

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PAMPA

GUILHERME PACHECO CASA NOVA

**AVALIAÇÃO DA CAPACIDADE DE AUTODEPURAÇÃO DOS CORPOS D'ÁGUA
NA ÁREA URBANA DE CAÇAPAVA DO SUL**

Caçapava do Sul

2022

GUILHERME PACHECO CASA NOVA

**AVALIAÇÃO DA CAPACIDADE DE AUTODEPURAÇÃO DOS CORPOS D'ÁGUA
NA ÁREA URBANA DE CAÇAPAVA DO SUL**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal do Pampa, como requisito parcial para obtenção do Título de Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária.

Orientadora: Prof^a.Dr^a. Anelise Marlene Schmidt

**Caçapava do Sul
2022**

Ficha catalográfica elaborada automaticamente com os dados fornecidos
pelo(a) autor(a) através do Módulo de Biblioteca do
Sistema GURI (Gestão Unificada de Recursos Institucionais).

N935a Nova, Guilherme Pacheco Casa
Avaliação da capacidade de autodepuração dos corpos d'água
na área urbana de Caçapava do Sul / Guilherme Pacheco Casa
Nova.
84 p.

Trabalho de Conclusão de Curso(Graduação)-- Universidade
Federal do Pampa, ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA, 2022.
"Orientação: Anelise Marlene Schmidt".

1. Autodepuração. 2. OD. 3. DBO. 4. Modelagem Streeter-
Phelps. I. Título.

GUILHERME PACHECO CASA NOVA

AVALIAÇÃO DA CAPACIDADE DE AUTODEPURAÇÃO DOS CORPOS D'ÁGUA NA ÁREA URBANA DE CAÇAPAVA DO SUL

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal do Pampa, como requisito parcial para obtenção do Título de Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária.

Trabalho de Conclusão de Curso II defendido e aprovado em: 18 de março de 2022

Banca examinadora:

Prof^ª. Dr^ª. Anelise Marlene Schmidt
Orientadora
UNIPAMPA

Prof^ª. Dr^ª. Caroline Wagner
UNIPAMPA

Prof^ª. Dr^ª. Cristiane Heredia Gomes
UNIPAMPA



Assinado eletronicamente por **ANELISE MARLENE SCHMIDT, PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 04/04/2022, às 11:10, conforme horário oficial de Brasília, de acordo com as normativas legais aplicáveis.



Assinado eletronicamente por **CRISTIANE HEREDIA GOMES, PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 04/04/2022, às 11:33, conforme horário oficial de Brasília, de acordo com as normativas legais aplicáveis.



Assinado eletronicamente por **CAROLINE WAGNER, PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 07/04/2022, às 16:58, conforme horário oficial de Brasília, de acordo com as normativas legais aplicáveis.



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.unipampa.edu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **0766842** e o código CRC **98E0EA4E**.

Dedico este trabalho a uma pessoa muito especial em minha vida, que sempre incentivou-me a aventurar na Engenharia Ambiental e Sanitária e nunca deixou-me esmorecer diante dos perrengues.

À Juliane Beatriz Lissner, minha amada e parceira.

AGRADECIMENTO

Este trabalho de conclusão de curso (TCC) é resultado de muito esmero, esforço e dedicação como aluno do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, sendo possível alcançar este propósito graças à colaboração e a orientação de professores, técnicos, colegas e o apoio da família.

Agradeço à Universidade Federal do Pampa pelo propósito de ensino público e com excelência em qualidade e pelos investimentos nos cursos de graduação e pós-graduação;

Em especial, quero agradecer à Prof^a.Dr^a. Anelise Marlene Schmidt pela correta orientação e por todo apoio e entusiasmo que lhe é peculiar;

À Prof^a.Dr^a Caroline Wagner pelos apontamentos relevantes e por acreditar na importância desta pesquisa;

Aos professores Mateus Guimarães da Silva e Jéssica Weiler por apresentarem novas ferramentas para que este trabalho tivesse embasamentos e pudesse ser realizado;

Aos professores do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária por nos mostrarem um caminho ético, profissional e ampliar nossos conhecimentos;

Ao colega TAE, geofísico Lenon Melo Ilha por sua dedicação e comprometimento na saídas de campo;

À colega técnica em química Francisca de Oliveira e Silva por sua estimada colaboração nas rotinas de laboratório;

À colega de estágio e geóloga Bárbara Furlan por sua incansável parceria às saídas de campo;

Ao colega de curso e monitor do laboratório, Leonardo Costa Dias, pela ajuda nas análises das amostras;

À monitora, Kamila Viana Prestes, por sua colaboração e dedicação no laboratório;

A todos os colegas do curso que sempre estenderam ajuda e colaboraram de alguma maneira para me tornar um engenheiro ambiental e sanitaria;

Aos colegas técnicos administrativos que durante o período de curso possibilitaram a realização deste sonho;

Um valoroso agradecimento aos motoristas Emerson, Gustavo e Herberto que sempre estiveram disponíveis para saídas de campo;

A toda equipe de terceirizados que auxiliaram na manutenção e organização dos laboratórios.

Serei sempre grato a todos!

A maneira como estamos cuidando de nossas águas reflete um comportamento indiferente e inconsequente diante da importância dos recursos hídricos para nossa sobrevivência. É imprudente fechar os olhos ante o desmatamento, a poluição, o avanço desordenado das cidades e a falta de tratamento dos efluentes urbanos. Continuamos nesse processo desenfreado e estaremos cada vez mais enfrentando escassez de água, problemas de saúde e pandemias globais.

Pensamento do autor

RESUMO

Neste trabalho avaliou-se a capacidade de autodepuração dos cursos d'água localizados na área urbana do município de Caçapava do Sul, RS. A avaliação da autodepuração de corpos d'água permite apresentar um diagnóstico sobre a capacidade do sistema aquático em consumir a matéria orgânica oriunda do despejo de esgoto sanitário lançados ao longo do percurso. Desta forma, através das análises laboratoriais das águas a montante e a jusante e com base em parâmetros indicadores da qualidade da água, juntamente com o auxílio da modelagem de *Streeter-Phelps*, possibilitou estimar a distância e o tempo necessário para as águas desses cursos hídricos recuperarem as características de suas condições naturais e identificou-se os trechos críticos nos quais apresentaram maior impacto ao ambiente aquático. As médias dos parâmetros pH, σ , OD, DBO, alcalinidade, dureza e cloreto para os três cursos d'água enquadraram-se nos padrões de qualidade da água para corpos d'água classe 2 ou 3. O processo de autodepuração desses cursos d'água apresentou uma eficaz capacidade de depleção de DBO(MO) durante o percurso e os três cursos d'água apresentaram acréscimo nos níveis de OD. Portanto, este trabalho poderá contribuir para a geração de estratégias que visam proteger os ecossistemas aquáticos e melhorar a qualidade das águas no município de Caçapava do Sul.

Palavras-chave: Autodepuração, OD, DBO, modelagem *Streeter-Phelps*

ABSTRACT

In this work, the self-purification capacity of watercourses located in the urban area of the municipality of Caçapava do Sul, RS was evaluated. The assessment of the self-purification of water bodies makes it possible to present a diagnosis on the ability of the aquatic system to consume organic matter from the sewage discharged along the route. In this way, through laboratory analyzes of the upstream and downstream waters and based on indicators of water quality, together with the help of Streeter-Phelps modeling, it was possible to estimate the distance and time required for the waters of these water courses. recover the characteristics of their natural conditions and the critical stretches were identified in which they had the greatest impact on the aquatic environment. The averages of the pH, σ , OD, BOD, alkalinity, hardness and chloride parameters for the three watercourses fit into the water quality standards for class 2 or 3 water bodies. 'water showed an effective BOD(MO) depletion capacity during the course and the three watercourses showed an increase in DO levels. Therefore, this work can contribute to the generation of strategies that aim to protect aquatic ecosystems and improve water quality in the municipality of Caçapava do Sul.

Keywords: self-purification, DO, BOD, Streeter-Phelps modeling

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Processos que ocorrem nas zonas de autodepuração	30
Figura 2- Medição da profundidade (A) e das seções no curso d'água (B)	44
Figura 3- Mapa das bacias hidrográficas da área urbana de Caçapava do Sul	47
Figura 4- Percurso do curso d'água A (zona 2)	48
Figura 5- Percurso do curso d'água B (zona 4)	49
Figura 6- Percurso do curso d'água C (zona 5)	50
Figura 7- Ponto de coleta no curso d'água A - Fonte do Mato-ponto 1	51
Figura 8- Ponto de coleta no curso d'água A-ponte Fonte do Mato-ponto 2	52
Figura 9- Ponto de coleta no curso d'água A-Vila Henriques-ponto 3	53
Figura 10- Ponto de coleta no curso d'água A-barragem-ponto 4	54
Figura 11- Ponto de coleta no curso d'água B- Zona leste-ponto 1	55
Figura 12- Ponto de coleta no curso d'água B- Zona oeste-ponto 2	56
Figura 13- Ponto de coleta no curso d'água C-Vila Sul-ponto 1	57
Figura 14- Ponto de coleta no curso d'água C-zona oeste-ponto 2	58
Figura 15- Gráfico das concentrações de OD e DBO no mês de setembro	67
Figura 16- Gráfico das concentrações de OD e DBO no mês de novembro	68
Figura 17- Gráfico das concentrações de OD e DBO no mês de fevereiro	68
Figura 18- Gráfico da concentração de oxigênio em relação ao tempo ao longo do curso d'água A	73
Figura 19- Gráfico da concentração de oxigênio em relação a distância ao longo do curso d'água A	73
Figura 20- Gráfico da concentração de oxigênio em relação ao tempo ao longo do curso d'água B	74
Figura 21- Gráfico da concentração de oxigênio em relação a distância ao longo do curso d'água B	74
Figura 22- Gráfico da concentração de oxigênio em relação ao tempo ao longo do curso d'água C	75
Figura 23- Gráfico da concentração de oxigênio em relação a distância ao longo do curso d'água C	75

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Valores das concentrações mínimas permissíveis de oxigênio dissolvido	32
Tabela 2- Correção da DBO conforme os dias de incubação	33
Tabela 3- DBO estimada de acordo com a condição do rio	34
Tabela 4- Concentração de $DBO_{5,20}$ para o tipo de efluente esgoto sanitário	35
Tabela 5- Concentração de saturação de oxigênio em água limpa (mgL^{-1})	38
Tabela 6- Valores típicos do coeficiente de desoxigenação K_1(base e, 20°C)	39
Tabela 7- Valores típicos do coeficiente de reaeração K_2(base e, 20°C)	40
Tabela 8- Valores do coeficiente K_2 segundo modelos baseados em dados hidráulicos	41
Tabela 9- Valores do coeficiente de reaeração K_2 (d^{-1}) segundo as equações de Owens, O'Connor e Dobbins, Churchill e Dobbins, em suas respectivas faixas de aplicabilidade	41
Tabela 10- Variáveis analisadas e métodos aplicados	46

LISTA DE PLANILHAS

Planilha 1- Características típicas dos esgotos domésticos	35
Planilha 2- Valores médios referentes à área, velocidade e vazão dos cursos d'água	60
Planilha 3- Valores médios referentes às análises realizadas em setembro de 2021	61
Planilha 4- Valores médios referentes às análises realizadas em novembro de 2021	61
Planilha 5- Valores médios referentes às análises realizadas em fevereiro de 2022	63
Planilha 6 - Valores da concentração de oxigênio dissolvido (Ct) pela modelagem de <i>Streeter-Phelps</i>	77

LISTA DE ABREVIATURAS

DBO- Demanda Bioquímica de Oxigênio

DBO_r- demanda biológica de oxigênio do rio

MO - Matéria Orgânica

OD - Oxigênio Dissolvido

OD_r- oxigênio dissolvido do rio

OD_i- oxigênio dissolvido inicial

OD_f- oxigênio dissolvido final

PDDM- Plano Diretor de Desenvolvimento do Município

pH- potencial hidrogeniônico

LISTA DE SIGLAS

**ABES - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E
AMBIENTAL**

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	16
1.1.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	20
1.2 JUSTIFICATIVA	21
2 CONCEITOS GERAIS E REVISÃO DE LITERATURA	21
2.1 REVISÃO DE LITERATURA	23
2.1.2 PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DAS ZONAS DE AUTODEPURAÇÃO	28
2.2 A MODELAGEM DE STREETER-PHELPS	36
2.2.1 A CONCENTRAÇÃO DE SATURAÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO (C_s)	37
2.2.2 O COEFICIENTE DE DESOXIGENAÇÃO (K_1)	38
2.2.3 O COEFICIENTE DE REAERAÇÃO (K_2)	40
2.2.4 O COEFICIENTE DE REMOÇÃO DE DBO (K_D)	41
2.3 MEDIÇÃO DA VELOCIDADE E DA VAZÃO PELO MÉTODO DO FLUTUADOR	42
3 METODOLOGIA	45
3.1 CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO	46
3.2 COLETA E ANÁLISES DAS ÁGUAS	51
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	59
4.1 APLICAÇÃO DA MODELAGEM DE STREETER-PHELPS	69
4.1.1 CÁLCULOS PARA A MODELAGEM DE STREETER-PHELPS	70
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	79
REFERÊNCIAS	80

1 INTRODUÇÃO

A situação atual da quantidade e da qualidade de água disponível para o abastecimento das populações em todos os estados brasileiros está se tornando cada vez mais problemática. Estamos enfrentando períodos prolongados de estiagem em diferentes regiões do País, principalmente onde se localizam os maiores reservatórios e usinas hidrelétricas. Juntando a esta questão, ainda temos o aumento da poluição nos cursos d'água como em rios, riachos, córregos, tornando as águas superficiais, em sua maioria, impróprias para serem utilizadas no tratamento de água convencional devido a elevada carga de poluentes.

Conforme Bicudo (2010, p.8), é importante considerar que somente 2,6% são de água doce. Além disso, 99,7% desse total não estão disponíveis seja porque estão congelados – formando as calotas polares a norte e a sul (76,4%), seja porque integram os aquíferos (22,8%). Apenas uma fração ínfima, de cerca de 0,3% dos 2,6% do total das águas doces, encontra-se prontamente acessível como água superficial, formando áreas alagadas, rios, lagos e represas.

Observa-se assim, a importância da preservação dos recursos hídricos do planeta e a prevenção da contaminação desta pequena fração. “De maneira geral, pode-se dizer que a qualidade de uma determinada água é função do uso e da ocupação do solo na bacia hidrográfica” (VON SPERLING, 1996, v.1, p.11).

A escassez de chuva em várias regiões do Brasil provoca uma crise hídrica que atinge desde o abastecimento de água tratada para consumo humano até a geração de energia elétrica, elevando os custos e alterando os hábitos de consumo de água e energia por parte da população, como ocorreu em 2014 no sistema Cantareira e, novamente, em 2021 e 2022 quando ocorreu baixa precipitação no sul e sudeste do Brasil.

Conforme os reservatórios secam ou diminuem seus volumes até o volume mínimo de operação, os governos buscam alternativas para a complementação do sistema de abastecimento, ocasionando aumento de custos administrativos e operacionais.

No Brasil, ocorrem investimentos em grandes projetos de engenharia para suprir as demandas de energia elétrica e de abastecimento de água, no entanto, há uma primordial necessidade de uma política com uma postura que priorize a gestão dos recursos hídricos integrada com a gestão ambiental.

Ainda esperamos por períodos de chuvas para elevar os níveis dos reservatórios, porém, a problemática é muito mais complexa. Por exemplo, as chuvas que ocorrem nos biomas do Pantanal, Pampa, Cerrado e em outros biomas dependem da umidade provenientes da floresta Amazônica carregada pelas correntes atmosféricas. Contudo, a maior floresta das Américas está sofrendo severo desmatamento para dar lugar a pastagens ou simplesmente para extração ilegal de madeiras, e sucessivas queimadas agravadas pelas épocas de poucas chuvas.

Havendo uma menor cobertura vegetal tem-se menor evapotranspiração, menor umidade no ar e, conseqüentemente, menor índice pluviométrico. Dessa forma, apresenta-se um cenário de mudanças climáticas aliado à falta de controle ambiental e infraestrutura para combater os incêndios, o que desencadeia graves ameaças à biodiversidade e à segurança hídrica da região (WWF-BRASIL, 2021).

Tudo está interligado e por mais que o Brasil seja um País com significativa quantidade de recursos hídricos, a maneira como esses recursos têm sido considerados pelas políticas públicas mostra uma fragilidade no sistema.

Todo esse complexo e sensível sistema hídrico interfere nas macro e micro bacias hidrográficas o que frequentemente causa, em muitos municípios, períodos prolongados de estiagem e a população é orientada a economizar água para evitar o racionamento, dependendo de pequenos riachos, sangas ou rios para encherem os reservatórios.

Desde a criação da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), instituída pela lei nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997, que ficou conhecida como Lei das Águas, a qual estabelece instrumentos para a gestão dos recursos hídricos de domínio federal (aqueles que atravessam mais de um estado ou fazem fronteira) e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH), a execução desta lei está muito aquém de atingir seus objetivos.

