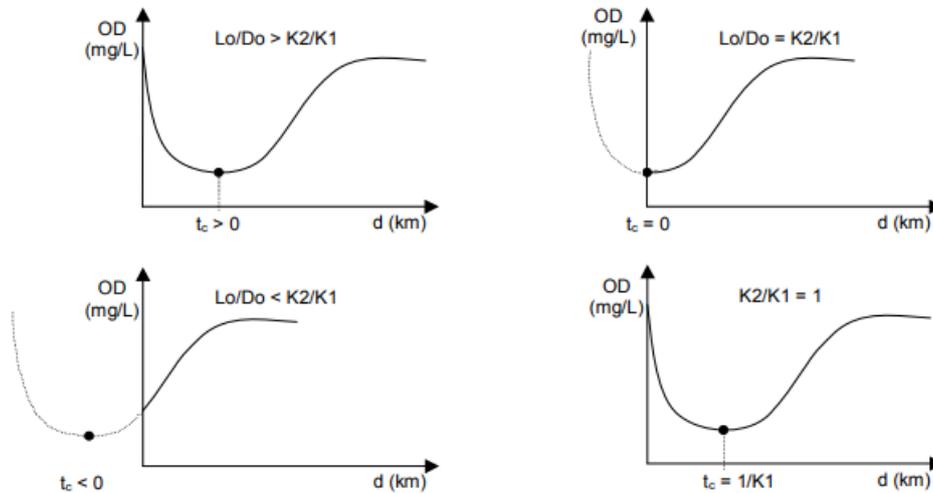
d) Tempo crítico (tempo em que ocorre a concentração mínima de OD)

É importante que além de se obter a concentração crítica de OD ao longo do curso d'água, se obtenha também o local onde ocorrerá esta concentração mínima de OD (Equação 9).

$$t_c = \frac{1}{K_2 - K_1} \ln \left\{ \frac{K_2}{K_1} \left[1 - \frac{D_o \cdot (K_2 - K_1)}{L_o \cdot K_1} \right] \right\} \quad (9)$$

Algumas situações podem ocorrer na utilização da fórmula do tempo crítico (Figura 4), dependendo da relação (D_0/L_0) e (K_2/K_1) .

Figura 4 - Relação entre o tempo crítico e os termos (D_0/L_0) e (K_2/K_1) .



Fonte: Von Sperling (2014).

e) Déficit crítico e concentração crítica de oxigênio

$$Dc = \frac{K1}{K2} Lo \cdot e^{-K1 \cdot tc} \tag{10}$$

$$Cc = Cs - Dc \tag{11}$$

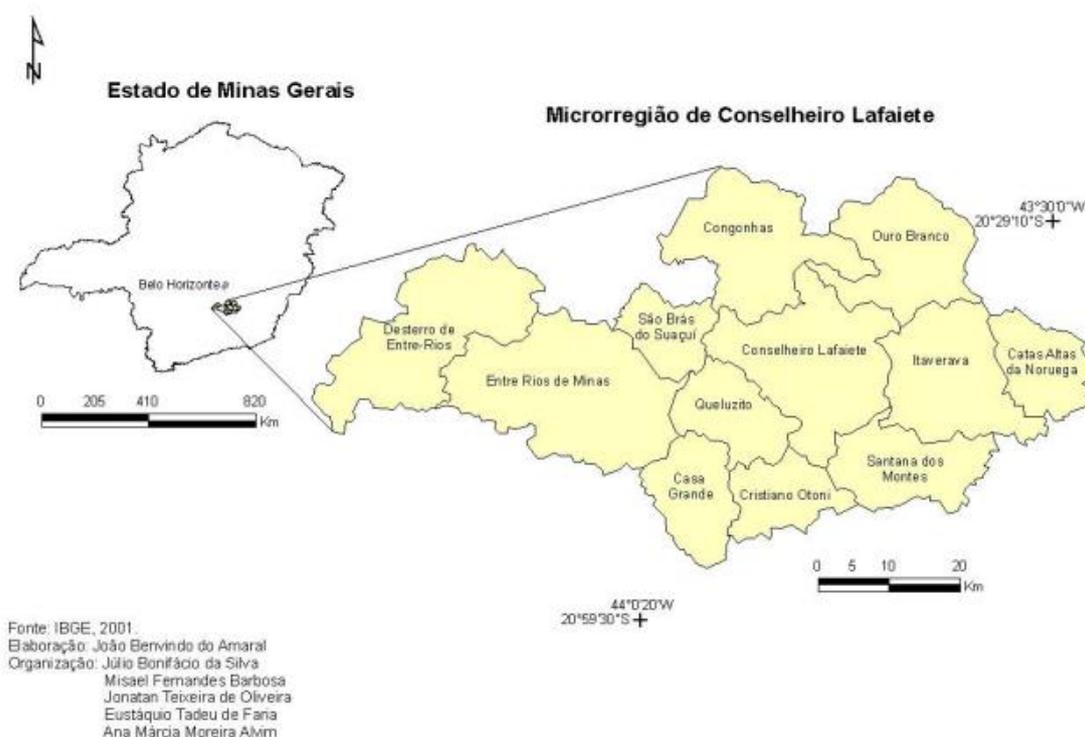
A partir das equações propostas, é possível modelar o processo de autodepuração de um curso d'água. A modelagem como ferramenta complementar à gestão dos recursos hídricos torna-se instrumento amplamente aceito para o correto diagnóstico de problemas de qualidade da água e posterior desenvolvimento de estratégias de resolução, ou seja, possibilita gerar cenários futuros, estimando custos e, principalmente, as principais medidas preventivas a serem tomadas na execução das atividades humanas (FLECK et al., 2013).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Caracterização do local de estudo

O corpo d'água em estudo será o rio Bananeiras, que nasce no município de Conselheiro Lafaiete, que é um município de Minas Gerais, localizado aproximadamente a 100 km da capital mineira (Figura 5) e segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2022), o município tem população estimada, no ano de 2022 de 131.621 habitantes.

Figura 5 - Localização da microrregião de Conselheiro Lafaiete no estado de Minas Gerais.



Fonte: Alvim et al. (2012).