Esse Plano Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), previsto pela Lei nº 9.433/1997, é um instrumento estratégico para orientar o gerenciamento e o uso da água no País e tem como objetivo geral:

Estabelecer um pacto nacional para a definição de diretrizes e políticas públicas voltadas para a melhoria da oferta de água, em quantidade e qualidade, gerenciando as demandas e considerando a água sob a ótica do desenvolvimento sustentável e da inclusão social (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO, 2021)

Por isso, é importante que os gestores possam atribuir em suas tomadas de decisões e em seus planos de recursos hídricos maior enfoque na gestão desses recursos considerando questões ambientais e de educação ambiental, juntamente com a melhoria das condições das matas ciliares de nascentes e riachos que circundam as cidades.

Avaliar a evolução temporal da qualidade das águas superficiais, identificar as áreas onde ocorre maior carga de poluição e conhecer os trechos de rios e riachos onde apresentam maior criticidade tanto em termos de poluentes quanto em termos de toxicidade é de fundamental importância para possibilitar ações preventivas e ou corretivas nessas áreas.

Com a expansão demográfica das cidades, alguns cursos d'água são canalizados para dar lugar às moradias e estabelecimentos, diminuindo a capacidade de autodepuração das águas desses sistemas hídricos naturais.

Dessa forma, conhecer a capacidade de autodepuração possibilita avaliar a qualidade da água que chega aos reservatórios e assim proporcionar a tomada de medidas mitigadoras necessárias para garantir os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos estabelecidos pela legislação para águas superficiais utilizadas para o abastecimento humano.

No município de Caçapava do Sul, a água de alguns riachos possuem suas nascentes dentro do perímetro urbano e atravessam a área urbana desaguardando em barragens ou em outros afluentes. Durante o percurso, estas águas recebem a carga de esgotos derivada do sistema de saneamento, acarretando no aumento de matéria orgânica.

O sistema de esgoto da cidade recebe efluentes das residências, prédios, hospitais, postos de gasolina, postos de saúde, borracharias e outros estabelecimentos que na maioria das vezes não possuem um sistema de fossas e filtros.

Durante o percurso dessa matéria orgânica dissolvida na água há um processo de degradação por microrganismos, alterações nos teores de oxigênio dissolvido causada pelas quedas d'água, pela movimentação do fluxo das águas e a absorção dessa matéria orgânica pela vegetação.

1.1 Objetivo geral

O objetivo deste trabalho foi avaliar a capacidade de autodepuração dos cursos d'água existentes na área urbana do município de Caçapava do Sul - RS, a fim de obter informações sobre a qualidade de suas águas e conhecermos a eficiência desses cursos d'água em estabilizar a matéria orgânica oriunda dos efluentes lançados no meio aquático.

1.1.1 Objetivos específicos

Avaliar a qualidade das águas dos riachos ou sangas existentes na área urbana através de análises físico-químicas;

Comparar as análises de OD, ($DBO_{5,20}$), pH, condutividade elétrica, alcalinidade, dureza total e cloretos com os parâmetros estabelecidos pela Agência Nacional das Águas (ANA) conforme as classes das águas;

Estimar a vazão e profundidade média dos cursos d'água nos trechos analisados e ao longo do percurso conforme a época do ano.

Realizar simulações de autodepuração para esses afluentes através da utilização de modelagem computacional usando os dados obtidos pela análises laboratoriais das águas;

Relacionar os resultados com os períodos chuvosos e períodos secos na região.

1.2 Justificativa

O abastecimento de água em muitas cidades depende dos recursos hídricos provindos de pequenos arroios, riachos ou sangas que alimentam as barragens de onde é captada a água para ser encaminhada ao tratamento convencional antes de ser distribuída à população.

Conhecer a qualidade da água desses afluentes possibilita o estabelecimento de políticas públicas de saneamento para preservação e recuperação desses mananciais.

A avaliação da capacidade de autodepuração de corpos d'água permite elaborar um diagnóstico e estimar a capacidade de recuperação desses cursos hídricos.

É importante salientar que os riachos apresentam a característica de alterarem o volume de água rapidamente conforme a quantidade de precipitação e o volume de despejo de esgoto, então, para que haja uma comparação efetiva, as amostras de água devem ser coletadas nos pontos a montante e nos pontos a jusante num mesmo período para que haja melhor comparação dos resultados.

As pesquisas nessa área são importantes para avaliar a qualidade da água e a capacidade do curso d'água em depurar a matéria orgânica e assim possibilitar medidas mitigadoras para melhorar as condições naturais dos ecossistemas aquáticos.

2 CONCEITOS GERAIS E REVISÃO DE LITERATURA

Através de mecanismos naturais, todo corpo d'água tem condições de receber e depurar certa quantidade de matéria orgânica. Esta autodepuração é vinculada ao restabelecimento do equilíbrio no meio aquático, por processos essencialmente naturais, após as alterações induzidas pelos despejos afluentes (SPERLING, 2005).

De acordo com Von Sperling (1996):

A autodepuração pode ser entendida como um fenômeno de sucessão ecológica. Há uma sequência sistemática de substituição de uma comunidade por outra, até que uma comunidade estável se estabeleça em equilíbrio com as condições locais (VON SPERLING, 1996, p.94).

A avaliação da capacidade de autodepuração de rios, lagos, riachos e demais corpos hídricos podem refletir as mudanças urbanas ocorridas nas cidades, independentemente do tamanho populacional, a água nesses corpos hídricos têm recebido constante carga de poluentes com alto teor de matéria orgânica associada ao despejo de esgoto sem tratamento, ocasionando desequilíbrio no sistema aquático e sendo necessário um período de tempo para se restabelecer o equilíbrio novamente.

Conforme Von Sperling (1996):

O fenômeno da autodepuração está vinculado ao restabelecimento do equilíbrio no meio aquático, após as alterações induzidas pelos despejos afluentes[...]Uma água pode ser considerada depurada, sob um ponto de vista, mesmo que não esteja totalmente purificada em termos higiênicos, apresentando, por exemplo, organismos patogênicos (VON SPERLING, 1996, p.93-94).

A análise da autodepuração nos permite conhecer se esse material presente na água está sofrendo degradação e sendo consumido pelo sistema hídrico de forma que a água, ao alcançar os reservatórios (barragens para abastecimento), apresente as condições adequadas e atenda os parâmetros de qualidade da água.

Segundo Von Sperling (1996), na maioria das vezes o lançamento de despejo se encontra acima da capacidade que o curso d'água pode suportar e assimilar para que o sistema consiga estabelecer um equilíbrio próximo ao inicial.

Para Von Sperling (1996), não existe uma depuração absoluta:

O ecossistema atinge novamente o equilíbrio, mas em condições diferentes das anteriores, devido ao incremento da concentração de certos produtos e subprodutos da decomposição. Em decorrência destes compostos, a comunidade aquática se apresenta de uma forma diferente, ainda que em novo equilíbrio (VON SPERLING, 1996, p.94).

No Brasil, temos deficiências nos sistemas de tratamento de esgoto, principalmente em pequenos municípios, sendo muitos cursos d'água utilizados como canais para os esgotos, sem que haja qualquer tratamento.

2.1 Revisão de literatura

A classificação dos corpos d'água, de acordo com a Resolução CONAMA Nº 357, de 17 de março de 2005, estabelece:

**Art.3º As águas doces, salobras e salinas do Território Nacional são classificadas, segundo a qualidade requerida para os seus usos preponderantes, em treze classes de qualidade.
Parágrafo único. As águas de melhor qualidade podem ser aproveitadas em uso menos exigente, desde que este não prejudique a qualidade da água, atendidos outros requisitos pertinentes (Resolução CONAMA Nº 357, de 17 de março de 2005).**

As águas doces, conforme esta resolução, são aquelas que apresentam teores de salinidade igual ou inferior a 0,5% e são classificadas em cinco categorias dependendo da finalidade de uso:

I. Classe Especial: águas destinadas ao abastecimento doméstico sem prévia ou com simples desinfecção e à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas.

II. Classe 1: águas destinadas ao abastecimento doméstico após tratamento simplificado; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de

contato primário (natação, esqui aquático e mergulho); à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de películas; à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécie destinadas à alimentação humana.

III. Classe 2: águas destinadas ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário (esqui aquático, natação e mergulho); à irrigação de hortaliças e plantas frutíferas; à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécie destinadas à alimentação humana.

IV. Classe 3: águas destinadas ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional; à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; à dessedentação de animais.

V. Classe 4: águas destinadas à navegação; à harmonia paisagística; aos usos menos exigentes.

A Resolução nº 903 de 2013, da Agência Nacional das Águas, cria o Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas (PNQA), o qual tem por finalidade:

**I-analisar a tendência de evolução da qualidade das águas superficiais;
II-avaliar se a qualidade atual das águas atende os usos estabelecidos pelo enquadramento dos corpos d'água superficiais;
III-identificar áreas críticas com relação à poluição hídrica;
IV-aferir a efetividade da gestão sobre as ações de recuperação da qualidade das águas superficiais;
V-apoiar as ações de planejamento, outorga, licenciamento e fiscalização (RESOLUÇÃO Nº 903/13 - ANA)**

Esta resolução adota pontos de monitoramento da qualidade da água, distribuídos em todas as regiões hidrográficas brasileiras, estabelecendo critérios, metodologia e padronização nas análises.

Segundo esta resolução, as águas utilizadas para abastecimento público são consideradas pontos estratégicos.

II - ponto estratégico: ponto de monitoramento da RNQA localizado em região de fronteira, divisa estadual, ou em empreendimentos, tais como, barragens, transposições de cursos d'água, reservatórios de

abastecimento público e grandes outorgas de captação, com o objetivo de avaliar as cargas poluentes transferidas (RESOLUÇÃO Nº 903/13 - ANA)

A resolução CONAMA nº357, Art. 2º, define como ambientes lóticos e lênticos aqueles:

IV - ambiente lêntico: ambiente que se refere à água parada, com movimento lento ou estagnado;

V - ambiente lótico: ambiente relativo a águas continentais moventes. (RESOLUÇÃO CONAMA, Nº 375, 2005)

Atualmente, há uma preocupação em preservar os cursos d'água naturais de modo a manter suas matas ciliares, a qualidade das águas, todavia, isso depende muito das políticas implantadas em cada cidade e a importância empregada ao meio ambiente.

Podemos considerar que um corpo hídrico funciona como um reator natural com capacidade de assimilar e modificar a carga de matéria orgânica despejada nesse curso d'água. No entanto, o que ocorre nas maiorias das cidades é um excesso de despejo de matéria orgânica nos cursos d'água.

Há também um limite natural que um corpo d'água é capaz de assimilar outras substâncias para atingir o equilíbrio ao qual permita que haja concentração de microrganismos benéficos ao ecossistema.

Conforme Andrade (2010), estudar e conhecer a capacidade de autodepuração de cada corpo hídrico, estimando a quantidade de efluentes que cada corpo d'água é capaz de receber e biodegradar, é uma das formas de avaliar a poluição nas águas.

De acordo com Braga et al. (2005), ao longo do tempo e considerando o perfil longitudinal dos cursos de água, existem estágios de sucessões ecológicas associadas a zonas fisicamente identificáveis nos rios, identificadas como zonas de autodepuração.

A utilização de modelos matemáticos de qualidade da água permite avaliar os impactos do lançamento das cargas poluidoras e analisar cenários de intervenção e medidas de controle ambiental (PAULA, 2011, p.4).

Dentre estes modelos encontra-se o modelo *Streeter-Phelps*, desenvolvido pelos pesquisadores *Harold Warner Streeter* e *Earle Bernard Phelps* em 1925, o qual propiciou grande impulso para o entendimento do fenômeno de autodepuração em águas receptoras de cargas poluentes.

O modelo *Streeter-Phelps* considera, no balanço do oxigênio, apenas dois processos: o consumo de oxigênio, pela oxidação da matéria orgânica durante a respiração e a produção de oxigênio pela reaeração atmosférica. Além disso, o modelo adota as seguintes simplificações: considera um sistema unidimensional; em regime permanente com vazão e seção constante e o Lançamento do efluente pontual e constante.

2.1.1 Autodepuração dos corpos d'água

A autodepuração é decorrente da associação de vários processos de natureza física (diluição, sedimentação e reaeração atmosférica), química e biológica (oxidação e decomposição) (HYNES, 1960; SPERLING, 1996).

No processo de autodepuração há um balanço entre as fontes de consumo e de produção de oxigênio (SPERLING, 2007), sendo os principais fenômenos interagentes no consumo de oxigênio: a oxidação da matéria orgânica; a nitrificação; e na produção de oxigênio no sistema aquático: a reaeração atmosférica e a fotossíntese.

Os trechos dos corpos d'água com maior turbulência favorecem a oxigenação da água, aumentando o teor de oxigênio e contribuindo para a cinética das reações de decomposição da matéria orgânica. Por outro lado, os trechos com águas com menor fluxo ou estagnadas, terão menor reoxigenação, necessitando um tempo maior para que o sistema atinja o equilíbrio inicial ou tenha uma concentração de oxigênio dissolvido equivalente ou próxima às condições naturais desse ecossistema.

Eiger (2002) e Bottino (2008) apud Andrade (2010) comenta que, no processo de autodepuração, mecanismos físicos, químicos e biológicos atuam na alteração da concentração de poluentes lançados em um curso de água, sendo que, no caso de substâncias conservativas, a diminuição destas concentrações se dá a partir do ponto de lançamento, ao passo que, no caso de sais nutrientes, a concentração destas substâncias pode aumentar devido às reações existentes no meio aquático.

Assim como os rios conseguem se recuperar devido ao fenômeno natural de autodepuração de suas águas, situação em que os compostos orgânicos do esgoto são convertidos em compostos inertes e não-prejudiciais do ponto de vista ecológico (VON SPERLING, 1996), os cursos de água com menor proporção também se caracterizam por esse fenômeno.

O ecossistema de corpo d'água antes do lançamento de despejos encontra-se usualmente em um estado de equilíbrio. Após a entrada da fonte de poluição, o equilíbrio entre as comunidades é afetado, resultando numa desorganização inicial, seguida por uma tendência posterior à reorganização (VON SPERLING, 1996).

Para Von Sperling (1996), a autodepuração por ser um processo que se desenvolve ao longo do tempo, e considerando-se a dimensão do curso d'água receptor como predominantemente longitudinal, tem-se que os estágios da sucessão ecológica podem ser associados a zonas de autodepuração, dividindo-se em quatro principais: zona de degradação, zona de decomposição ativa, zona de recuperação e zona de águas limpas.

Se tratando de arroios, córregos ou riachos a capacidade de diluição dos esgotos lançados em seus cursos depende muito da vazão e da precipitação, pois esses cursos d'água possuem a característica de aumentarem o nível de água rapidamente devido aos dias de chuvas, fazendo com que ocorra uma maior diluição desses resíduos provenientes da rede de esgoto.

No entanto, os mesmos sofrem influência dos períodos de poucas chuvas e estiagens, pois, não havendo um nível d'água suficiente para que tenha uma vazão que permita uma melhor oxigenação das águas, o aumento das concentrações de

matéria orgânica, nitrogênio e fósforo contribuem para o consumo do oxigênio dissolvido.

Por meio do monitoramento do oxigênio dissolvido é possível determinar o grau de poluição e de autodepuração dos cursos de água. “A sua medição é simples e o seu teor pode ser expresso em concentrações, quantificáveis e passíveis de modelagem matemática” (VON SPERLING, 2007, v.7, p.302).

2.1.2 Principais características das zonas de autodepuração

I. Zona de degradação: Esta zona tem início logo após o ponto de lançamento do efluente, apresenta elevada concentração de matéria orgânica, elevada turbidez (formação de bancos de lodo) e após adaptação, inicia-se a proliferação bacteriana, começando a decrescer os teores de MO e OD, elevando a concentração de CO_2 e diminuindo o pH. Há formação de lodo de fundo com predominância da decomposição anaeróbia e produção de gás sulfídrico (H_2S). Os compostos nitrogenados complexos apresentam-se em altos teores, embora haja conversão em amônia. Possui elevada quantidade de fungos, protozoários e bactérias do grupo coliforme devido a contaminação por fonte de esgoto doméstico.

II. Zona de decomposição ativa: A qualidade da água é mais deteriorada, há ocorrência do ponto crítico (ponto de menor concentração de OD), diminuição da concentração de matéria orgânica e da turbidez. As bactérias decompositoras começam a reduzir em número e há ausência de organismos superiores. Em condições de anaerobiose, há produção de CO_2 , CH_4 , H_2O e H_2S . Nesta zona se eleva o número de protozoários e diminui o número de bactérias patogênicas devido a diminuição de alimento (matéria orgânica).

III. Zona de recuperação: Nesta zona ocorre o aumento da concentração de oxigênio dissolvido, os depósitos de lodo de fundo apresentam uma textura mais granulada e não há desprendimento de gases, apresenta baixa concentração de matéria orgânica e microrganismos. A amônia é convertida a nitrito e este a nitrato (fertilização das águas) devido a oxidação. Ocorre o desenvolvimento de algas, tem-se maior diversificação da cadeia alimentar e o número de bactérias e

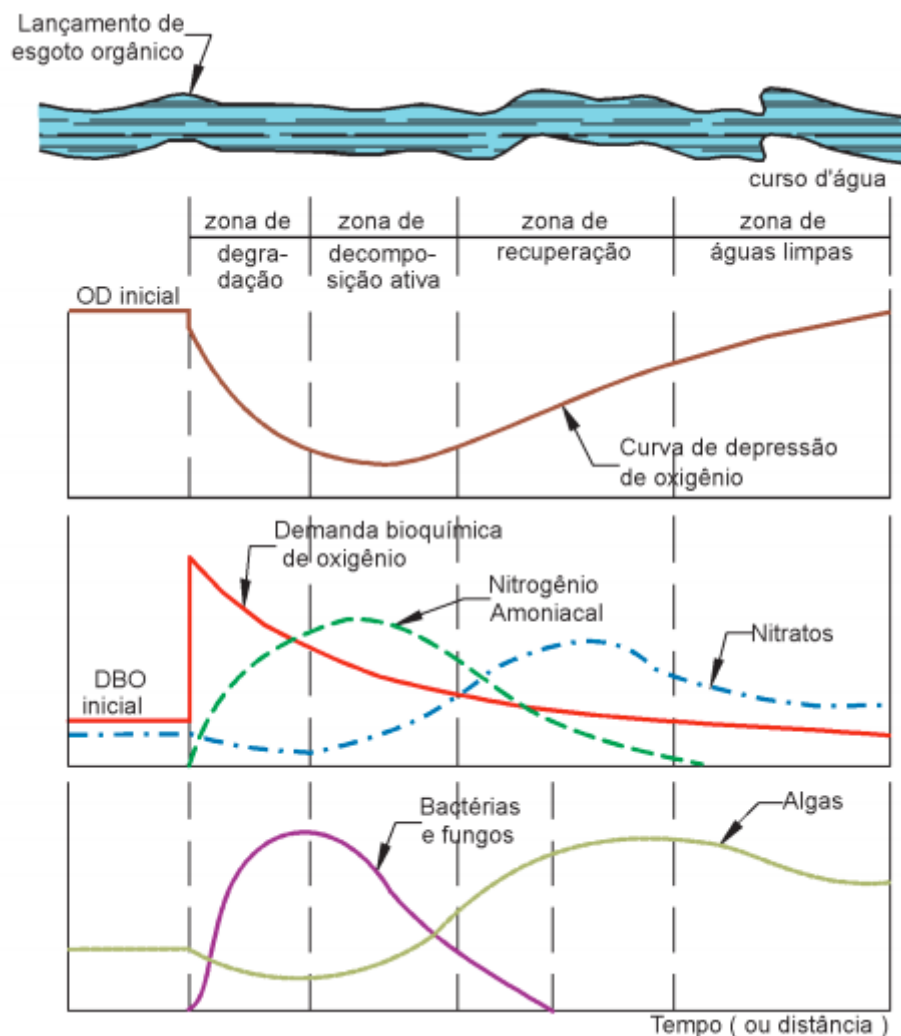
protozoários é mais reduzido. Nesta zona já temos o reaparecimento de peixes e outros organismos mais resistentes.

IV. Zona de águas limpas: Como consequência da mineralização ocorrida na zona anterior, temos presente as condições ambientais equivalentes às existentes antes do lançamento do efluente, em termos de matéria orgânica, oxigênio dissolvido e bactérias.

A autodepuração ocorre como um processo de sucessão ecológica (ecossistema resultante no final do processo é diferente do original) e as águas são mais ricas em nutrientes do que antes da poluição. O ecossistema encontra-se estável e a comunidade atinge novamente o equilíbrio, restabelecendo a fauna e a cadeia alimentar normal.

A ilustração na figura 1 representa um processo de autodepuração em um curso d'água tendo como fonte de contaminação o lançamento de esgoto seguindo pelos processos em cada zona de autodepuração.

Figura 1- Processos que ocorrem nas zonas de autodepuração



Fonte: MOTA, Suetônio. **Preservação e conservação de recursos hídricos**. RJ, ABES, 1995, p.83 (adaptado)

Podemos observar na figura 1 que logo ao lançamento da descarga de material orgânico há um consumo do oxigênio nas zonas de degradação e decomposição ativa, um aumento na fauna bacteriana e fungos decompositores justamente pela alta concentração de matéria orgânica. Por diminuir a entrada de radiação solar devido a turbidez na água, a presença de algas está em baixa concentração.

Pela decomposição da matéria orgânica por microrganismos ocorre um acréscimo na concentração de nitrogênio amoniacal na zona de decomposição ativa e um aumento nos valores de DBO ocasionado pela necessidade de consumo do oxigênio dissolvido na água.

Na zona de recuperação temos a diminuição da matéria orgânica a qual foi utilizada como alimento das bactérias e fungos, inicia-se o aumento da concentração de oxigênio dissolvido provavelmente pela presença das algas e aeração da água, os valores de DBO atingem o processo de estabilização, equivalente as características iniciais antes do lançamento de descarga orgânica, ocorre a diminuição da concentração de nitrogênio amoniacal e o aumento de nitratos devido ao processo de oxidação.

Após a zona de recuperação a água atinge a zona de limpa, ou seja, o processo de autodepuração permite que as características da água sejam equivalentes ou muito próximas das condições anteriormente ao despejo de efluentes provindos da rede de esgoto urbano. Nesta zona, a concentração do oxigênio dissolvido, a presença de algas e os valores de DBO atingem o equilíbrio, tornando a água em condições equivalentes às características naturais antes da presença do esgoto.

Conforme as características dos cursos d'água o processo de autodepuração poderá ocorrer em tempos e distâncias diferentes, por esta razão é importante conhecer em quais zonas os trechos do curso da água em estudo estão enquadrados e assim possibilitar avaliar a qualidade das águas e aplicar algumas medidas mitigadoras aos trechos que apresentam maior criticidade.

2.1.3 Principais parâmetros considerados na avaliação de autodepuração em cursos d'água

I. **Temperatura:** A temperatura da água pode afetar a vida aquática, a concentração de oxigênio dissolvido e a demanda biológica de oxigênio (TUNDISI, 1986 apud SARDINHA et al, 2008, p.332).

A temperatura influencia na proliferação de microrganismos e conseqüentemente no consumo de oxigênio dissolvido e na degradação da matéria orgânica.

II. **Oxigênio dissolvido (OD):** O OD é a quantidade de oxigênio disponível em um corpo de água. É o principal parâmetro de caracterização da poluição do curso de água por despejos de esgotos, fundamental para avaliar as condições naturais da água e detectar impactos ambientais. Os resíduos orgânicos despejados nos corpos d'água são decompostos por microrganismos que se utilizam do oxigênio na respiração. Assim, quanto maior a carga de matéria orgânica, maior o número de microrganismos decompositores e, conseqüentemente, maior o consumo de oxigênio, podendo chegar à condição de anaerobiose, ocasionando a mortandade de peixes e maus odores (PAULA, 2011, p.89-90).

Tabela 1 - Valores das concentrações mínimas permissíveis de oxigênio dissolvido

Classe	OD mínimo (mgL ⁻¹)	DBO 5 dias a 20°C
Especial	Não são permitidos lançamentos, mesmos tratados	
1	6,0	até 3 mg/L O ₂
2	5,0	até 5 mg/L O ₂
3	4,0	até 10 mg/L O ₂
4	2,0	indefinido

Fonte: Resolução CONAMA Nº20, de 18/06/86

III. **Demanda bioquímica de oxigênio (DBO):** A DBO retrata a quantidade de oxigênio requerida para estabilizar, através de processos bioquímicos, a matéria orgânica carbonácea, sendo uma indicação indireta do carbono orgânico biodegradável (VON SPERLING, 1996, p.66). Estima a quantidade de oxigênio necessário para estabilizar, por meio de processos bioquímicos, a matéria orgânica carbonácea presente no corpo hídrico. Para fins práticos, a DBO não é medida até a oxidação completa, mas apenas a quantidade ou a taxa de oxigênio que é gasta ou consumida em certo intervalo de tempo, a uma determinada temperatura, na oxidação de uma dada quantidade de amostra. O tempo de estabilização é de aproximadamente 20 dias ($DBO_{20,20}$), porém convencionou-se realizar o ensaio em 5 dias a temperatura de 20°C. ($DBO_{5,20}$) (WIKIPÉDIA, 2015).

O conceito de DBO representa tanto a matéria orgânica quanto o consumo de OD (oxigênio dissolvido). Podemos calcular o DBO de duas maneiras, uma para águas pouco poluídas e outra para muito poluídas ou vinda de esgoto sanitário.

Para águas pouco poluídas pode-se medir o oxigênio dissolvido inicial (ODi) e final oxigênio dissolvido final (ODf) (após 5 dias em média) após incubação a 20°C, assim temos a equação 1 :

$$DBO = ODi - ODf \quad (1)$$

Se por acaso houver algum imprevisto na avaliação do OD dentro dos 5 dias, por exemplo, antecipando-se ou atrasando-se a avaliação do OD, pode-se utilizar a seguinte tabela para correção do cálculo da DBO:

Tabela 2- Correção da DBO conforme os dias de incubação

Dias de incubação	Correção da DBO
dias	valor da DBO encontrado x 1,360
4 dias	valor da DBO encontrado x 1,133
5 dias	valor da DBO encontrado x 1,000
6 dias	valor da DBO encontrado x 0,907
7 dias	valor da DBO encontrado x 0,850

Fonte: <https://pt.wikipedia.org/w/index.php?title=Demanda_bioqu%C3%ADmica_de_oxig%C3%AAnio&oldid=5821217>

Para águas muito poluídas ou para esgoto sanitário em que o OD pode ser consumido rapidamente durante o teste (antes de 5 dias) é necessário fazer diluições das amostras com redução de OD na faixa entre 40 a 70 % para se ter uma boa condição e precisão, para calcular essa faixa utiliza-se a equação 2::

$$FD = VF/VA \quad (2)$$

onde :

FD = Fator de diluição

VF = Volume do frasco

VA = Volume da amostra

Dessa forma o valor para a DBO é calculada da seguinte maneira:

$$DBO = (ODi - ODf) \times (FD) \quad (3)$$

A DBO a montante do lançamento corresponde ao total de despejos de matéria orgânica lançada antes do ponto de lançamento do efluente. Caso não seja possível retirar amostras e analisar a DBO, Klein (1962) propõe as seguintes considerações:

Tabela 3 - DBO estimada de acordo com a condição do rio

Condição do rio	DBO5 do rio (mgL ⁻¹)
Muito limpo	1
Limpo	2
Razoavelmente limpo	3
Duvidoso	5
Ruim	>10

Fonte: : KLEIN (1962)

Dependendo do tipo de efluente podemos obter valores típicos para concentração de $\text{DBO}_{5,20}$ conforme a contribuição unitária de $\text{DBO}_{5,20}(\text{mgL}^{-1})$. Para o lançamento de esgoto em cursos hídricos o valor típico de DBO é 220 mgL^{-1} conforme apresentado na tabela 4.

Tabela 4- Concentração de $\text{DBO}_{5,20}$ para o tipo de efluente esgoto sanitário

Tipo de efluente	concentração $\text{DBO}_{5,20}$ (mgL^{-1})		Contribuição unitária de $\text{DBO}_{5,20}$ (mgL^{-1})	
	Faixa	Valor típico	Faixa	Valor típico
Esgoto Sanitário	110-400	220	...	54g/hab.dia

Fonte: Agência Nacional das Águas - ANA, 2021

Outros parâmetros utilizados para caracterizar o esgoto doméstico como esgoto fraco, médio ou forte estão apresentados na planilha 1.

Planilha 1- Características típicas dos esgotos domésticos

Parâmetro (mg/L)	Esgoto Forte	Esgoto Médio	Esgoto Fraco
DQO	800	400	200
DBO	400	200	100
Oxigênio Dissolvido	0	0	0
Nitrogênio Total	85	40	20
Nitrogênio Orgânico	35	20	10
Amônia Livre	50	20	10
Nitrito, NO_2	0,10	0,05	0
Nitratos, NO_3	0,40	0,20	0,10
Fósforo Total	20	10	5
Fósforo Orgânico	7	4	2
Fósforo Inorgânico	13	6	3

Fonte: JORDÃO, E. P. e PESSÔA, C. A. Tratamento de esgotos domésticos. 4ª Edição. Rio de Janeiro, 2005.

2.2 A modelagem de Streeter-Phelps

Os modelos de qualidade das águas dos cursos d'água vêm sendo utilizados desde o desenvolvimento do modelo clássico de OD e DBO, de *Streeter e Phelps*, em 1925 (VON SPERLING, 2007). O modelo *Streeter-Phelps* foi o pioneiro para os modelos atuais, abordando unicamente dois aspectos importantes: o consumo de oxigênio pela oxidação da matéria orgânica e a produção de oxigênio pela reaeração atmosférica.

O modelo de *Streeter e Phelps* considera alguns parâmetros para se obter uma modelagem capaz de estimar o tempo e a distância em que ocorre a estabilização da matéria orgânica, a fim de identificar as zonas de autodepuração do curso d'água. Os parâmetros utilizados nessa modelagem inclui:

- Vazão do rio, a montante do lançamento;
- Vazão de esgotos (Q_e);
- Oxigênio dissolvido no rio, a montante do lançamento (OD_r);
- Oxigênio dissolvido no esgoto (OD_e);
- $DBO_{5,20}$ no rio, a montante do lançamento (DBO_r);
- $DBO_{5,20}$ do esgoto (DBO_e);
- Coeficiente de desoxigenação (K_1);
- Coeficiente de reaeração (K_2);
- Velocidade de percurso do rio (v);
- Tempo de percurso (t);
- Concentração de saturação de OD (C_s);
- Oxigênio dissolvido mínimo permissível (OD_{min}).

A hipótese básica no modelo *Streeter e Phelps* é que o processo de decomposição da matéria orgânica no meio aquático segue uma reação de primeira ordem. Assim, nesse tipo de reação, a taxa de redução da matéria orgânica é proporcional à concentração de matéria orgânica presente em um dado instante de tempo (BRAGA, et al., 2003). A equação é descrita da seguinte forma:

$$DBO_t = L_0 \cdot e^{-K_1 t} \quad (4)$$

em que:

DBO= é a quantidade de oxigênio dissolvido consumido desde o instante inicial até o instante t;

L_0 = é a DBO imediata após o ponto de lançamento, ou seja, a quantidade total de oxigênio necessária para completa estabilização da matéria orgânica;

K_1 = é a constante de desoxigenação que depende do tipo de efluente;

t= tempo em dias.

O equacionamento de *Streeter-Phelps* para o cálculo da concentração de OD, combina os processo de reaeração e desoxigenação pelo decaimento da matéria orgânica.

Sabendo-se que:

$$C_t = C_s - D_t \quad (5)$$

Tem-se a concentração de OD em um instante de tempo t:

$$C_t = C_s - \left[\frac{K_1 \cdot L_0}{K_2 - K_1} (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}) + (C_s - C_0) \cdot e^{-K_2 t} \right] \quad (6)$$

onde:

C = concentração do oxigênio dissolvido no tempo t (mgL^{-1});

C_s = concentração de saturação de oxigênio (mgL^{-1});

C_0 = concentração inicial de oxigênio, logo após a mistura (mgL^{-1});

K_1 = coeficiente da taxa de desoxigenação (dia^{-1});

K_2 = coeficiente da taxa de reaeração (dia^{-1});

L_0 = concentração de determinado poluente, no corpo receptor, após a mistura com o despejo (mgL^{-1});

D_t = déficit inicial de oxigênio dissolvido no ponto de mistura (mgL^{-1}).

2.2.1 A concentração de saturação de oxigênio dissolvido (C_s)

A concentração de saturação de oxigênio pode ser estimada de acordo com a tabela 5, a qual relaciona a temperatura da água com a altitude, pois o valor da concentração de saturação está em função dessas variáveis.

A elevação da temperatura reduz a concentração de saturação de oxigênio devido a maior agitação entre as moléculas de O₂ na água, ocasionando uma menor concentração de oxigênio dissolvido na água.

O aumento da altitude reduz a concentração de saturação de oxigênio porque a pressão atmosférica é menor, exercendo uma menor pressão para que o gás se dissolva na água.

Tabela 5 -Concentração de saturação de oxigênio em água limpa (mgL⁻¹)

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 (1996, p.130)

2.2.2 O coeficiente de desoxigenação (K₁)

Embora esse coeficiente não esteja mostrado na equação geral, o coeficiente de desoxigenação (K₁) é essencial para cálculos intermediários na modelagem em questão. Na literatura especializada, pode-se obter o valor dessas constantes tabeladas, que muitas vezes são apresentadas de maneira muito ampla (VON SPERLING, 2007). De acordo com Braga et al. (2005), k₁ é a constante de desoxigenação que depende do tipo de efluente que está sendo lançado no curso d'água que está sendo estudado, além da temperatura e da presença de substâncias inibidoras (VON SPERLING, 1996, p.111).

O valor de K_1 depende da temperatura, pois exerce uma grande influência no metabolismo microbiano. A relação empírica entre a temperatura e a taxa de desoxigenação pode ser expressa da seguinte forma:

$$K_{1_T} = K_{1_{20}} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (7)$$

em que:

- K_{1_T} = K_1 a uma temperatura T qualquer (d^{-1});
- $K_{1_{20}}$ = K_1 a uma temperatura $T = 20^\circ\text{C}$ (d^{-1});
- T = temperatura do líquido ($^\circ\text{C}$);
- θ = coeficiente de temperatura (adimensional).