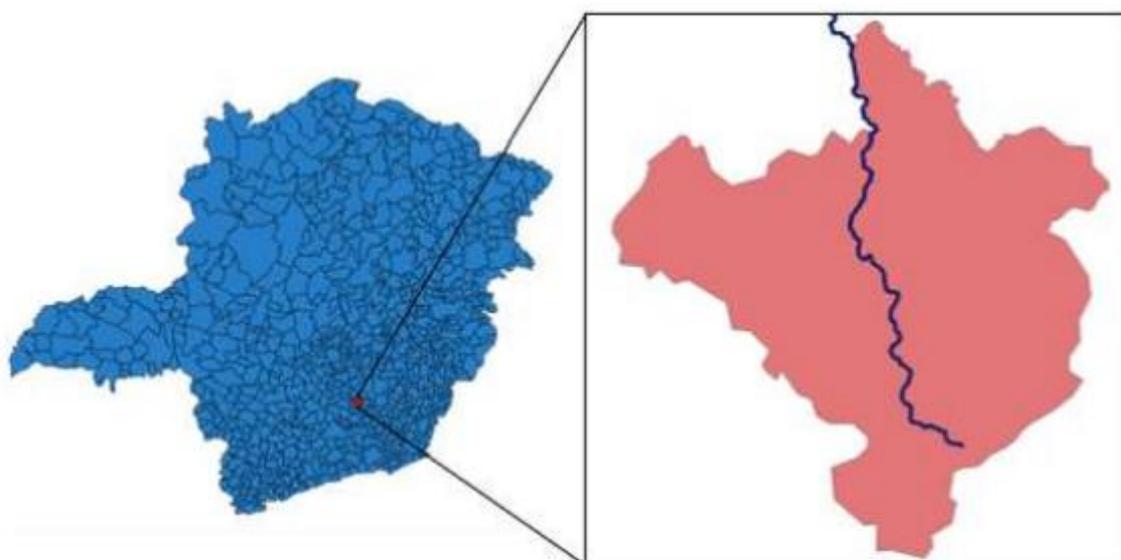
Na Tabela 9 estão apresentados os dados obtidos por meio do software Qgis 3.8.3 sobre a caracterização da microbacia do rio Bananeiras (FERREIRA; LIMA; TEIXEIRA, 2021). Enquanto na Figura 6 está apresentada a inserção do rio Bananeiras no município de Conselheiro Lafaiete.

Tabela 9 - Caracterização hidrogeomorfológica da microbacia do rio Bananeiras.

Índice	Resultados
Área da microbacia (km ²)	94,58
Perímetro (km)	101,15
Comprimento do rio principal (km)	20
Declividade média do rio principal (m m ⁻¹)	0,0061
Comprimento de todos os cursos d'água (km)	224,15
Comprimento axial da microbacia (km)	27,55
Altitude máxima (m)	1171
Altitude média (m)	1006
Altitude mínima (m)	897,9
Fator de forma - Kf	0,12
Coefficiente de compactidade - Kc	2,9
Índice de circularidade - Ic	0,12
Densidade de drenagem - Dd (km km ⁻²)	2,37
Tempo de concentração - tc (h)	7,7
Declividade média da microbacia (%)	16,86

Fonte: Ferreira, Lima e Teixeira (2021).

Figura 6 - Localização do rio Bananeiras no município de Conselheiro Lafaiete - MG



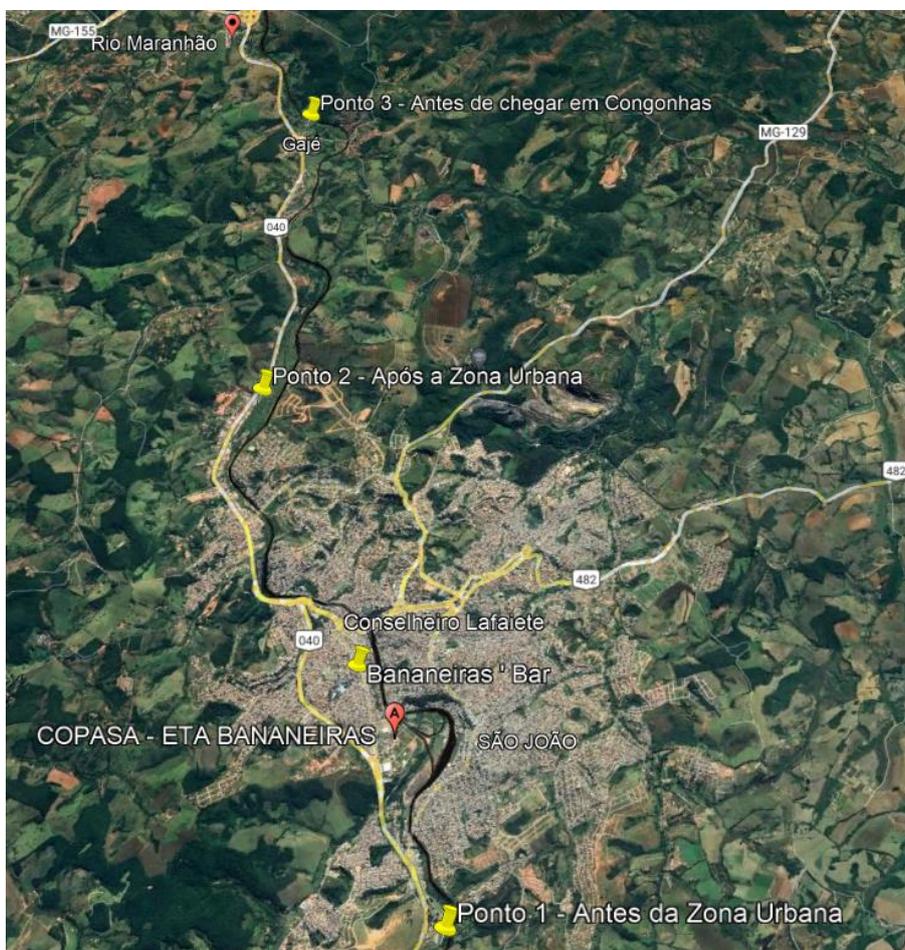
Fonte: Ferreira; Lima; Teixeira (2021).

4.2 Identificação dos pontos amostrais de qualidade de água

O município apresenta uma estação de tratamento de esgotos, a ETE-Bananeiras, que trata parte do esgoto da área urbana. O rio Bananeiras, após cortar Conselheiro Lafaiete, deságua no rio Maranhão, utilizado pela população de Congonhas, MG.

O estudo se dará por meio da análise de três pontos amostrais de qualidade de água: um ponto antes da zona urbana ($20^{\circ}41'45.46''S$, $43^{\circ}47'17.29''O$); um ponto depois da zona urbana de Conselheiro Lafaiete e após passar pela ETE Bananeiras, no rio Bananeiras ($20^{\circ}37'47.80''S$, $43^{\circ}48'33.34''O$) e o último ponto no rio Bananeiras antes de desaguar no rio Maranhão, localizado no bairro Gajé ($20^{\circ}35'22.01''S$, $43^{\circ}48'13.39''O$) (Figuras 7 e 8).