Um valor usualmente empregado de θ é 1,047 (VON SPERLING, 1996). A interpretação deste valor, com relação à equação 4 é de que o valor de K_1 aumenta 4,7% a cada acréscimo de 1°C na temperatura da água.

Tabela 6- Valores típicos do coeficiente de desoxigenação K_1 (base e, 20°C)

Origem	$K_1(\text{dia}^{-1})$
Água residuária concentrada	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
Rios com águas limpas	0,09 - 0,21
Águas para abastecimento público	<0,12

Fonte: Von Sperling (1996, p.111). Adaptado de Fair et al, 1973, Arceivala, 1981.

2.2.3 O coeficiente de reaeração (K_2)

A seleção do valor do coeficiente K_2 tem uma maior influência nos resultados do balanço de oxigênio dissolvido do que o coeficiente de K_1 , pelo fato das faixas de variação do coeficiente de K_1 serem mais estreitas (VON SPERLING, 1996, p.115).

Conforme Von Sperling (2006), os corpos d'água mais rasos e mais velozes tendem a possuir um maior coeficiente de reaeração, k_2 , devido à maior facilidade de mistura ao longo da profundidade e à criação de maiores turbulências na superfície (VON SPERLING, 1996, p.116).

A temperatura influencia na oxigenação do corpo d'água de duas formas: reduz a concentração de saturação da água e acelera o processo de absorção de oxigênio. Observa-se, de modo geral, que a água previamente desoxigenada absorve menos oxigênio da atmosfera à medida que a temperatura se eleva, se todas as outras condições permanecerem constantes (SANTOS, 2001; NUNES, 2008). Os teores de oxigênio dissolvido a serem mantidos nos corpos d'água são estipulados através de legislação. Os valores variam em função da classe em que o corpo d'água está classificado (VON SPERLING, 1996).

Tabela 7 - Valores típicos do coeficiente de reaeração K_2 (base e, 20°C)

Origem	K_2 (dia ⁻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
Rios rápidos	0,69	1,15
Corredeiras e quedas d'água	>1,15	>1,61

Fonte: Von Sperling (1996, p.116). Adaptado de Fair et al, 1973, Arceivala, 1981.

Tabela 8- Valores do coeficiente K_2 segundo modelos baseados em dados hidráulicos

PESQUISADOR	FÓRMULA	FAIXA DE APLICAÇÃO
O'Connor e Dobbins (1958)	$3,73 \cdot v^{0,5} H^{-1,5}$	$0,6m \leq H < 4,0m$ $0,05m/s \leq v < 0,8m/s$
Churchill et al (1962)	$5,0 \cdot v^{0,97} H^{-1,67}$	$0,6m \leq H < 4,0m$ $0,8m/s \leq v < 1,5m/s$
Owens et al (Apud Branco, 1976)	$5,3 \cdot v^{0,67} H^{-1,85}$	$0,1m \leq H < 0,6m$ $0,05m/s \leq v < 1,5m/s$

Onde: v: velocidade do curso d'água(m/s); H: altura da lâmina d'água(m)

Fonte: COVAR, citado por EPA, 1985

Tabela 9- Valores do coeficiente de reaeração K_2 (d^{-1}) segundo as equações de Owens, O'Connor e Dobbins, Churchill e Dobbins, em suas respectivas faixas de aplicabilidade

V (m/s)	Coeficiente de reaeração K_2 (1/d) (base e, 20°C)									
	H (m)									
	0,2	0,4	0,6	0,8	1	1,2	1,4	1,6	1,8	2
0,2	35,4	9,8	3,6	2,3	1,7	1,3	1,0	0,8	0,7	0,6
0,3	46,5	12,9	4,4	2,9	2,0	1,6	1,2	1,0	0,8	0,7
0,4	56,3	15,6	5,1	3,3	2,4	1,8	1,4	1,2	1,0	0,8
0,5	65,4	18,1	5,7	3,7	2,6	2,0	1,6	1,3	1,1	0,9
0,6	73,9	20,5	6,2	4,0	2,9	2,2	1,7	1,4	1,2	1,0
0,7	82,0	22,7	6,7	4,4	3,1	2,4	1,9	1,5	1,3	1,1
0,8	89,6	24,9	9,5	5,8	4,0	3,0	2,3	1,8	1,5	1,3
0,9	97,0	26,9	10,6	6,6	4,5	3,3	2,6	2,1	1,7	1,4
1,0	104,1	28,9	11,7	7,3	5,0	3,7	2,9	2,3	1,9	1,6

Fonte: BARROS, F. M. et al, 2011

2.2.4 O coeficiente de remoção de DBO (K_d)

Para Nuvolari (2003), K_d representa a sedimentação e a decomposição da matéria orgânica, sendo expresso por uma equação que é função dos coeficientes de desoxigenação (K_1) e de sedimentação (K_s), sendo este último, função da velocidade de sedimentação do poluente e da profundidade média do leito do rio.

Quando se observar os resultados obtidos em laboratório para a DBO e comparar com os valores obtidos no curso d'água, raramente eles serão iguais. Na maioria dos casos as condições no ambiente fazem com que a taxa de remoção da matéria orgânica seja maior do que a observada em laboratório (Sperling 2005). Isso

se dá pelo fato da contribuição das bactérias que se encontram presentes no lodo ao fundo dos rios são mais eficientes no consumo de matéria orgânica do que os organismos dispersos na massa líquida (Chapra, 1997).

Para encontrar o coeficiente de remoção de DBO considerando profundidades menores que 2,5 m podemos utilizar a equação:

$$K_d = 0,3 \times (H/2,5)^{-0,434} \quad (8)$$

Onde:

K_d = Coeficiente de decomposição do rio (dia^{-1});

H = Profundidade do rio (m)

Para corpos d'água mais fundos do que 2,5 m se assume que $K_d = 0,3 \text{ d}^{-1}$.

A temperatura novamente é um fator de influência neste coeficiente, pois os valores são obtidos a 20°C, assim, é importante fazer uma correção, temos:

$$K_{dT} = K_{d20^\circ} \times \theta^{(T-20)} \quad (9)$$

Onde:

K_{dT} = K_d a uma temperatura qualquer (dia^{-1});

K_{d20° = K_d a temperatura de 20°C (dia^{-1});

T = Temperatura do líquido (°C);

θ = Coeficiente de temperatura (adimensional), um valor usual é 1,049.

2.3 Medição da velocidade e da vazão pelo método do flutuador

O método do flutuador consiste em determinar a velocidade de deslocamento de um objeto flutuante, medindo o tempo utilizado para o seu deslocamento num determinado trecho de comprimento conhecido (SANTOS et al., 2001).

A velocidade (v) é determinada pela divisão da distância percorrida pelo flutuador e a média das repetições dos tempos entre a seção superior e inferior conforme a equação abaixo:

$$v = \frac{\Delta d}{\Delta t} \quad (10)$$

Onde:

v = velocidade média ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)

Δd = distância entre as seções (m)

Δt = variação de tempo (s)

Devido a diferença na velocidade de escoamento em pontos superficiais e mais profundos de um curso d'água, Palhares et al. (2007) indicam coeficiente de correção da velocidade entre 0,80 e 0,90, logo a equação 10 torna-se:

$$v = \frac{\Delta d}{\Delta t} \times 0,85 \quad (10a)$$

Para o cálculo da área transversal superior e inferior utilizamos o método de batimetria nos trechos por onde passa o flutuador, assim, a área da seção pode ser calculada de acordo com a equação 11.

$$A = L * H \quad (11)$$

onde:

A = Área da seção transversal (m^2)

L = Comprimento do trecho (m)

H = Profundidade média na seção (m)

A vazão é definida pelo método do flutuador considerando o produto da velocidade média pela área de seção transversal média (BONIFÁCIO & FREIRE, 2013) de acordo com a equação 12.

$$Q = A \times V \quad (12)$$

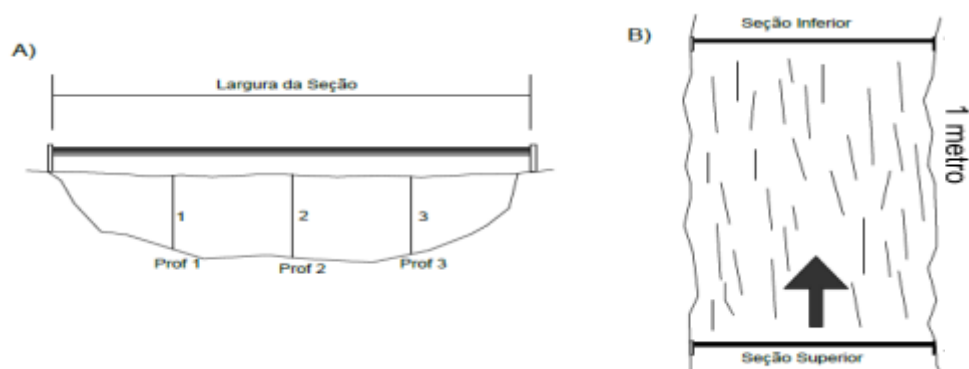
Onde:

Q = vazão do curso d'água (m^3s^{-1})

A = Área da seção transversal (m^2)

V = velocidade média do curso d'água ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)

Figura 2 - Medição da profundidade (A) e das seções no curso d'água (B)



Fonte: Adaptado de Bezerra, J. C. F. et al. 2017.

Neste estudo utilizou-se um fator de correção de vazão de 0,25 devido ao fato dos riachos serem rasos e os valores terem melhor relação com os dados observados e um fator de correção de velocidade de 0,85.

3 METODOLOGIA

Os métodos empregados para este trabalho consistiram na demarcação de três cursos d'água receptores de efluentes domésticos, utilizando imagens de satélite da cidade de Caçapava do Sul, disponíveis no Google Earth; na escolha de pontos para coleta de amostras a montante e a jusante dos pontos onde apresentavam despejo direto de esgoto; na localização de coordenadas através de GPS e na análise laboratorial das amostras de água considerando os parâmetros: temperatura, potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, demanda biológica de oxigênio ($DBO_{5,20}$), alcalinidade, dureza total e cloretos, realizadas nos laboratórios de análise de água, química analítica e microbiologia, seguindo os procedimentos expressos no manual prático de análise de água da Fundação Nacional de Saúde (2013, 4ª edição). Os resultados das análises foram organizados nas planilhas 3 a 5.

Para ampliar a confiabilidade nos resultados, foram realizadas três coletas de amostras de água nos locais escolhidos e em períodos diferentes para gerar comparações.

Os valores médios de vazão, velocidade e profundidade mostrados na planilha 2 foram realizados pelas medições no período de setembro e novembro, porque em fevereiro, devido ao baixo volume de água no curso d'água nesse período.

A profundidade média dos trechos obteve-se pela medida com trena ou régua, conforme mostrado na figura 2, descrita por Bezerra, 2017, e a vazão pelo produto da velocidade pela área da seção transversal, conforme método do flutuador.

A vazão média da fonte obteve-se através do tempo transcorrido para encher um recipiente de volume conhecido, sendo realizada a média dos valores.

Para se conhecer as velocidades dos cursos d'água em estudo foi aplicado o método do flutuador, que consiste em utilizar um objeto flutuante (boia) e determinar o tempo que este objeto percorre determinada distância, repetiu-se o

procedimento por três vezes para obter uma média dos resultados (SANTOS et al., 2001).

Os valores da vazão, velocidade e profundidade foram obtidos pelas médias realizadas na primeira e segunda coleta de água, no período de setembro e novembro. Em fevereiro o nível de água nos riachos mostrou-se inferior aos meses anteriores por causa da estiagem na região, o que impossibilitou a mensuração.

Na tabela 10 encontram-se as variáveis analisadas e o método utilizado na determinação quantitativa de cada variável.

Tabela 10 - Variáveis analisadas e métodos aplicados

Variáveis	Unidades	Métodos
Temperatura	(°C)	Termômetro analógico
pH	---	Peagâmetro de bancada
Condutividade elétrica	$\mu\text{S}/\text{cm}$	Condutivímetro de bancada
Alcalinidade	$\text{mg CaCO}_3\text{L}^{-1}$	Titulometria com H_2SO_4
Dureza total	$\text{mg CaCO}_3\text{L}^{-1}$	Titulometria com EDTA
Cloretos	$\text{mg Cl}^{-1}\text{L}^{-1}$	Titulometria com AgNO_3
Oxigênio dissolvido	$\text{mgO}_2\text{L}^{-1}$	Oxímetro digital portátil
$\text{DBO}_{5,20}$	$\text{mgO}_2\text{L}^{-1}$	Oxímetro digital portátil
Vazão	m^3s^{-1} ou Ls^{-1}	Método do flutuador
Velocidade	m.s^{-1}	Método do flutuador
Profundidade	m	Régua métrica

Fonte: Elaborada pelo autor

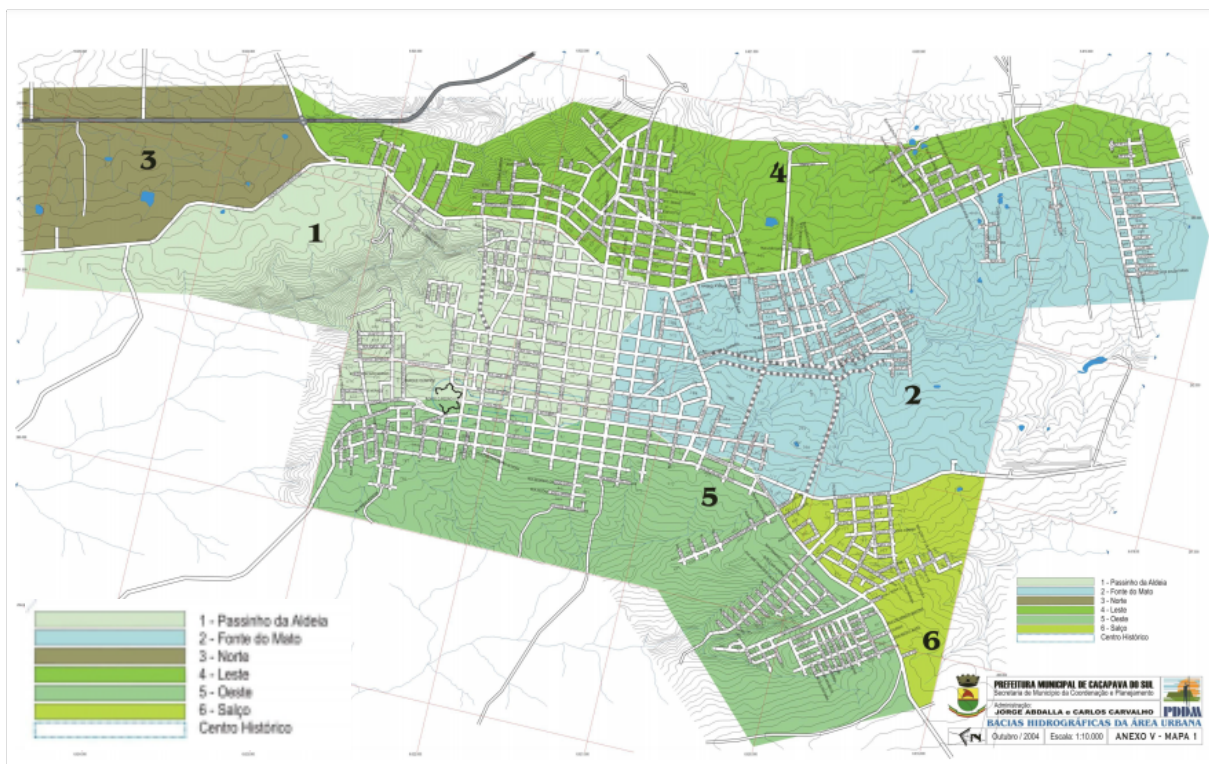
3.1 Caracterização das áreas de estudo

Conforme o plano diretor de desenvolvimento do município de Caçapava do Sul, o mapa hidrográfico da cidade está dividido em seis zonas, as quais estão delimitadas considerando as curvas de níveis e as declividades em cada zona. Isto é importante para compreendermos a dinâmica de escoamento superficial e do esgoto no sistema de saneamento da cidade.

Neste estudo abordaremos os cursos d'água pertencentes às bacias hidrográficas da área urbana localizados na área 2 (zona central), na área 4 (zona leste) e na área 5 (zona oeste), pelo fato de ocorrer a receptação da maior parte do esgoto sanitário residencial da cidade.

Para a identificação desses cursos d'água denominaremos de cursos d'água A, B e C e os pontos de coleta A_1 , A_2 , A_3 , A_4 , B_1 , B_2 , C_1 , C_2 , correspondente às suas localizações nas zonas 2, zona 4 e zona 5, respectivamente.

Figura 3 - Mapa das bacias hidrográficas da área urbana de Caçapava do Sul



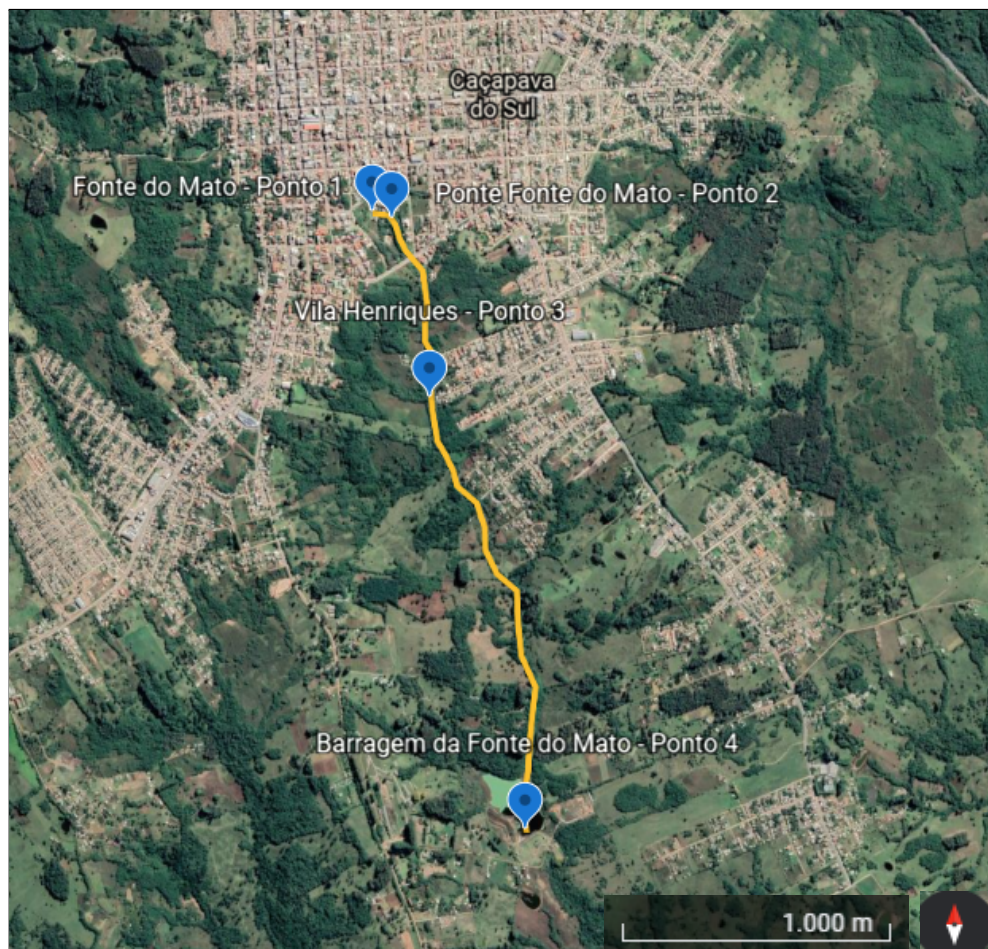
Fonte: PDDM Caçapava do Sul - 2021

Na zona urbana 2, onde se localiza o curso d'água A (Fonte do Mato), cuja nascente se encontra no Parque Municipal da Fonte do Mato, apresenta, logo após a área da nascente, a recepção de descarga de esgoto, contribuindo para o aumento de matéria orgânica neste curso d'água.

O trajeto do ponto 1 (nascente) até o ponto 2 (ponte) possui cerca de 100 m, do ponto 1 ao ponto 4 (barragem) possui cerca de 2871,6 m, já o percurso do ponto 2 (ponte) até o ponto 3 (Vila Henriques) apresenta uma distância aproximada de 876,5 m e do ponto 3 ao ponto 4 cerca de 1995 m. A figura 4 mostra o trajeto que este curso d'água percorre desde sua nascente até a barragem.

Este curso d'água alimenta uma das barragens onde se encontra um sistema de captação de água. Esta água é bombeada da barragem para a estação de tratamento convencional e depois distribuída à população.

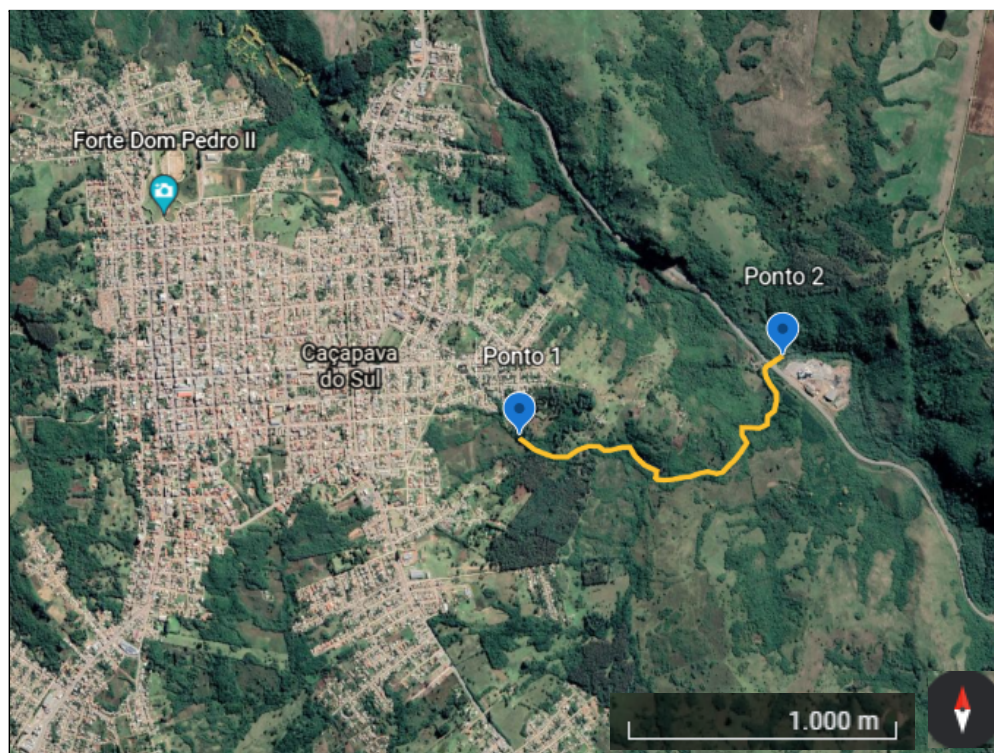
Figura 4 - Percurso do curso d'água A (zona 2)



Fonte: Google Earth (imagem:12/05/2021)

O trecho delimitado para o estudo no curso d'água B (zona 4) possui do ponto 1 ao ponto 2 aproximadamente 2075 m, sendo que este curso d'água recebe basicamente uma carga orgânica no ponto 1 provinda da zona leste da cidade e segue por uma área rural em direção à BR 392, passando próximo às mineradoras de calcário e desemboca em outro curso d'água (riacho Mangueirão). O trajeto deste trecho está mostrado na figura 5.

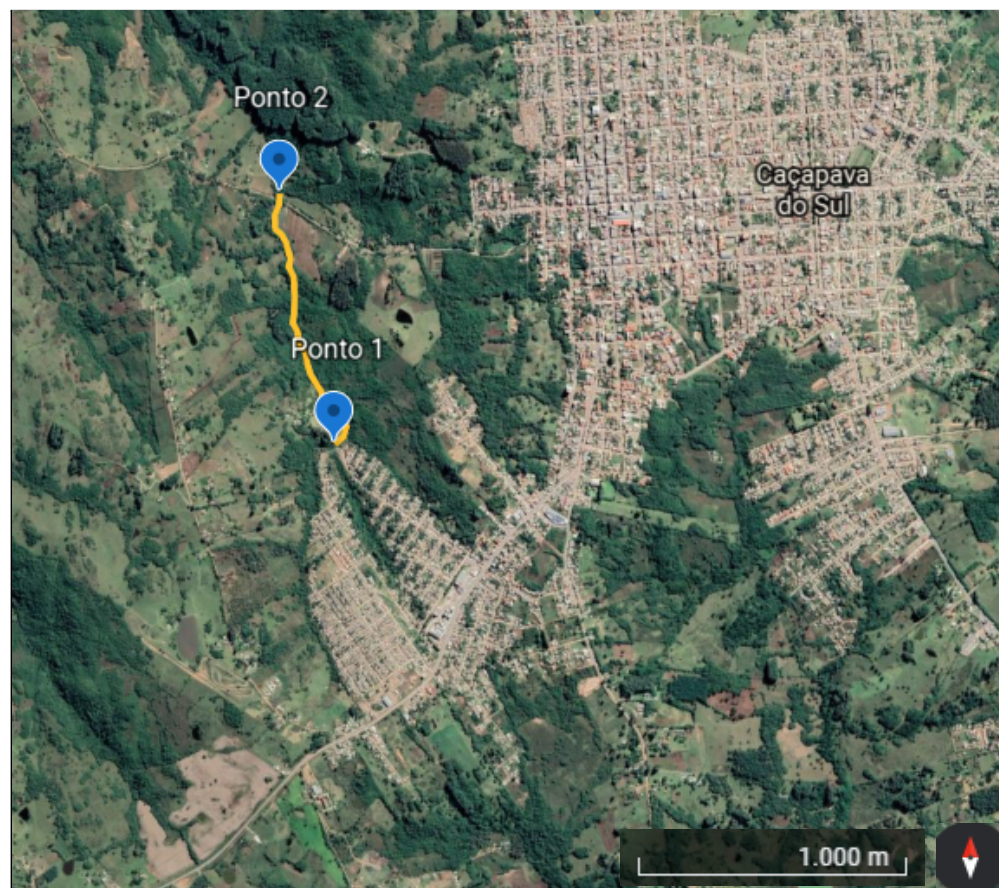
Figura 5 - Percurso do curso d'água B (zona 4)



Fonte: Google Earth (imagem:12/05/2021)

O trecho delimitado no curso d'água C (zona 5) recebe efluentes de esgoto doméstico no ponto 1 (Vila Sul) e segue por uma área rural até o ponto 2, tendo aproximadamente um percurso de 1190 m e continua seu percurso até desembocar em outros afluentes, mostrado na figura 6.

Figura 6 - Percurso do curso d'água C (zona 5)



Fonte: Google Earth (imagem:12/05/2021)

3.2 Coleta e análises das águas

As coletas das amostras de água nos pontos referentes aos cursos d'água A, B e C foram realizadas no turno da tarde, nos meses de setembro e novembro de 2021 e em fevereiro de 2022, nos dias 1/9, 2/9, 4/9, 10/11 e 21/2. As condições climáticas em Caçapava do Sul apresentaram-se favoráveis nesses dias, sem precipitação e com temperaturas variando entre 15°C a 30°C.

Nos meses de coleta de setembro e novembro as temperaturas das águas nos locais de coleta oscilaram entre 10°C a 15°C, com variações em trechos com maior turbulência e com maior profundidade, variando entre 8°C a 12 °C. No mês de fevereiro a temperatura da água ficou entre 15°C a 22°C. É importante salientar que no período de verão a estiagem prolongada provocou a diminuição nos volumes de água nos riachos e, conseqüentemente, no nível de água na barragem da fonte mato e em todos os cursos d'água.

No trecho compreendido entre a nascente e a ponte dentro do Parque da Fonte do Mato, cerca de 100 m, encontramos despejos de esgoto oriundo de uma parte central da cidade conforme a topografia da área.

A água da fonte foi utilizada como referência para os ensaios laboratoriais (figura 7), visto que não possui turbidez e presença de matéria orgânica provinda de esgotos superficiais.

Figura 7 - Ponto de coleta no curso d'água A - Fonte do Mato- ponto 1



Fonte: Imagem do autor

A escolha de coleta no ponto 2 (figura 8) justifica-se por receber uma carga de esgoto elevado e percebe-se odores característicos causados pela decomposição de matéria orgânica por microrganismos anaeróbios e em águas com baixos teores de oxigênio.

Figura 8- Ponto de coleta no curso d'água A- Ponte Fonte do Mato-ponto 2



Fonte: Imagem do autor

Seguindo o percurso, o curso d'água A recebe esgoto da Vila Henriques (figura 9) diretamente em seu leito. Nesse trecho observa-se uma maior turbulência nas águas devido a declividade da área. Esse fato auxilia na mistura do efluente no meio hídrico e permite uma maior oxigenação na água, acelerando o processo de depuração da MO pelos microrganismos aeróbios.

Figura 9- Ponto de coleta no curso d'água A-Vila Henriques-ponto 3



(b) Arroio em fevereiro de 2022



(a) Arroio em setembro e novembro de 2021

Fonte: Imagem do autor

Após o trecho no ponto 3 (Vila Henriques), a água atinge a barragem cuja finalidade é o abastecimento da população com água tratada e potável. Observa-se um aumento de espécies vegetais aquáticas conhecidas como lentilhas d'água e alfaces d'água cuja multiplicação é um indicativo do excesso de nutrientes no meio. No entanto, ao mesmo tempo que estas plantas absorvem tais nutrientes, também diminuem a entrada de radiação solar na água, diminuindo a capacidade de

fotossíntese das algas e microalgas, o que confere na diminuição de oxigênio dissolvido no meio aquático.

No período de estiagem, a barragem (figura 10 b) atingiu o limite do volume disponível para operação do reservatório, por esta razão, houve necessidade de buscar água em outros locais para abastecer a população.

Figura 10 - Ponto de coleta no curso d'água A- Barragem-ponto 4



(a) Barragem em setembro e novembro de 2021 b) Barragem em fevereiro de 2022

Fonte: Imagem do autor

Para a coleta de amostras das águas no curso d'água B, parte do esgoto da zona leste da cidade é direcionado para o ponto 1(zona leste).

Evidenciado pelo acúmulo de resíduos sólidos como sacos de lixo, latinhas, latas de tinta e objetos plásticos, a ação antrópica não se limita ao lançamento de esgoto, mas é reflexo de questões sociais e de educação ambiental que envolve a sociedade como um todo.

Este riacho percorre pela área rural e é canalizado por baixo da BR 392 até se encontrar com outro riacho, o qual segue o seu curso contornando as empresas de calcário existentes na área.

Figura 11- Ponto de coleta no curso d'água B- Zona leste-ponto 1



(a) Arroio em setembro e novembro de 2021



(b) Arroio em fevereiro de 2022

Fonte: Imagem do autor

Figura 12- Ponto de coleta no curso d'água B- Zona leste-ponto 2



(a) Arroio em setembro e novembro de 2021 (b) Arroio em fevereiro de 2022
Fonte: Imagem do autor

As coletas no curso d'água C foram realizadas em um ponto onde se unem os esgotos e dois cursos d'água cujas nascentes se encontram inseridas no bairro da Vila Sul. Devido ao avanço da população sobre as matas ciliares, parte da vegetação está ameaçada e pouco preservada. Verifica-se muitos resíduos sólidos que são carregados pelas águas, onde podemos encontrar vestígios desses materiais no ponto 2 distante a aproximadamente a 1190 m.

Por ser um ponto onde ocorre o lançamento de esgoto, a água apresenta-se mais turva, com formação de espumas na superfície e odor forte.

Figura 13- Ponto de coleta no curso d'água C - Vila Sul - ponto 1



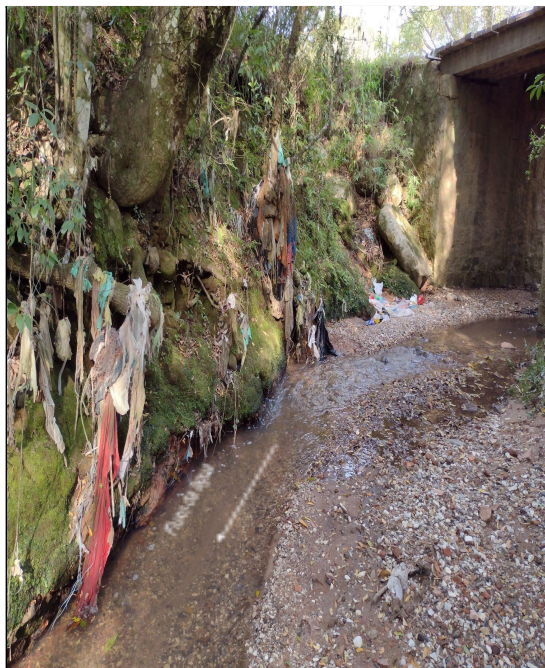
(a) Arroio em setembro e novembro de 2021 (b) Arroio em fevereiro de 2022

Fonte: Imagem do autor

Nesse trajeto, encontramos maior carga de esgoto distribuído no ponto 1 devido ao aumento populacional e da escassa infraestrutura para melhorar o sistema de saneamento nesse bairro.

No ponto 2 (zona oeste) a água apresenta menor turbidez e aspecto mais límpido, no entanto, dependendo das intensidades das chuvas que ocasionam aumento no volume de água e aumento da velocidade no fluxo da água, percebe-se que muitos objetos carregados pela água ficam presos aos galhos das árvores causando impacto visual e servindo de alerta aos problemas socioambientais.

Figura 14- Ponto de coleta no curso d'água C- zona oeste-ponto 2



(a) Arroio em setembro e novembro de 2021



(b) Arroio em fevereiro de 2022

Fonte: Imagem do autor

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados expostos nas planilhas seguintes demonstram que os cursos d'água em estudo caracterizam-se por apresentarem pouca profundidade, ou seja, podem ser considerados como cursos d'água rasos, com profundidade média de 0,20 m, largura de 1,2 m, possuem uma vazão média de $0,020 \text{ m}^3\text{L}^{-1}$ ou $20,3 \text{ Ls}^{-1}$ e velocidade média de $0,35 \text{ ms}^{-1}$, apresentados na planilha 3.