Figura 7 - Distribuição dos pontos amostrais de coleta de água superficial no rio Bananeiras na área urbana da cidade de Conselheiro Lafaiete – MG.



Fonte: Adaptado de Google Earth (2023).

Figura 8 - Identificação do local de coleta das amostras de água superficial no rio Bananeiras na área urbana da cidade de Conselheiro Lafaiete – MG: (A) Ponto 1 – antes da área urbana; (B) Ponto 2 – após a ETE Bananeiras; (C) Ponto 3 – rio Bananeiras antes de desaguar no rio Maranhão.



Fonte: Da Autora (2023).

As amostras de água foram coletadas no dia 10 de outubro de 2023. Para a realização da coleta das amostras de água foi utilizado um balde esterilizado e uma corda para conseguir acessar o rio. Após encher o balde com água, foi submersa uma garrafa plástica de 500 mL esterilizada no balde três vezes para ambientação, depois a garrafa foi totalmente submersa de forma que ficasse levemente inclinada para que não formasse bolha de ar. Por fim, a amostra foi colocada numa bolsa térmica com gelo para preservação da amostra. Logo após a realização das coletas as amostras foram levadas

para o Laboratório da UFSJ Campus Paraopeba em Ouro Branco para as análises de DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio e OD – Oxigênio Dissolvido.

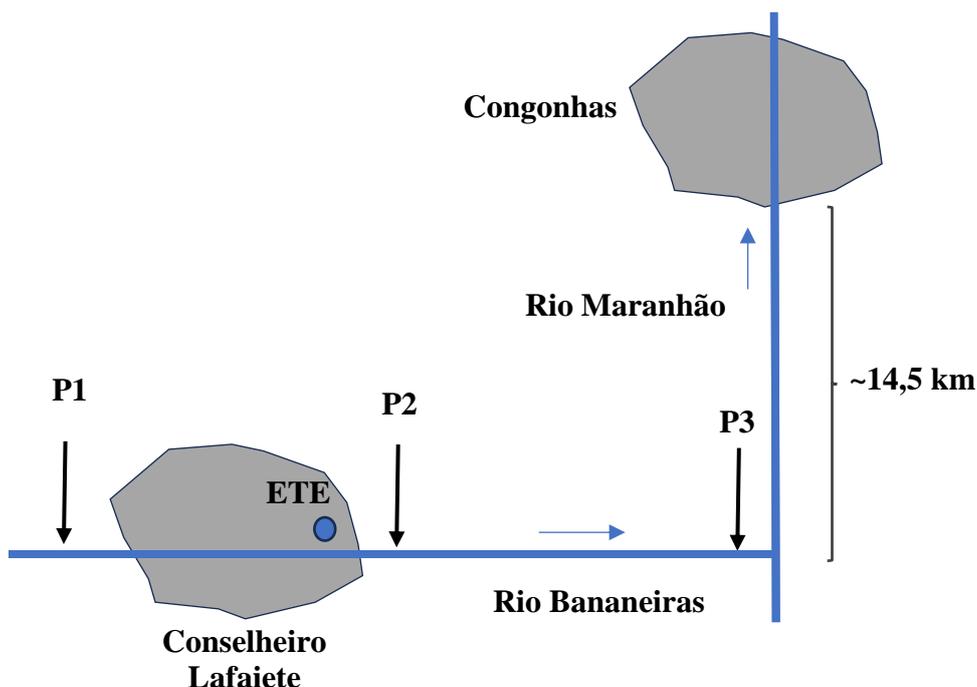
Para a análise de oxigênio dissolvido foi utilizado o método Winkler modificado pela azida sódica (APHA; AWWA; WEF, 2005). E para a DBO foi avaliada segundo a NBR 12614 através do método de incubação após 5 dias de incubação à 20°C.

4.3 Estudo de autodepuração do rio Maranhão

Para realização do estudo de autodepuração do rio Maranhão foi necessário o levantamento de algumas informações por meio da literatura e a adoção de coeficientes obtidos em livros técnicos.

Considerou-se ainda o rio Bananeiras como o único afluente e contribuidor da carga orgânica para o do rio Maranhão no local do estudo (Figura 9). Desconsiderou-se aqui as contribuições difusas urbanas e rurais, e as fontes pontuais industriais. As equações utilizadas na avaliação do presente trabalho são aquelas apresentadas por Von Sperling (2014) e descritas no item 4.5 (Equações 2 a 11).

Figura 9 - Diagrama esquemático da localização do rio Bananeiras e do rio Maranhão em relação às fontes de contribuição pontuais de esgoto.



Fonte: Da Autora (2023).

4.3.1 Caracterização da matéria orgânica e oxigênio dissolvido

No rio Bananeiras, considerou-se os valores obtidos na análise de DBO e de OD realizada no Ponto 3 como sendo representativos da matéria orgânica e do oxigênio dissolvido deste curso d'água. Considerou-se ainda que o coeficiente de degradação da matéria orgânica (K_1) igual a $0,2 \text{ d}^{-1}$ (Tabela 6 - Efluente secundário) por considerar que parte dos esgotos domésticos da cidade de Conselheiro Lafaiete são tratados na ETE Bananeiras.

Para o rio Maranhão, por ser uma área de cabeceira, não possuir cidades a montante que contribuam para despejos no manancial, adotou-se que este apresenta as características consideradas para curso d'água classe 2, ou seja, DBO de $5,0 \text{ mg L}^{-1}$ e OD de $5,0 \text{ mg L}^{-1}$. Além disso, a Deliberação Normativa COPAM nº 14/1995, estabelece para o rio Maranhão a classe 2 de enquadramento. Para a determinação da concentração de saturação do oxigênio dissolvido, considerou-se a temperatura e a altitude média iguais a $19,3^\circ\text{C}$ e 871 m resultando em um valor médio de C_s de $8,6 \text{ mg L}^{-1}$.

4.3.2 Caracterização da vazão e hidráulica dos mananciais

Considerou-se como vazão de referência do rio Bananeiras aquela estabelecida no Atlas de Esgoto da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), que é de $0,289 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (BRASIL, 2017).

O rio Maranhão não possui dados no Atlas de Esgoto da ANA, nem mesmo estação de medição de vazão, apesar de constar em documento do Serviço Geológico do Brasil (CPRM) uma estação linimétrica em Congonhas (40579995), com valores de vazão em 2014 e 2015 (BRASIL, 2015), esta não está disponível na base de dados do CPRM e nem da ANA. Este mesmo documento estabelece uma curva chave (graficamente) em que relaciona a altura da lâmina d'água com a vazão do rio (CPRM, 2015).

Assim, a vazão do rio Maranhão foi considerada como a média do período observado pelo CPRM durante os anos de 2014 e 2015, sendo de $10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ com uma cota de $1,5 \text{ m}$.

O comprimento do rio Maranhão, entre a confluência com o rio Bananeiras (Coordenada inicial: $20^\circ34'57.02''\text{S}$ e $43^\circ48'25.90''\text{O}$) e até um ponto na zona urbana de Congonhas (Coordenada Final: $20^\circ30'20.19''\text{S}$ e $43^\circ51'17.34''\text{O}$), foi obtido por medição direta em imagem do Google Earth, alcançando aproximadamente $14,5 \text{ km}$.

Para determinação do coeficiente de reaeração (K_2), considerou o valor de $0,37 \text{ d}^{-1}$, a partir de uma caracterização visual in loco, considerou-se o valor limite entre rios vagarosos e rios grandes com baixa velocidade (Tabela 7).

Outras considerações necessárias foram para o estipular a velocidade. Para encontrar a velocidade foi feita através do valor do K_2 encontrado pela Tabela 7 e pela fórmula de Connor, encontrada na Tabela 8. Além disso, para a profundidade foi considerada a cota da vazão de $10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, retirado do estudo de CPRM (2015). Para o cálculo utilizou-se a equação de O'Connor e Dobbins (1958) apresentada na Tabela 8, para K_2 e H iguais a $0,37 \text{ d}^{-1}$ e 1,5 m. Para estes valores a velocidade foi de $0,42 \text{ m s}^{-1}$.

Por fim, para encontrar o tempo de percurso, foi substituído os valores encontrados anteriormente na fórmula 8.

Tabela 10 - Dados de entrada da modelagem por Streeter-Phelps do processo de autodepuração do rio Maranhão.

Parâmetros	Dados do rio Maranhão	Dados do efluente	Dados da mistura
Vazão ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$)	10	0,289	10,289
OD (mg L^{-1})	5	3,7	-
Cs (mg L^{-1})	8,6	-	-
DBO (mg L^{-1})	5,0	790	-
K_1 (d^{-1})	0,20	-	-
K_2 (d^{-1})	0,37	-	-
t (d)	0,39	-	-
d (m)	14074	-	-
v (m s^{-1})	0,42	-	-

Fonte: Da Autora (2023).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização ambiental do rio Bananeiras

Ao se analisar a Figura 8, nota-se que no ponto 1 a água apresentava uma coloração mais clara, ou seja, é o ponto com a água menos turva. No ponto 2, após percorrer o perímetro urbano e receber efluente sem tratamento e efluente tratado na ETE Bananeiras, foi perceptível o tom acinzentado devido ao despejo de efluentes sanitários (Figura 10) e um odor significativo. Por fim, no ponto 3 é visível que a água apresenta

uma coloração mais turva, porém, com tonalizado amarronzada, que pode ser devido ao carreamento de solo pelo escoamento superficial, e não apresenta odor forte.

Outro aspecto relevante é que o rio Bananeiras recebe esgoto doméstico diretamente como mostrado na Figura 10, o que pode acarretar diversos danos para a saúde da população e ao meio ambiente.

Figura 10 - Pontos de descarte direto de esgoto doméstico no rio Bananeiras.



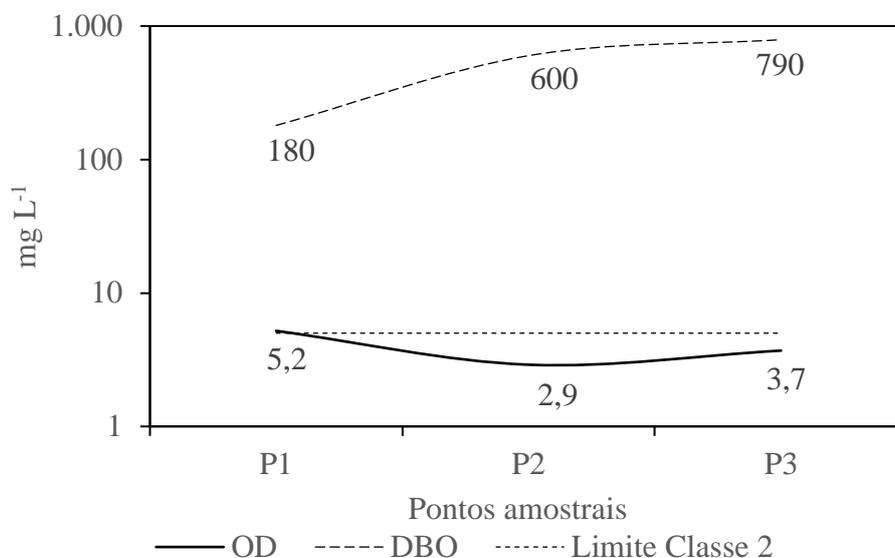
Fonte: Oliveira (2013).

A concentração de oxigênio dissolvido sofre um declínio do OD conforme passa pela zona urbana, onde recebe efluentes sanitários. Pela análise da Figura 11 é possível perceber que antes do rio Bananeiras passar pela cidade de Conselheiro Lafaiete (Ponto 1) o teor de oxigênio dissolvido ($5,2 \text{ mg L}^{-1}$) encontra-se superior aos valores recomendados pela COPAM 08/2022, para a classe 2 ($>5,0 \text{ mg L}^{-1}$), o que evidencia uma qualidade melhor do rio.

Por outro lado, nos demais pontos (Ponto 2 e Ponto 3) foi percebida uma grande redução do OD. Tal fato pode ser atribuído à descartes de elevadas quantidades de esgotos. Essa diminuição de OD deve ser contornada para que o corpo hídrico em estudo volte a ter as condições semelhantes às encontradas no Ponto 1.

Outro fator relevante é que existe uma ETE antes do Ponto 3, ETE Bananeiras. Nota-se que entre os valores do Ponto 2 e depois da ETE (Ponto 3) houve um pequeno aumento no nível de OD, o que evidencia a influência da ETE no curso hídrico, porém com a eficiência mais baixa do que o esperado.

Figura 11 - Teores de oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) nas amostras de água superficial coletadas no rio Bananeiras em Conselheiro Lafaiete – MG.



Fonte: Do Autor (2023).

O resultado da DBO do Ponto 1, mostra que mesmo antes de passar pela cidade há contribuição orgânica para o curso d'água, e o rio não apresentava as condições adequadas para a classe 2 ($< 5,0 \text{ mg L}^{-1}$ de DBO). A cidade tende a piorar a qualidade do curso d'água, e mesmo após receber parte do esgoto tratado da cidade e percorrer uma determinada distância houve aumento da DBO do manancial, que pode ser atribuída às fontes pontuais e difusas de contaminação orgânica que alcançar o rio Bananeiras.