As águas podem ser classificadas segundo a resolução CONAMA N°357 de 2005, como classe 2 ou 3, ou seja, águas destinadas ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional; à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras e à dessedentação de animais.

Estas informações são importantes para estimar através da equação de *Streeter-Phelps* quais os trechos de maior criticidade e qual a distância necessária para que a DBO em cada curso d'água se enquadre nos parâmetros sugeridos pelas resoluções dos órgãos ambientais. Dessa forma, podemos concatenar com as análises laboratoriais e verificar a qualidade dessas águas.

De acordo com as análises realizadas podemos observar que o pH, mesmo na presença de matéria orgânica derivada da descarga de esgoto ao longo dos trajetos dos cursos d'água, ficaram entre a faixa de 6 a 8, sendo assim, percebe-se que os sistemas aquáticos conseguem manter um equilíbrio entre os íons H^+ e OH^- , permanecendo num pH médio em torno de 7, isso se enquadra na faixa de pH entre 6 a 9, conforme a resolução CONAMA n° 357/2005 para classes de água 2 ou 3.

Planilha 2- Valores médios referentes à área, velocidade e vazão dos cursos d'água

Cursos d'água	Locais de coleta	Coordenadas de localização	Altitude (m)	Declividade m/m	Velocidade média (m/s)	Largura (m)	Profundidade média (m)	Área da seção transversal	Vazão média (m ³ /s)	Vazão média (L/s)
A	Ponto 1-Fonte do Mato (vertente)	22 J 0261197 UTM 6621044	430	0,02	n m *	n m *	n m *	n m *	0,0005	0,5
	Ponto 2- Ponte Fonte do Mato	22 J 0261268 UTM 6621026	425	-	0,35	1,20	0,12	0,14	0,011	10,7
	Ponto 3-Vila Henriques	22 J 0261464 UTM 6620258	400	-	0,60	1,10	0,20	0,22	0,028	28,1
	Ponto 4-Barragem	22 J 0261993 UTM 6618426	366	-	0,33	1,00	0,20	0,20	0,014	14,0
B	Ponto 1- Zona leste	22 J 0262584 UTM 6621228	385	0,07	0,28	1,50	0,15	0,23	0,013	13,4
	Ponto 2-BR 392	22 J 0263881 UTM 6621694	242	-	0,35	1,50	0,20	0,30	0,022	22,3
C	Ponto 1- Vila Sul	22 J 0259759 UTM 6620450	346	0,03	0,44	1,70	0,20	0,34	0,032	31,8
	Ponto 2- Zona oeste	22 J 0259483 UTM 6621535	306	-	0,53	1,20	0,15	0,18	0,020	20,3
média			376	0,03	0,35	1,20	0,20	0,22	0,020	20,3
	*n m - não mensurável									

Fonte: Elaborada pelo autor

Planilha 3- Valores médios referentes às análises realizadas em setembro de 2021

Cursos d'água	Locais de coleta	pH	Condutividade (uS/cm)	Oxigênio Dissolvido (mg/L)	DBO _{5/20} (mg O ₂ /L)	Alcalinidade (CaCO ₃ mg/L)	Dureza total (CaCO ₃ mg/L)	Cloretos (mg/L)
A ₁	Ponto 1 Fonte do Mato (vertente)	5,94	231	7,6	0,1	71	98	17
A ₂	Ponto 2 Ponte Fonte do Mato	6,63	395	0,8	16,8	169	142	35
A ₃	Ponto 3 Vila Henriques	7,03	336	2,6	15,7	142	122	30
A ₄	Ponto 4 Barragem	6,95	176,1	6,3	2,0	80	79	13
B ₁	Ponto 1 Zona leste	7,1	445	1,5	16,8	178	150	39
B ₂	Ponto 2 BR 392	7,1	195,7	8,8	1,5	84	106	15
C ₁	Ponto 1 Vila Sul	7,17	329	2,3	17,2	124	142	37
C ₂	Ponto 2 Zona oeste	6,88	227,5	8,6	1,4	98	118	26
média		6,99	280	4,45	8,9	111	120	28

Fonte: Elaborada pelo autor

Planilha 4- Valores médios referentes às análises realizadas em novembro de 2021

Cursos d'água	Locais de coleta	pH	Condutividade (uS/cm)	Oxigênio Dissolvido (mg/L)	DBO _{5/20} (mg O ₂ /L)	Alcalinidade (CaCO ₃ mg/L)	Dureza total (CaCO ₃ mg/L)	Cloretos (mg/L)
A ₁	Ponto 1 Fonte do Mato (vertente)	5,89	236	2,6	1,2	71	40	18
A ₂	Ponto 2 Ponte Fonte do Mato	6,87	436	1,6	6,0	155,4	53	27
A ₃	Ponto 3 Vila Henriques	6,9	290	5,6	4,7	102	48	20
A ₄	Ponto 4 Barragem	7,41	180,6	10,2	6,4	89	36	21
B ₁	Ponto 1 Zona leste	7,1	418	4,1	3,4	177,6	71	30
B ₂	Ponto 2 BR 392	7,28	227	6,8	4,1	173,16	48	15
C ₁	Ponto 1 Vila Sul	7,1	411	6,4	5,2	153	67,6	27
C ₂	Ponto 2 Zona oeste	7,05	320	7,8	4,7	107	59	26
médias		7,075	305	6	4,7	129,89	51	24

Fonte: Elaborada pelo autor

Planilha 5- Valores médios referentes às análises realizadas em fevereiro de 2022

Cursos d'água	Locais de coleta	pH	Condutividade (uS/cm)	Oxigênio Dissolvido (mg/L)	DBO5/20 (mg O2/L)	Alcalinidade (CaCO3 mg/L)	Dureza total (CaCO3 mg/L)	Cloretos (mg/L)
A ₁	Ponto 1 Fonte do Mato (vertente)	5,9	234	5,1	0,625	71	69	17
A ₂	Ponto 2 Ponte Fonte do Mato	7,3	370	0,9	18	26	123	37
A ₃	Ponto 3 Vila Henriques	7,3	363	8,5	4,4	24	123	30
A ₄	Ponto 4 Barragem	7,7	232	4,5	8,5	20	116	16
B ₁	Ponto 1 Zona leste	6,7	652	10,2	2,8	50	193	49
B ₂	Ponto 2 BR 392	6,2	312	4,7	0,2	22	140	27
C ₁	Ponto 1 Vila Sul	7,0	745	9,9	3,2	54	193	64
C ₂	Ponto 2 Zona oeste	7,2	524	7,3	0,0	38	193	54
médias		7,1	367	6,2	3	32	131	33

Fonte: Elaborada pelo autor

A análise de condutividade é a capacidade que a água possui de conduzir corrente elétrica. Este parâmetro está relacionado com a presença de íons dissolvidos na água, que são partículas carregadas eletricamente, assim, quanto maior for a quantidade de íons dissolvidos, maior será a condutividade elétrica na água. As fontes de água doce são as que apresentam um espectro mais amplo de valores para a condutividade elétrica, pois dependem fortemente da geologia do local onde está o corpo d'água, tendo uma faixa de 100 a 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Nos pontos de coleta onde ocorre uma quantidade maior de despejo de esgoto percebe-se um aumento nos valores de condutividade, provavelmente relacionado a maior concentração de íons dissolvidos.

Pelas análises realizadas, observa-se valores maiores de condutividade justamente nos pontos onde há lançamento de esgoto diretamente no riacho. Vale ressaltar que a influência de períodos pouco chuvosos acarreta em maior concentração desses íons, fazendo com que aumente a condutividade, como podemos observar no mês de fevereiro, onde os valores médios de condutividade elétrica aumentaram em todos os riachos.

As análises de oxigênio dissolvido podem ser consideradas essenciais, pois conhecendo a concentração de oxigênio dissolvido pode-se conhecer a demanda de oxigênio necessária para os microrganismos aeróbios oxidarem a matéria orgânica provinda do esgoto sanitário.

O oxigênio dissolvido é influenciado por diversos fatores naturais como a altitude ou a temperatura. Esses fatores diminuem ou aumentam a solubilidade do oxigênio na água, devido à pressão atmosférica e considerando que um corpo d'água pode variar sua temperatura ao longo do ano, do dia e até mesmo no intervalo de hora.

A velocidade e a vazão também influenciam nas concentrações de oxigênio dissolvido na água. Quanto maior for a velocidade e o volume de um fluxo de água em um corpo d'água, maior será a quantidade de oxigênio dissolvido, pois maior será a superfície de água em contato com a atmosfera ao longo do tempo. As quedas de água existentes nesses cursos d'água também favorecem a reoxigenação no meio.

Pelos resultados obtidos, verificamos que a atividade humana seja a maior responsável por afetar os níveis de oxigênio na água, pois os esgotos liberam uma série de compostos na água que tendem a reduzir a concentração de oxigênio dissolvido. O despejo de nutrientes na água tende a aumentar de maneira insustentável a população de algas, que ao morrerem, são decompostas por bactérias, processo que consome ainda mais oxigênio dissolvido.

Observa-se que no curso d'água A, a amostra de água no ponto 2 (ponte fonte do mato) apresenta o menor nível de oxigênio dissolvido, menor que o valor mínimo de 2 mgL^{-1} , isso se deve ao fato de que nesse ponto há pouca turbulência na água e um volume de despejo de esgoto suficiente para influenciar no consumo de oxigênio ocasionando em uma DBO com valores elevados, pois existe uma carga orgânica concentrada no local.

De acordo com os valores mínimos de oxigênio dissolvido permissíveis apresentados na tabela 1 para águas de classe 2 e 3 seriam de 5 e 4 mg de O_2L^{-1} , respectivamente, sendo assim, há um déficit de oxigênio nesse ponto.

Pelos ensaios de $\text{DBO}_{5,20}$ obtivemos valores maiores justamente nos pontos onde a concentração de efluentes é maior. Isto significa que há um consumo de oxigênio para que os microrganismos possam oxidar a matéria orgânica.

Segundo a Resolução N°357 do CONAMA, os limites da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) estabelecidos para as águas doces de classes 2 e 3 poderão ser elevados caso o estudo da capacidade de autodepuração do corpo receptor demonstre que as concentrações mínimas de oxigênio dissolvido (OD) previstas não serão desobedecidas, nas condições de vazão de referência, com exceção da zona de mistura.

Na sequência deste trabalho, a análise de DBO auxiliará na construção de cenários através da utilização de modelagem para autodepuração, onde é possível estimar as melhores condições para as quais os cursos d'água restabelecem as concentrações de oxigênio dissolvido e reduzir os teores de matéria orgânica em seus leitos.

Podemos observar nas figuras 15 a 17 que as características desses riachos são semelhantes e a carga de matéria orgânica presente no ponto 2 do curso d'água

A, indiferentemente do período em que foram realizadas as coletas, apresentou os valores mais elevados de DBO, isto significa que este local, conhecido como Fonte do Mato, está recebendo constantemente efluente doméstico.

Nos períodos em que a frequência e o volume de chuvas diminuíram, referente aos meses de novembro a fevereiro, reflete nos locais onde o lançamento de efluente reduziu e, conseqüentemente, os valores de oxigênio dissolvido aumentou, devido a movimentação do fluxo das águas dos riachos, alcançando valores próximos de $10 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$, isso indica que o sistema está conseguindo adicionar oxigênio suficiente na água, como podemos observar nas figuras 16 e 17, onde os riachos B e C apresentaram as melhores concentrações de oxigênio dissolvido em suas águas.

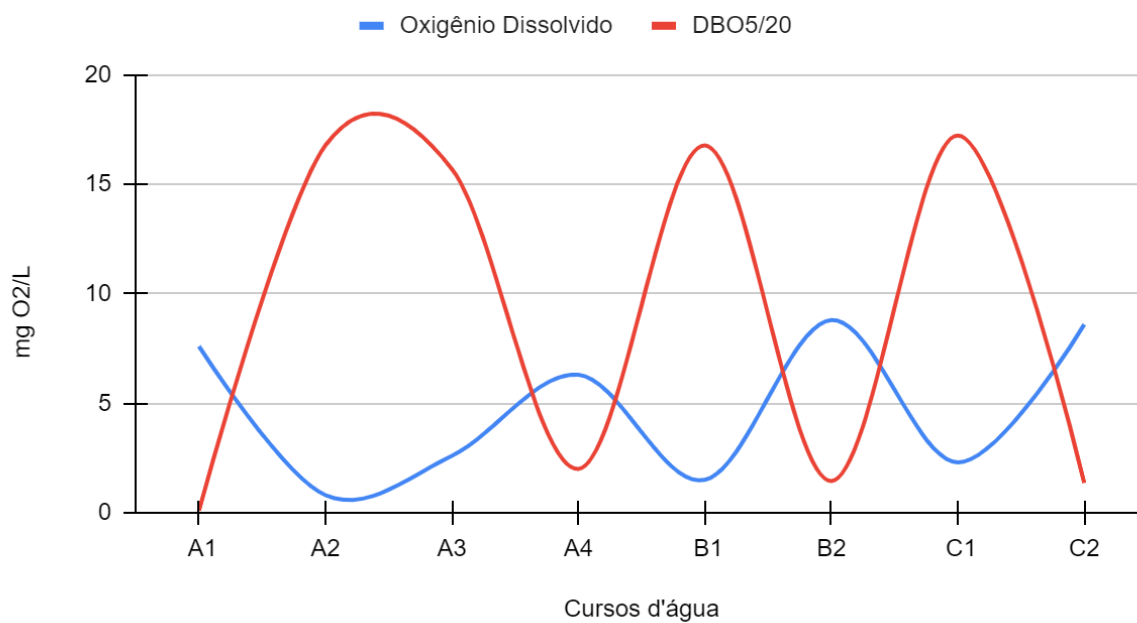
No riacho A, principalmente no mês de novembro, onde ocorreram alguns dias de precipitação antes da coleta das amostras, houve uma diluição da matéria orgânica devido ao aumento do volume de água no curso d'água, isso fez com que houvesse maior movimentação e oxigenação da água durante o percurso.

As análises de alcalinidade permite verificar a capacidade da água em neutralizar os ácidos, sendo assim, podemos observar que nos pontos onde ocorre maior contribuição de esgoto, a alcalinidade apresenta valores maiores que 100 mgL^{-1} , isso está relacionado aos esgotos por apresentarem alcalinidades elevadas devido a presença de silicatos, fosfatos e substâncias com cargas negativas capazes de neutralizar os íons H^+ .

Através dessa análise verifica-se que os pontos com lançamento de efluente apresentam maiores valores de alcalinidade, no entanto, esses valores diminuem ao longo do percurso do curso d'água. Observa-se ainda que, no mês de fevereiro, devido a baixa precipitação, o solo torna-se mais seco e isso ocasionou em maior absorção da água com esgoto que, em alguns pontos, escorrem pela rua até encontrar o curso d'água. Isso ficou evidenciado no ponto 3 do curso d'água A (vila Henriques), onde nos meses de setembro a novembro o esgoto escorria sobre a superfície até o riacho e se misturava com a água e no mês de fevereiro o esgoto praticamente era absorvido pelo solo antes que atingisse o riacho, isto fez com que

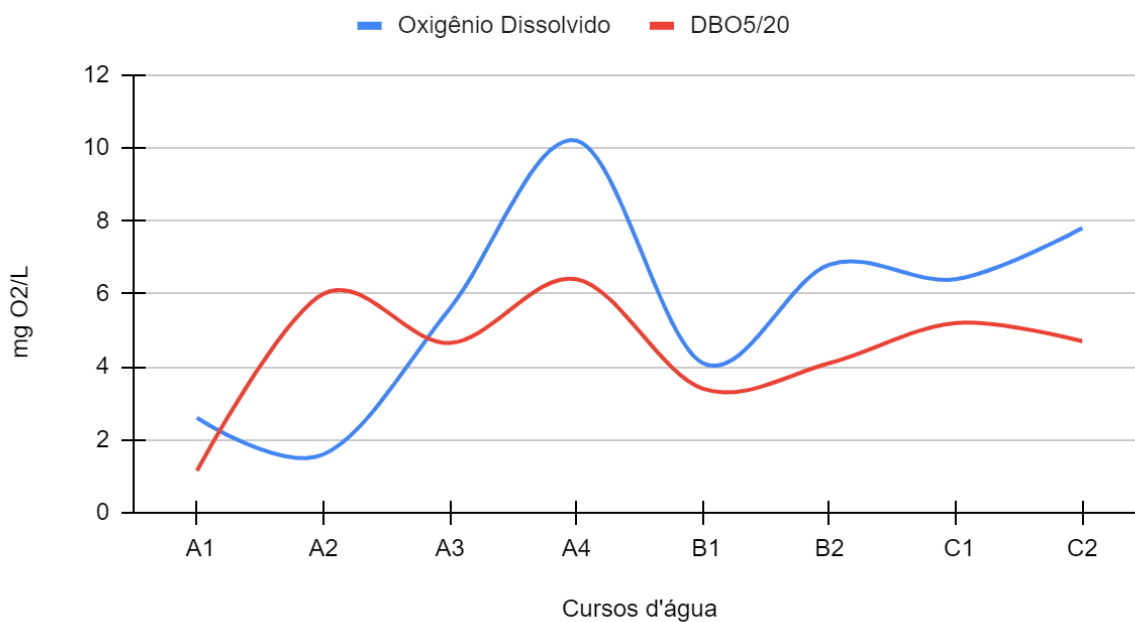
houvesse uma redução na quantidade de matéria orgânica lançada no meio e, conseqüentemente, uma redução nos valores de alguns parâmetros considerados.