Dados dos estudos de Fia et al. (2015) e Menezes et al. (2016) verificaram situação semelhante para o Ribeirão Vermelho em Lavras-MG. Em que, logo após a nascente, e percorrida pequena distância no centro urbano, já havia degradação da qualidade da água com redução do OD e elevação da DBO. E ainda, mesmo após percorrer cerca de 15 km, antes de desaguar no rio Grande, a qualidade do manancial não melhorava de forma a alcançar as características de qualidade da classe 2. O que pode ser atribuído, conforme verificado no presente trabalho, que cursos d'água de pequeno tamanho são apresentadas condições adequadas para degradação dos despejos orgânicos lançados por cidades de médio porte populacional, de forma a atender a classe 2 de qualidade da água.

5.2 Modelagem da autodepuração do rio Maranhão

Após a aplicação dos parâmetros de entrada (Tabela 10) no modelo de Streeter-Phelps para realizar a modelagem da autodepuração do trecho do rio Maranhão entre a confluência com o rio Bananeiras e a cidade de Congonhas, foram obtidos os resultados apresentados na Tabela 11.

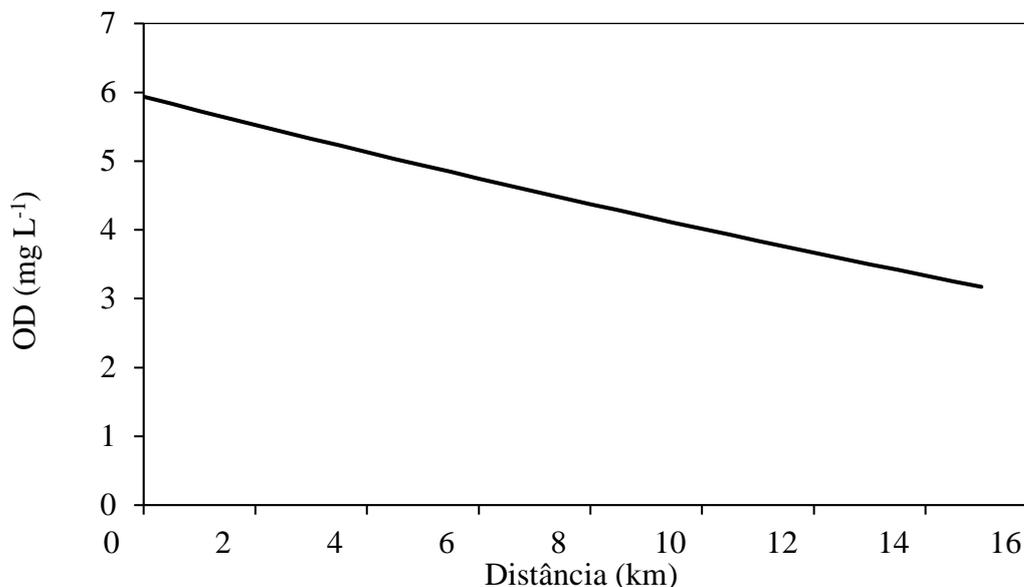
Tabela 11 - Resultados encontrados para a modelagem da autodepuração do trecho do rio Maranhão entre a confluência com o rio Bananeiras e a cidade de Congonhas e a cidade de Congonhas.

Variáveis	Resultado
Co (mg L ⁻¹)	5,94
Do (mg L ⁻¹)	2,66
DBO ₅ (mg L ⁻¹)	27,01
K _T (d ⁻¹)	1,58
Lo (mg L ⁻¹)	42,73
Ct (mg L ⁻¹)	3,31
t (d)	0,39
tc (d)	3,30
Dc (mg L ⁻¹)	11,94
Cc (mg L ⁻¹)	-3,34

Fonte: Da Autora (2023).

Observando os valores encontrados foi possível plotar um gráfico da modelagem da autodepuração para visualização e melhor entendimento de como o rio chegará à cidade de Congonhas.

Figura 12 - Perfil de oxigênio dissolvido obtido no estudo de autodepuração ao longo do rio Maranhão da confluência com o rio Bananeiras que recebe os esgotos tratados e sem tratamento da cidade de Conselheiro Lafaiete, até a cidade de Congonhas.



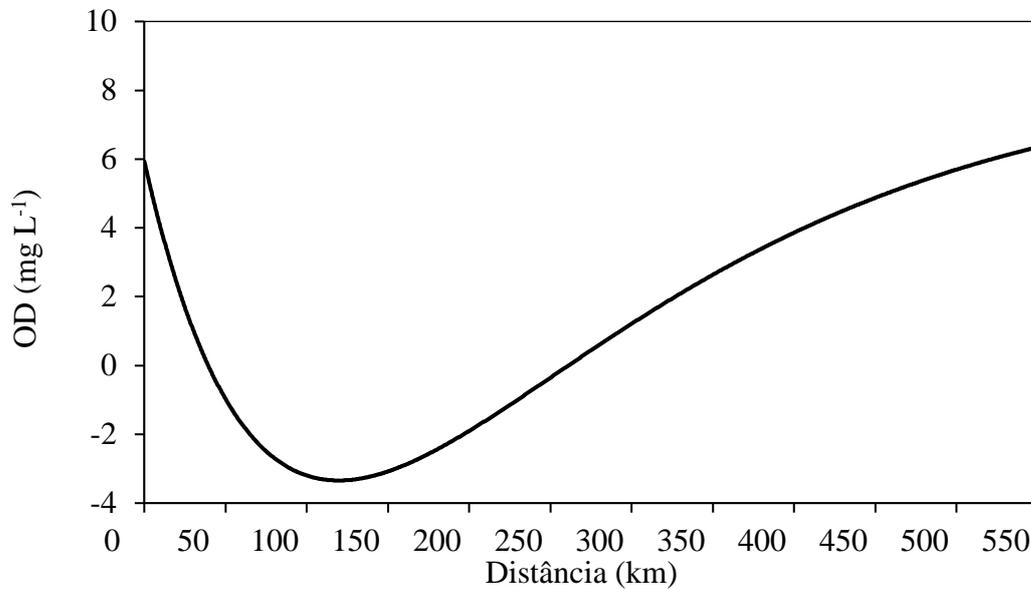
Fonte: Da Autora (2023).

É possível visualizar na Figura 12 que a concentração de oxigênio dissolvido é decrescente no rio Maranhão, desde a recepção das águas do rio Bananeiras. Ainda, dentro do trecho de 14,5 km até Congonhas, o rio Maranhão não tem capacidade de se autodepurar, devido às elevadas contribuições de esgoto da cidade de Conselheiro Lafaiete e pelas condições hidráulicas do rio desfavoráveis para que a autodepuração ocorra como vazão pequena, trecho curto e velocidade baixa.

Além disso, vale ressaltar que é um cenário em que se considerou que o rio não recebe mais nenhuma carga orgânica concentrada ou difusa ao longo do trecho em estudo, o que na prática não ocorre. Ou seja, o rio recebe mais cargas orgânicas, que faz a DBO aumentar e conseqüentemente faz com o tempo de recuperação (distância) seja ainda maior.

Para que seja possível acontecer o processo de autodepuração nas condições hidráulicas do rio e somente considerando os efluentes de Conselheiro Lafaiete, tem-se o gráfico do comportamento do OD, como mostra a Figura 13.

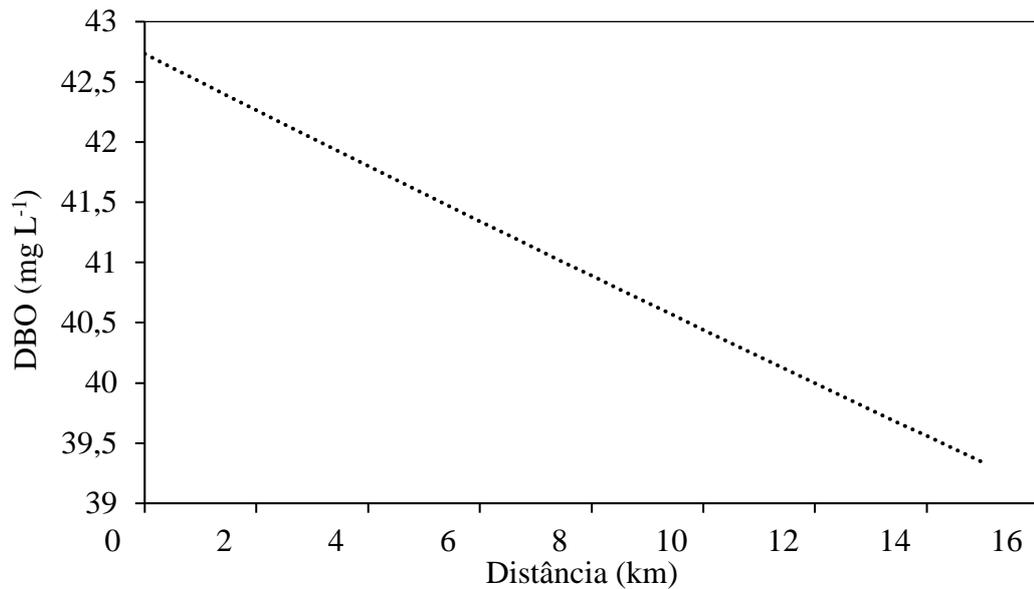
Figura 13 - Perfil de oxigênio dissolvido obtido no estudo de autodepuração ao longo do rio Maranhão da confluência com o rio Bananeiras que recebe os esgotos tratados e sem tratamento da cidade de Conselheiro Lafaiete para o cenário onde a autodepuração é efetiva.



Fonte: Da Autora (2023).

Na Figura 13 é observado que o aumento da concentração de OD para valores superiores a $5,0 \text{ mg L}^{-1}$ só ocorre a uma distância de aproximadamente 450 km. Consideradas as outras variáveis constantes. Isso se deve à baixa capacidade de diluição do curso d'água, bem como a reduzida velocidade de escoamento que limita a inserção de OD no rio e promova de forma mais rápida a autodepuração.

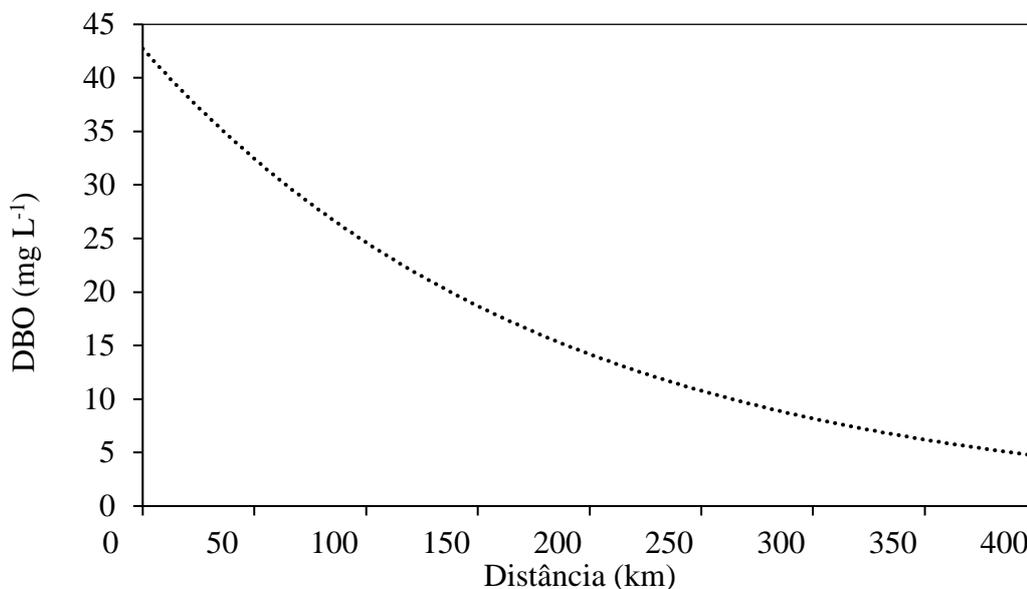
Figura 14 - Perfil de DBO obtido no estudo de autodepuração ao longo do rio Maranhão da confluência com o rio Bananeiras que recebe os esgotos tratados e sem tratamento da cidade de Conselheiro Lafaiete.



Fonte: Da Autora (2023).

Na Figura 14 evidencia-se que a DBO no rio Maranhão vai diminuindo ao longo do trecho estudado, porém não é o suficiente para que o rio volte as condições indicadas para classe 2. Tal fato é devido ao alto nível de carga orgânica despejada e pelas condições hidráulicas do rio desfavoráveis para o processo de autodepuração.

Figura 15 - Perfil de DBO obtido no estudo de autodepuração ao longo do rio Maranhão da confluência com o rio Bananeiras que recebe os esgotos tratados e sem tratamento da cidade de Conselheiro Lafaiete para o cenário onde a autodepuração é efetiva.



Fonte: Da Autora (2023).