Figura 15 - Gráfico das concentrações de OD e DBO no mês de setembro



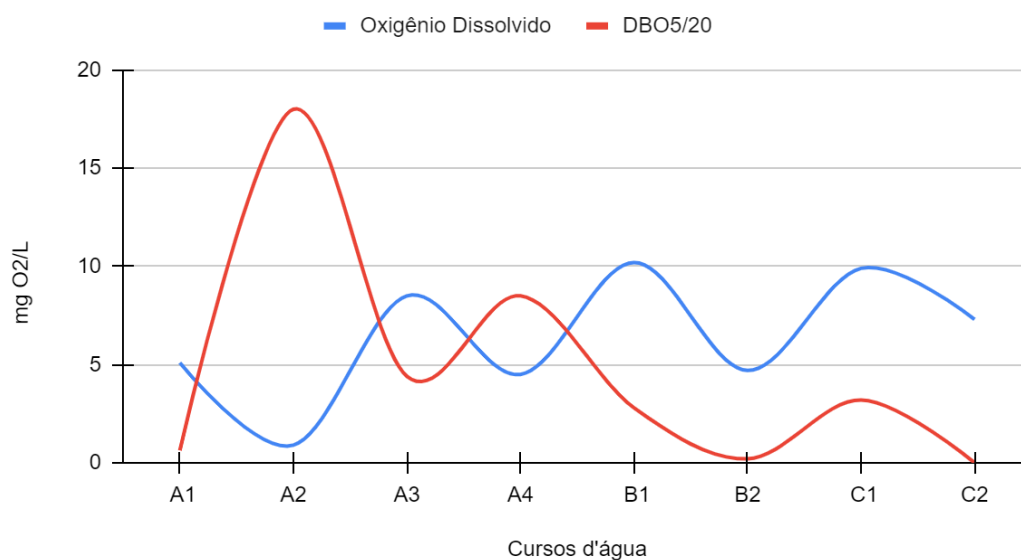
Fonte: Elaborado pelo autor

Figura 16 - Gráfico das concentrações de OD e DBO no mês de novembro



Fonte: Elaborado pelo autor

Figura 17- Gráfico das concentrações de OD e DBO no mês de fevereiro



Fonte: Elaborado pelo autor

Na análise de dureza total percebe-se aumento nos valores nos pontos com entrada de esgoto, ficando entre 50 a 200 mgL⁻¹ de CaCO₃. Nos pontos mais distantes do lançamento de esgoto nota-se que o sistema hídrico tende a encontrar um equilíbrio para as concentrações de sais que conferem dureza à água. Devemos considerar ainda, que mesmo com influência da estiagem, houveram em novembro alguns dias com precipitação, isso causa alterações nas concentrações de sais dissolvidos na água alterando os valores dos parâmetros analisados.

A análise de cloretos nas amostras apresentou maior concentração nos locais onde os cursos d'água receberam carga de esgoto urbano, mesmo assim, os valores das concentrações de cloretos ficaram abaixo do limite de 250 mgL⁻¹ considerado pela resolução CONAMA N°274 e pelo Ministério da Saúde. Os valores apresentados demonstraram que nesses locais a concentração de cloretos ficou entre 15 e 65 mgCl⁻ L⁻¹.

4.1 Aplicação da modelagem de *Streeter-Phelps*

Para utilizar a modelagem de *Streeter-Phelps* são necessários seguir dezessete passos, aos quais, relacionam os valores teóricos e valores observados experimentalmente para estimar a concentração existente de oxigênio dissolvido em cada curso d'água.

Utilizaremos nos modelos matemáticos os valores médios dos parâmetros empregados na simulação de *Streeter-Phelps*, considerando os períodos de coleta das amostras de água para cada curso d'água.

Após efetuar essas etapas, iremos plotar um gráfico da concentração de oxigênio existente versus o tempo e um gráfico da concentração de oxigênio existente versus a distância.

Dessa forma, poderemos analisar a concentração de oxigênio dissolvido ao longo do trajeto em estudo estimando a distância e o tempo necessário para que a matéria orgânica seja estabilizada no processo de autodepuração.

4.1.1 Cálculos para a modelagem de *Streeter-Phelps*

Iniciamos expondo as características do esgoto lançado nesses cursos d'água, considerando que é um efluente basicamente oriundo de esgoto doméstico, logo, podemos considerar valores típicos de DBO e OD para águas residuárias de baixa concentração e vazão comumente utilizada em projetos hidrossanitários. Como exemplo, aplicamos os valores médios correspondentes ao curso d'água A e os valores usuais dos parâmetros característicos para o esgoto doméstico encontrados na literatura.

Características do esgoto doméstico:

Vazão: $Q_e = 0,002 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$

$\text{DBO}_{5,20} = 220 \text{ mgL}^{-1}$ (esgoto médio)

OD do esgoto (OD_e) = $0,0 \text{ mgL}^{-1}$

Características do curso d'água A:

Vazão: $Q_r = 0,020 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$

$\text{OD}_r = 6,9 \text{ mgL}^{-1}$

$\text{DBO}_r = 2,0 \text{ mgL}^{-1}$ (rio limpo)

Altitude = 430 m

Temperatura média da água (T) = 12°C

Profundidade média (H) = 0,20 m

Velocidade média (V) = $0,43 \text{ ms}^{-1}$

Passo 1: DBO rio

Considerando um curso d'água com água limpa podemos utilizar o valor de $2,0 \text{ mgL}^{-1}$.

Passo 2: Coeficiente de desoxigenação (k_1)

Considerando uma água residuária de baixa concentração.

$k_1 = 0,40 \text{ d}^{-1}$ (20°C , base e)

Passo 3: Coeficiente de desoxigenação corrigido (k_{1T})

$k_{1T} = k_{1,20} \cdot \theta^{(T-20)} = 0,40 \cdot 1,047^{(12-20)} = 0,277 \text{ d}^{-1}$

Passo 4: Coeficiente de reaeração (k_2)

Considerando a profundidade e a velocidade do curso d'água igual a 0,20 m e $0,43 \text{ ms}^{-1}$, respectivamente, utilizaremos a equação de Owens.

$$k_2 = 5,3 \cdot V^{0,67} \cdot H^{-1,85} = 59,13 \text{ d}^{-1}$$

Passo 5: Coeficiente de reaeração corrigido (k_{2T})

$$k_{2T} = k_{2,20} \cdot \theta^{(T-20)} = 59,13 \cdot 1,024^{(12-20)} = 48,9 \text{ d}^{-1}$$

Passo 6: Concentração de saturação de oxigênio (C_s)

Considerando a temperatura de 12°C e uma altitude de 500 m temos na tabela 5 um valor de C_s igual a $10,2 \text{ mgL}^{-1}$.

Passo 7: Oxigênio dissolvido mínimo permissível (OD_{\min})

Considerando a classe 2 temos um valor de OD_{\min} igual a 5 mgL^{-1} .

Passo 8: Concentração de oxigênio da mistura (C_o)

$$C_o = \frac{Q_r \cdot OD_r + Q_e \cdot OD_e}{Q_r + Q_e} = \frac{0,020 \cdot 6,9 + 0,002 \cdot 0,0}{0,020 + 0,002} = 6,3 \text{ mgL}^{-1}$$

Passo 9: Déficit de oxigênio (D_o)

$$D_o = C_s - C_o = 10,2 - 6,3 = 3,9 \text{ mgL}^{-1}$$

Passo 10: Constante de transformação da DBO_5 à DBO última (k_T)

$$k_T = \frac{DBO_u}{DBO_5} = \frac{1}{1 - e^{-5 \cdot k_1}} = 1,33$$

Passo 11: Concentração de DBO_5 , logo após a mistura

$$DBO_{5,0} = \frac{Q_r \cdot OD_r + Q_e \cdot OD_e}{Q_r + Q_e} = \frac{0,020 \cdot 2,0 + 0,002 \cdot 220}{0,020 + 0,002} = 21,8 \text{ mgL}^{-1}$$

$$DBO_{5,0} = 21,8 \text{ fc(real)} = 21,8 \cdot 0,74 = 16,3 \text{ mgL}^{-1}$$

Passo 12: Demanda última de oxigênio, logo após a mistura (L_0)

$$L_0 = DBO_{5,0} \cdot k_T = 16,3 \cdot 1,33 = 21,68 \text{ mgL}^{-1}$$

Passo 13: Tempo crítico (t_c)

$$t_c = \frac{1}{k_2 - k_1} \cdot \ln\left\{ \frac{k_2}{k_1} \left[1 - \frac{D_o \cdot (k_2 - k_1)}{L_0 \cdot k_1} \right] \right\} = 0,177 \text{ dia}$$

Passo 14: Distância crítica (dc)

$$dc = t_c \cdot V \cdot 86400 = 0,177 \cdot 0,43 \cdot 86400 = 6575,9 \text{ m}$$

$$dc = 6,6 \text{ km}$$

Passo 15: Déficit crítico (Dc)

$$Dc = k_2/k_1 \cdot L_0 \cdot e^{-k_1 \cdot t_c}$$

$$Dc = 0,12 \text{ mgL}^{-1}$$

Passo 16: Concentração crítica de oxigênio dissolvido (Cc)

$$Cc = C_s - Dc = 10,2 - 0,12 = 10 \text{ mgL}^{-1}$$

Passo 17: Perfil de oxigênio dissolvido ao longo do tempo e da distância (Ct)

Transformando V (ms^{-1}) em V (km.dia^{-1})

$$V = 0,43 \cdot 86,40 = 37,152 \text{ km.dia}^{-1}$$

$$Ct = C_s - [(k_1 - L_0/k_2 - k_1) \cdot (e^{-k_1 \cdot t} - e^{-k_2 \cdot t}) + D_0 \cdot e^{-k_2 \cdot t}]$$

Utilizando a expressão acima podemos construir um gráfico da concentração de oxigênio (Ct) versus tempo (t) e um outro gráfico Ct versus distância (d).

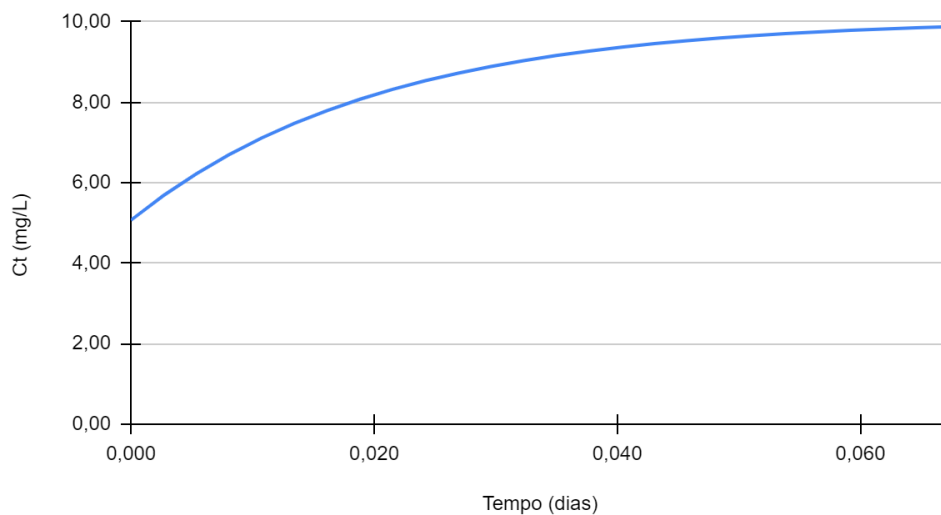
Assim podemos observar nas figuras 18 e 19 que os valores de oxigênio dissolvido existente no curso d'água dentro do percurso em estudo corrobora com os valores de OD e DBO realizados em laboratório, sendo evidenciado que nos sistemas aquáticos ocorrem um eficaz depleção da matéria orgânica e o aumento de oxigênio dissolvido.

Portanto, a modelagem para autodepuração de *Streeter-Phelps* mostra uma estimativa equivalente aos valores experimentais como podemos observar nos gráficos a seguir, representando a concentração de oxigênio existente em cada curso d'água conforme a época em que foram realizados os estudos.

Os valores calculados para Ct estão plotados na planilha 6, considerando a distância do trajeto dos cursos d'água analisados.

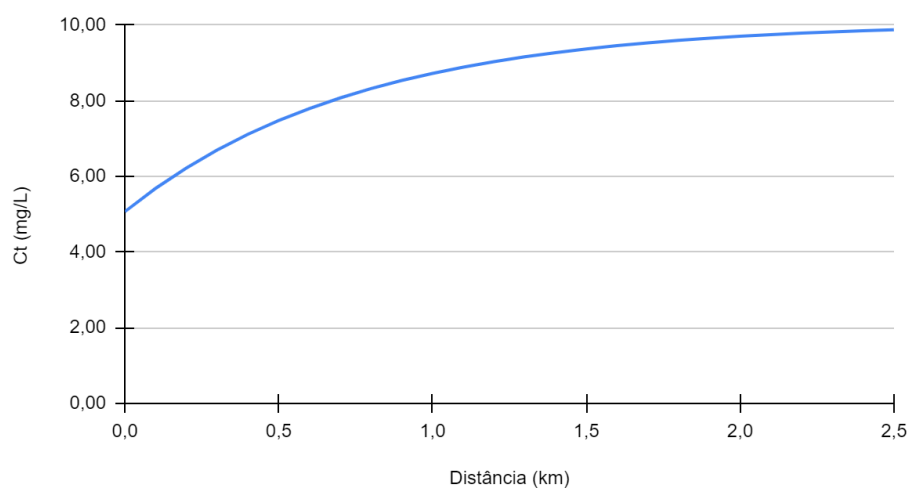
De acordo com os gráficos, notamos que o curso d'água necessita de aproximadamente de 0,064 dia que corresponde aproximadamente a 1 hora e 30 minutos para degradar a matéria orgânica despejada no afluente e cerca de 1,5 km para atingir o equilíbrio de OD, sendo observado que o trecho de 0 a 1 km são os de maior criticidade.

Figura 18- Gráfico da concentração de oxigênio em relação ao tempo ao longo do curso d'água A



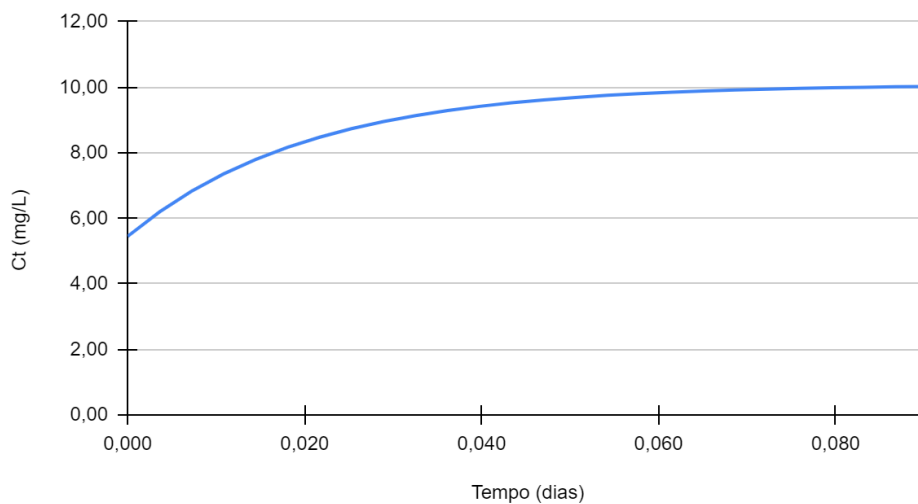
Fonte: Elaborado pelo autor

Figura 19- Gráfico da concentração de oxigênio em relação a distância ao longo do curso d'água A



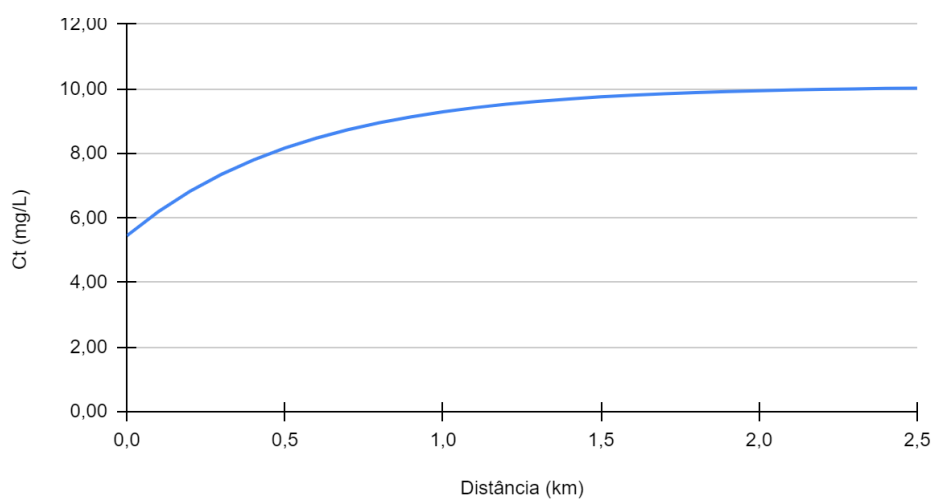
Fonte: Elaborado pelo autor

Figura 20- Gráfico da concentração de oxigênio em relação ao tempo ao longo do curso d'água B