Nota-se na Figura 15 que a DBO volta ao limite da classe 2 estabelecido pela COPAM 08/2022 em aproximadamente 400 km após a confluência dos rios, no qual, esse cenário está fora da realidade. Essa necessidade de uma distância muito grande é devido à grande quantidade de carga orgânica vindo do rio Bananeiras e devido as condições hidráulicas do rio desfavorável como citado anteriormente.

Muitos rios de menor porte não têm a capacidade de se autodepurar. Entretanto, o mais preocupante é que muitos rios, mesmo quando se prevê o tratamento dos esgotos, não apresenta capacidade de autodepuração, como o observado por Salla et al. (2013) no rio Jordão, no triângulo mineiro.

A questão abordada também se assemelha a realidade na maioria das cidades da Bacia do Alto Rio Grande, o que evidencia a fragilidade dos nossos recursos hídricos e poucas perspectivas de melhoria em muitas cidades. Segundo pesquisas do Gomides et al. (2023), ao avaliarem diferentes cenários para o tratamento de esgotos em diferentes cidades da Bacia do Alto Rio Grande concluíram que as ações propostas no marco legal do saneamento (BRASIL, 2020), que, apesar de preverem a obrigatoriedade de 90% da coleta e tratamento de esgoto para todos os municípios, não são suficientes para garantir o cumprimento do marco, mesmo com elevadas eficiências de remoção nas ETEs, algumas acima de 99%.

A necessidade de estações de tratamento de esgotos eficientes foi abordada por Dutra, Fia e Ribeiro (2022). Os autores verificaram para o Rio Paraibuna em Juiz de Fora/MG que a eficiência do tratamento deveria alcançar 90%, e todo o esgoto deveria ser coletado e tratado, para que as condições do curso d'água fossem mantidas como classe 2.

Na região de estudo é imprescindível a adoção de medidas mitigadoras para melhorar a qualidade da água dos rios estudados, tais como: sensibilização da população sobre a sua importância na gestão dos recursos hídricos e os danos de descartar esgoto direto no curso d'água; erradicar pontos de despejo de esgoto clandestinos no rio; aumentar a eficiência da ETE Bananeiras, além do mais, é importante ressaltar a necessidade de se planejar um sistema de esgotamento sanitário que atenda a demanda atual e seja possível se adequar para o aumento da população.

Além dessas medidas citadas é de suma importância que o poder público trate a gestão de recursos hídricos com sua devida importância e elabore um Plano Diretor que contemple programas específicos e integrados, desta forma é possível prevenir futuras contribuições clandestinas por meio do aumento das fiscalizações para garantir que não haja descarte direto nem que as empresas ao entorno despejem efluentes fora dos padrões estabelecidos e inserção de programas de educação ambiental com a população da cidade sobre essa temática.

6. CONCLUSÃO

De acordo com as análises de OD e DBO realizadas que o rio Bananeiras não possui uma boa qualidade, uma vez que, que apresentam alto nível de DBO e OD baixo. Vale reforçar que mesmo antes de passar pelo perímetro urbano o rio Bananeiras já apresentava uma DBO elevada, assim, o rio já não se enquadrava mais nos padrões de limites da classe 2. Tal fato pode se justificar pela interferência do uso e ocupação do solo a montante do ponto coletado, onde predomina a agricultura. Além disso, o rio recebe carga orgânica ao longo do seu curso o que acarreta no agravamento dos danos.

Ademais, pela simulação fica evidente que não ocorre a autodepuração do rio Maranhão no trecho estudado, visto que, o rio possui condições hidráulicas desfavoráveis, já que possui uma vazão baixa, velocidade baixa, sem quedas para inserção de oxigênio, além de ser um trecho curto de estudo e de receber alto nível de carga orgânica.

REFERÊNCIAS

ALVIM, A. M. M et al. Análise da hierarquia urbana da microrregião de Conselheiro Lafaiete/MG. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 13, n. 42, p.28 – 41, 2012.

APHA - American Public Health Association; AWWA - American Water Works Association; WEF - Water Environment Federation. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22. ed. Washington, D.C.: APHA/AWWA/WEF, 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 9648: **Estudo de Concepção de Sistemas de Esgoto Sanitário**. Rio de Janeiro: Moderna, 5 p., 1986.

ATLAS ESGOTO. RELATÓRIO DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO MUNICIPAL 2017.

BAXA, M. et al. Dissolved oxygen deficits in a shallow eutrophic aquatic ecosystem (fishpond)–Sediment oxygen demand and water column respiration alternately drive the oxygen regime. **Science of The Total Environment**, v. 766, p. 142647, 2021.

BRAGA, B et al. **Introdução à engenharia ambiental**. 2ª ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005. 313 p.

BRASIL, Lei Nº 14.026, de 15 de julho de 2020. **Atualiza o marco legal do saneamento básico**. Brasília, DF: Diário Oficial da União, 2020.

CAMPOS, J. R. Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. 2000.

Clima Data. **Clima Congonhas**. Disponível em <https://pt.climate-data.org/america-do-sul/brasil/minas-gerais/congonhas-880149/>. Acesso em 17 de nov. de 2023.

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). **Oxigênio Dissolvido**. Disponível em <https://cetesb.sp.gov.br/mortandade-peixes/alteracoes-fisicas-e-quimicas/oxigenio-dissolvido/>. Acesso em 07 nov. de 2023.

DA SUPERINTENDÊNCIA, Área de Atuação; DE BELO HORIZONTE, Regional da CPRM. ACOMPANHAMENTO DA ESTIAGEM NA REGIÃO SUDESTE DO BRASIL. 2015.

DEMARS, B. O. L.; MANSON, J. R. Temperature dependence of stream aeration coefficients and the effect of water turbulence: A critical review. **Water Research**, v. 47, n. 1, p. 1-15, 2013.

DUTRA, W. C. P.; FIA, R.; RIBEIRO, C. B. M. Water quality modeling in the Paraíba River in Juiz de Fora/MG: diagnosis and prognosis. Juiz de Fora, **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 57, p. 256-267, 2022.

FALCÃO, J. C. et al. Avaliação da autodepuração do Rio Tambay na cidade de Bayeux Paraíba/Brasil. 2011.

FIA, R. et al. Qualidade da água de um ecossistema lótico urbano. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, p. 267-275, 2015.

FLECK, L. et al. Conceitos e importância da modelagem matemática de qualidade da água para gestão dos recursos hídricos Concepts and importance of mathematical modeling of water quality for water resources management. **AMBIÊNCIA**, v. 9, n. 3, p. 487-504, 2013.