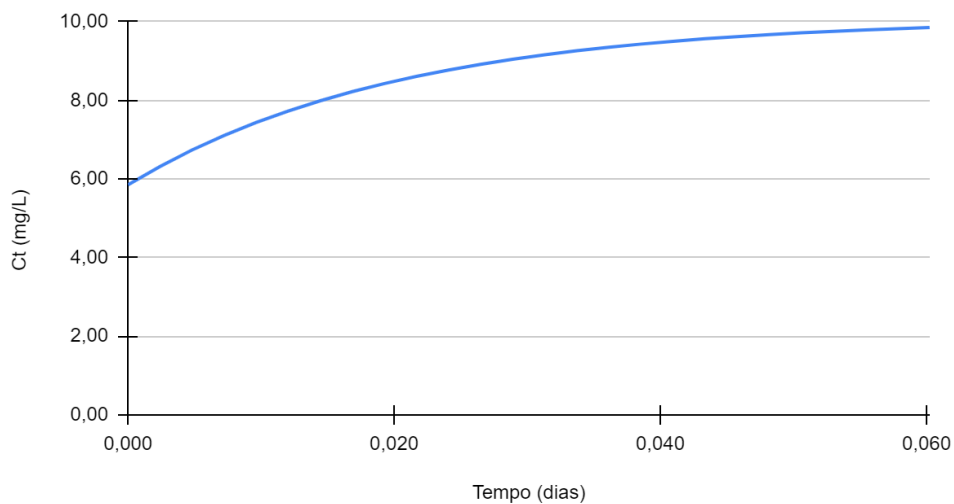
Fonte: Elaborado pelo autor

Figura 21- Gráfico da concentração de oxigênio em relação a distância ao longo do curso d'água B



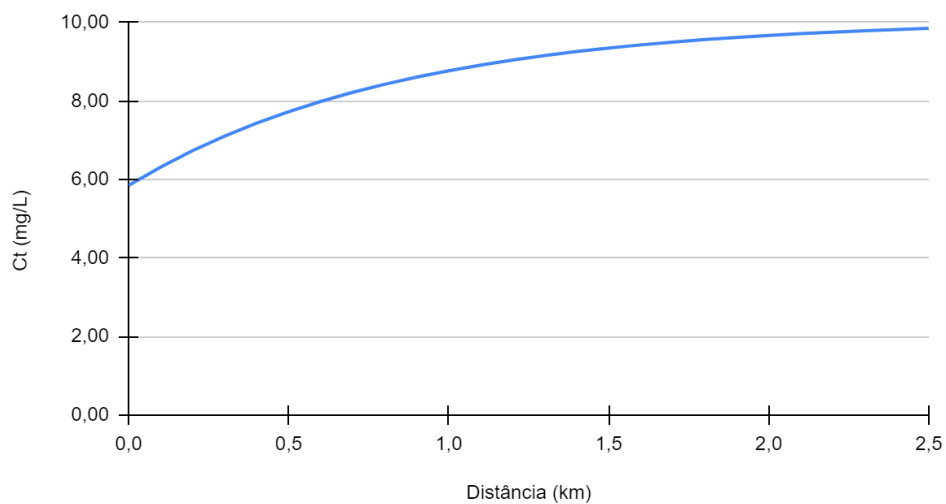
Fonte: Elaborado pelo autor

Figura 22- Gráfico da concentração de oxigênio em relação ao tempo ao longo do curso d'água C



Fonte: Elaborado pelo autor

Figura 23- Gráfico da concentração de oxigênio em relação a distância ao longo do curso d'água C



Fonte: Elaborado pelo autor

Os cursos d'água estudados apresentaram um sistema onde a taxa de reaeração das águas é maior que a taxa desoxigenação ao longo do percurso, isso significa que o meio consegue estabelecer o equilíbrio de oxigênio dissolvido muito próximo à concentração de saturação para dada altitude e temperatura, ocorrendo uma autodepuração do efluente com uma remoção de DBO maior que 50 por cento.

Planilha 6 - Valores da concentração de oxigênio dissolvido (Ct) pela modelagem de *Streeter-Phelps*

curso d'água A			curso d'água B			curso d'água C		
distância (km)	Tempo (dias)	concentração de oxigênio (Ct)	distância (km)	Tempo (dias)	concentração de oxigênio (Ct)	distância (km)	Tempo (dias)	concentração de oxigênio (Ct)
0	0	6,25	0	0	5,45	0	0	5,85
0,1	0,003	6,72	0,1	0,004	6,2	0,1	0,002	6,32
0,2	0,005	7,14	0,2	0,007	6,83	0,2	0,005	6,74
0,3	0,008	7,5	0,3	0,011	7,35	0,3	0,007	7,11
0,4	0,011	7,82	0,4	0,014	7,8	0,4	0,01	7,44
0,5	0,013	8,1	0,5	0,018	8,17	0,5	0,012	7,73
0,6	0,016	8,34	0,6	0,022	8,48	0,6	0,014	7,99
0,7	0,019	8,55	0,7	0,025	8,73	0,7	0,017	8,22
0,8	0,022	8,74	0,8	0,029	8,95	0,8	0,019	8,43
0,9	0,024	8,91	0,9	0,033	9,13	0,9	0,022	8,61
1	0,027	9,05	1	0,036	9,29	1	0,024	8,77
1,1	0,03	9,18	1,1	0,04	9,42	1,1	0,027	8,92
1,2	0,032	9,29	1,2	0,043	9,52	1,2	0,029	9,04
1,3	0,035	9,39	1,3	0,047	9,61	1,3	0,031	9,16
1,4	0,038	9,47	1,4	0,051	9,69	1,4	0,034	9,26
1,5	0,04	9,55	1,5	0,054	9,75	1,5	0,036	9,35
1,6	0,043	9,61	1,6	0,058	9,8	1,6	0,039	9,43
1,7	0,046	9,67	1,7	0,061	9,85	1,7	0,041	9,5

1,8	0,048	9,72	1,8	0,065	9,89	1,8	0,043	9,56
1,9	0,051	9,76	1,9	0,069	9,92	1,9	0,046	9,62
2	0,054	9,8	2	0,072	9,94	2	0,048	9,67
2,1	0,057	9,84	2,1	0,076	9,97	2,1	0,051	9,72
2,2	0,059	9,87	2,2	0,08	9,98	2,2	0,053	9,76
2,3	0,062	9,89	2,3	0,083	10	2,3	0,055	9,79
2,4	0,065	9,92	2,4	0,087	10,01	2,4	0,058	9,82
2,5	0,067	9,94	2,5	0,09	10,02	2,5	0,06	9,85

Fonte: Elaborado pelo autor

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Várias pesquisas envolvendo estudos sobre autodepuração encontrados na literatura mostram viabilidade na utilização da modelagem matemática de *Streeter-Phelps* e de outras modelagens computacionais.

Até o instante, os dados obtidos pelas análises das águas sugerem uma capacidade de autodepuração eficiente, na qual ocorre tanto a remoção de DBO como a atenuação nos valores dos parâmetros analisados, considerando apenas as distâncias iniciais e finais estipuladas.

Importante salientar que o processo de autodepuração está relacionado apenas a degradação da matéria orgânica no curso d'água, sendo que os microrganismos patogênicos existentes nos esgotos permanecem presentes, por isso a importância do tratamento convencional para abastecimento público.

Hoje, temos técnicas viáveis e simples para o tratamento de efluentes que poderiam ser utilizadas para reduzir a emissão de cargas poluentes nesses riachos, de modo que, o próprio sistema aquático se recupere e preserve suas condições naturais.

As políticas públicas elaboradas pelos municípios poderiam incluir em seus planos diretores as questões de saneamento e educação socioambiental, para, num futuro, a recuperação dessas águas fosse vista como melhoria na qualidade de vida nas cidades e de saúde para a população.

Sem dúvida, este trabalho foi desafiador e instigante e, futuramente, poderá auxiliar nas tomadas de decisões políticas para investimento em saneamento básico na cidade, a fim de proteger seus recursos hídricos, melhorar os parâmetros dessas águas e manter o abastecimento da população com uma água de boa qualidade.

Por fim, almejamos a apresentação deste trabalho em congressos e publicação de artigo científico em revistas especializadas na área de meio ambiente para divulgação do conhecimento e reconhecimento dos pesquisadores e da universidade.

REFERÊNCIAS

ANDRADE, Larice Nogueira de. **Autodepuração dos corpos d'água**. Revista da Biologia, [S. l.], v. 5, n. 1, p. 16-19, 2018. DOI: 10.7594/revbio.05.04. Disponível em: <https://www.revistas.usp.br/revbiologia/article/view/108617>. Acesso em: 13 jul. 2021.

BEZERRA, Jade Cristynne Franco. DIAS, Joaquim Gabriel Siqueira. OLIVEIRA, Ágta Thiala de Souza. RIBEIRO, Alaene Teixeira. DANIEL, Rossini. **Medição de vazão em um canal fluvial utilizando o método do flutuador**. Apresentação pôster. II Congresso Internacional das Ciências Agrárias - COINTER-PDVAgro 2017.

BICUDO, Carlos E. de M.; TUNDISI, José Galizia; SCHEUENSTUHL, Marcos C. Barnsley, orgs. B583a. **Águas do Brasil: análises estratégicas**. São Paulo, Instituto de Botânica, ISBN:975-85-85761-32-5. Academia Brasileira de Ciências e Instituto de Botânica, 2010, 224 p.

BONIFÁCIO, C. M.; FREIRE, R. **Comparação de três métodos para a medição da vazão e velocidade aplicados em dois cursos d'água da bacia do Ribeirão Maringá**. Periódico Eletrônico Fórum ambiental da Alta Paulista, v. 9, n. 2, p. 406-415, 2013.

BOTTINO, Flávia. **Estudo experimental e matemático de qualidade da água com base na ecohidrologia fluvial de pequenas bacias: estudo de caso do rio Canha, Baixo Ribeira de Iguape, SP**. 2008. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008. doi:10.11606/D.18.2008.tde-16072008-193746. Acesso em: 16/07/2021.

BRAGA, B. et al. **Introdução à Engenharia Ambiental**. Prentice Hall, São Paulo-SP, 2003.

BRAGA, Benedito. et al. **Introdução à engenharia ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável**. 2 ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.

BRASIL. **AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO**. 2021. Disponível em: <<https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/gestao-das-aguas/politica-nacional-de-recursos-hidricos>>. Acesso em: 12/07/2021.

BRASIL. **Lei nº 9.433**, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF

09/01/1997, P. 470. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br /ccivil_ 03/leis/L9433.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.htm). Acesso em: 20/06/2021.

BRASIL, **Resolução ANA nº903** de 22 de julho de 2013. Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas Superficiais. Publicado no Diário Oficial da União, 2013.

BRASIL, **Resolução CONAMA nº357** de 17 de março de 2005. Classificação de águas, doces, salobras e salinas do Território Nacional. Publicado no Diário Oficial da União, 2005.

BRASIL - MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Portaria nº 2914** de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União, 2011.

BRASIL, 2004. **Portaria nº. 518**. Ministério da Saúde. Brasília, Diário Oficial da União, 25 de março de 2004.

BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. Fundação Nacional de Saúde (FUNASA). **Manual prático de análise de água** . Brasília, 4º. ed, 2013. 150 p.

BRENTANO, Débora Monteiro. **Desenvolvimento e aplicação do teste de toxicidade crônica com Daphnia magna: avaliação de efluentes tratados de um aterro sanitário**. Dissertação (Engenharia Sanitária Ambiental). Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental - PPGA. Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC, 2006.

CHAPMAN, P. M. **Integrating toxicology and ecology: putting the "eco" into ecotoxicology**. Marine Pollution Bulletin, v.44, p.7-15. 2002.

CHAPRA. Steven. **Surface water-quality modeling**. McGraw-Hill, 1997. (McGraw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering).

COSTA, Carla Regina. OLIVI, Paulo. **A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação**. Química Nova [online]. 2008, v. 31, n. 7 [Acessado 14 Julho 2021] , pp. 1820-1830. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S0100-40422008000700038>>. Epub 09 Dez 2008. ISSN 1678-7064. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422008000700038>.

EPA, Environmental Protection Agency, Athens. **Rates, constants, and kinetics formulations in surface water quality modeling**. 1985. 2.ed, 455p.

CUMMINS, Kenneth W., (1971), HYNES, H. B. N. (1970). **The ecology of running waters**. Univ. Toronto Press, xxiv + 555 p. \$25.00. *Limnology and Oceanography*, 3, doi: 10.4319/lo.1971.16.3.0593.

JORDÃO, E. P. e PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 4ª Edição. Rio de Janeiro, 2005.

KLEIN, L. **River Pollution II. Causes and Effects**. Butterworths Scientific publications, London, 1962.

MOTA, Suetônio. **Preservação e conservação de recursos hídricos**. 2. ed. Rio de Janeiro: ABES, p.83. 1995.

NIETO, R. **Caracterização ecotoxicológica de efluentes líquidos industriais – ferramenta para ações de controle da poluição das águas**. Anais 17º Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000.

NIPPER, M.G.; ROPER D. S.; WILLIAMS, E.K.; MARTINS, M.L.; VAN DAN, L.; MILLS, G.N. **Sediment toxicity and benthic communities in mildly contaminated mudflats**. *Environ. Toxic. And Chem.* V.17(3), p. 502-510, 1998.

NUNES, D.G. **Modelagem da autodepuração e qualidade da água do Rio Turvo Sujo**. 2008. Dissertação de Mestrado. Viçosa: UFV, 2008, 109p.

NUVOLARI, A. **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola**. São Paulo: Edgard Blücher, 2003.

PAULA, Liliane Magnavaca de. **Avaliação da qualidade da água e autodepuração do rio Jordão**, Araguari (MG). Dissertação (Mestrado em engenharia civil) - programa de pós-graduação em engenharia civil, Universidade Federal de Uberlândia. Minas Gerais, p.177. 2011.

PALHARES, J. C. P. et al. **Medição da Vazão em Rios pelo Método do Flutuador**. Comunicado técnico. Concórdia: Embrapa, 7 p. 2007.

PLAA, G.L. **Present status: toxic substances in the environment**. *Can. J. Physiol. Pharmacol.*, 60: 1010 – 1016. 1982.

REDE WWF (Fundo Mundial para a Natureza). **Brasil alerta sobre riscos à maior área úmida do planeta**. Disponível em: <<https://www.wwf.org.br/?78028%2FWWF-Brasil-alerta-sobre-riscos-a-maior-area-umida-do-pais>>. Acesso em: 15/07/2021.

RUBINGER, Carla Ferreira. **Seleção de métodos biológicos para avaliação toxicológica de efluentes industriais**. Dissertação (mestrado), Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Departamento de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos. 2009.

SANTOS, I.; FILL, H. D.; SUGAI, M. R. V. B.; BUBA, H.; KISHI, R. T.; MARONE, E.; LAUTERT, L. F. **Revista Hidrometria aplicada**. Curitiba: Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento, LACTEC, 2001.

SANTOS, A.R. **Caracterização morfológica hidrológica e ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Turvo Sujo, micro-região de Viçosa – MG**. 2001. Dissertação de Doutorado. Viçosa: UFV, 2001, 125p.

SARDINHA, Diego de Souza. CONCEIÇÃO, Fabiano Tomazini da. SOUZA, Antônio Donizetti Gonçalves de. SILVEIRA, Alexandre. JÚLIO, Marcelo de. GONÇALVES, Júlio César de Souza Inácio. **Avaliação da qualidade da água e autodepuração do ribeirão do meio, Leme (SP)**. Engenharia Sanitária e Ambiental [online]. 2008, v. 13, n. 3, pp. 329-338. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S1413-41522008000300013>>. Epub 29 Set 2008. ISSN 1809-4457. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522008000300013>. Acesso em: 17/07/2021.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2º ed., UFMG, Belo Horizonte, 246p. 1996.

VON SPERLING, Marcos. **Princípios de tratamento biológico de águas residuárias: introdução e qualidade das águas e do tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 1996.

VON SPERLING, Marcos. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. 588p. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.7).

WIKIPÉDIA. **Demanda química de oxigênio**. Disponível em: <https://pt.wikipedia.org/wiki/Demanda_bioqu%C3%ADmica_de_oxig%C3%AAnio>. Acesso em: 8/9/2021.

WWF-BRASIL. **Alerta sobre riscos à maior área úmida do planeta**. Disponível em: <<https://www.wwf.org.br/?78028%2FWWF-Brasil-alerta-sobre-riscos-a-maior-area-umida-do-pais>>. Acesso em: 12/9/2021