GARCIA, J. M. et al. Degradação ambiental e qualidade da água em nascentes de rios urbanos. **Sociedade & Natureza**, v. 30, p. 228-254, 2020.

GOMIDES, C. E. et al. Deterministic and probabilistic modeling of microbiological quality using the QUAL-UFMG: a water resource management tool applied on the slope waters of the Grande River, Brazil. **Water Science and Technology**, v. 87, n. 8, p. 2020-2042, 2023.

HAIDER, H.; AL, W.; HAYDAR, S. A review of dissolved oxygen and biochemical oxygen demand models for large rivers. **Pakistan Journal of Engineering and Applied Sciences**, 2013.

HUTCHINS, M. G. et al. Intense summer floods may induce prolonged increases in benthic respiration rates of more than one year leading to low river dissolved oxygen. **Journal of Hydrology X**, v. 8, p. 100056, 2020.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. **Panorama: Conselheiro Lafaiete**. Disponível em <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/conselheiro-lafaiete/panorama>. Acesso em 10 de set. de 2023.

Instituto Mineiro de Gestão das Águas – IGAM. **Índice de Qualidade Das Águas – IQA**, 2023. Disponível em <https://portalinfohidro.igam.mg.gov.br/sem-categoria/319-indice-de-qualidade-das-aguas-iqa>. Acesso em 18 out. 2023.

Instituto Mineiro de Gestão das Águas - IGAM. **Projeto de Gerenciamento Integrado das Atividades Desenvolvidas em Terra na Bacia do São Francisco**: Estudo de Viabilidade de Implementação de Agência de Bacia na Sub-Bacia do Rio Maranhão – MG. Disponível em https://cdn.agenciapeixevivo.org.br/media/2019/06/Estudo-de-Viabilidade-para-Implementa%C3%A7%C3%A3o-de-Ag%C3%A2nciade-Bacia-na-Sub-bacia-do-Rio-Maranh%C3%A3o_MG.pdf. Acesso em 17 de nov. de 2023.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, A. C. **Tratamento de Esgotos Domésticos, Concepções Clássicas de Tratamento de Esgotos**. 2ª edição. CETESB, São Paulo, 2005, 544p.

KOTWICKI, L. et al. Total benthic oxygen uptake in two Arctic fjords (Spitsbergen) with different hydrological regimes. **Oceanologia**, v. 60, n. 2, p. 107-113, 2018.

LE, T. T. H.; FETTIG, J.; MEON, G. Kinetics and simulation of nitrification at various pH values of a polluted river in the tropics. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 19, n. 1, p. 54-65, 2019.

MENEZES, J. P. C. et al. Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, p. 519-534, 2016.

MINAS GERAIS, Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH/MG nº 8, de 21 de novembro de 2022. Diário executivo de Minas Gerais de 02 de dezembro de 2022. Diário Oficial de Minas Gerais, Poder Executivo. Belo Horizonte, 2022.

NAHAS, M. I. P. et al. Desigualdade e discriminação no acesso à água e ao esgotamento sanitário na Região Metropolitana de Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 35, p. e00100818, 2019.

OLIVEIRA, L. S. **A qualidade das águas do rio Bananeiras: uma análise fundamental.** Trabalho de Conclusão de Curso - Faculdade Santa Rita – FaSaR, Conselheiro Lafaiete, MG, 2013.

ONU Notícias. **2 bilhões de pessoas consomem água contaminada, alerta relatório da ONU.** Disponível em <https://news.un.org/pt/story/2021/11/1771012#:~:text=no%20desenvolvimento%20econ%C3%B4mico,-,Globalmente%2C%20cerca%20de%202%20bilh%C3%B5es%20de%20pessoas%20consumem%20%C3%A1gua%20contaminada,e%20consumo%20de%20%C3%A1gua%20impr%C3%B3pria>. Acesso em 07 nov. de 2023.

PESSOA, M. A. R. et al. Índice fuzzy de qualidade de água para ambiente lótico-IQA FAL. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 25, p. 21-30, 2020.

Portal Info Hidro: Informações sobre Recursos Hídricos. **Índice de Qualidade Das Águas – IQA.** Disponível em <https://portalinfohidro.igam.mg.gov.br/sem-categoria/319-indice-de-qualidade-das-aguas-iqa>. Acesso em 17 de nov. de 2023.

PORTO, M. F. S. et al. Saúde e ambiente na favela: reflexões para uma promoção emancipatória da saúde. **Serviço Social & Sociedade**, p. 523-543, 2015.

REIMERS, C. E. et al. Benthic fluxes of oxygen and heat from a seasonally hypoxic region of Saanich Inlet fjord observed by eddy covariance. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 243, p. 106815, 2020.

RICHTER, C. A.; DE AZEVEDO NETTO, J. M. **Tratamento de água: tecnologia atualizada**. Editora Blucher, 2021.

SALLA, Marcio Ricardo et al. Estudo da autodepuração do Rio Jordão, localizado na bacia hidrográfica do Rio Dourados. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, p. 105-114, 2013.

SARDINHA, Diego de Souza et al. Avaliação da qualidade da água e autodepuração do Ribeirão do Meio, Leme (SP). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, p. 329-338, 2008.

SERAFINI, R. L. **Efeito do oxigênio dissolvido e da amônia na sobrevivência e crescimento de juvenis de dourado, *Salminus brasiliensis***. 2005. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias. Programa de Pós-Graduação em Aquicultura.

SILVA, A. M. S.. As condições da estação de tratamento de esgoto de Mata de São João e os impactos causados à saúde pública e ambiental. 2015.

SILVA, L. et al. Estudo da importância da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) para o controle de qualidade do tratamento de efluentes. 2022.

STREETER, H. W.; PHELPS, E. B. A study of the pollution and natural purification of the Ohio River. **US Department of Health, Education, & Welfare**, 1958.

TAVARES-DIAS, M.; MARIANO, W. dos S. Aquicultura no Brasil: novas perspectivas. **Aspectos Biológicos, Fisiológicos e Sanitários de Organismos Aquáticos**, 2015.

TEIXEIRA, E. K. C.; FERREIRA, R. L.; LIMA, C. V. Caracterização hidrogeomorfológica da microbacia do Rio Bananeiras no município de Conselheiro Lafaiete-MG. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 15, p. e490101522831-e490101522831, 2021.

TSENG, C. Y.; TINOCO, R. O. A model to predict surface gas transfer rate in streams based on turbulence production by aquatic vegetation. **Advances in Water Resources**, v. 143, p. 103666, 2020.

VANDERSLICE, James; BRISCOE, John. Environmental interventions in developing countries: interactions and their implications. **American journal of epidemiology**, v. 141, n. 2, p. 135-144, 1995.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014.