

**INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA GOIANO -
CAMPUS RIO VERDE**

**PRÓ-REITORIA DE PESQUISA, PÓS-GRADUAÇÃO E INOVAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA APLICADA E
SUSTENTABILIDADE**

**QUALIDADE DA ÁGUA DO CÓRREGO DO SAPO NA ZONA URBANA
DE RIO VERDE - GO**

Orientador: Édio Damásio da Silva Júnior

Discente: Márcia Franco de Assis

**RIO VERDE - GO
NOVEMBRO - 2021**

MÁRCIA FRANCO DE ASSIS

**QUALIDADE DA ÁGUA DO CÓRREGO DO SAPO NA ZONA URBANA
DE RIO VERDE - GO**

Dissertação apresentada à banca examinadora como parte das exigências para obtenção do título de MESTRE em ENGENHARIA APLICADA E SUSTENTABILIDADE, do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano – Campus Rio Verde - Área de concentração (Engenharia Aplicada e Sustentabilidade).

Orientador: Prof. Dr. Édio Damásio da Silva Júnior

**RIO VERDE - GO
NOVEMBRO - 2021**

Sistema desenvolvido pelo ICMC/USP
Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas - Instituto Federal Goiano

AAS848 Assis, Márcia Franco de
q Qualidade da água do Córrego do Sapo na zona
urbana de Rio Verde - GO / Márcia Franco de Assis;
orientador Dr. Édio Damásio da Silva Júnior. -- Rio
Verde, 2021.
99 p.

Dissertação (Mestrado em Programa de Pós Graduação
em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade) --
Instituto Federal Goiano, Campus Rio Verde, 2021.

1. Classes de água. 2. Autodepuração. 3. Recursos
hídricos. 4. QUAL-UFMG. I. Silva Júnior, Dr. Édio
Damásio da , orient. II. Título.

TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO PARA DISPONIBILIZAR PRODUÇÕES TÉCNICO-CIENTÍFICAS NO REPOSITÓRIO INSTITUCIONAL DO IF GOIANO

Com base no disposto na Lei Federal nº 9.610, de 19 de fevereiro de 1998, AUTORIZO o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano a disponibilizar gratuitamente o documento em formato digital no Repositório Institucional do IF Goiano (RIIF Goiano), sem ressarcimento de direitos autorais, conforme permissão assinada abaixo, para fins de leitura, download e impressão, a título de divulgação da produção técnico-científica no IF Goiano.

IDENTIFICAÇÃO DA PRODUÇÃO TÉCNICO-CIENTÍFICA

Tese (doutorado)

Dissertação (mestrado)

Monografia (especialização)

TCC (graduação)

Artigo científico

Capítulo de livro

Livro

Trabalho apresentado em evento

Produto técnico e educacional - Tipo:

Nome completo do autor:

Matrícula:

Título do trabalho:

RESTRIÇÕES DE ACESSO AO DOCUMENTO

Documento confidencial: Não Sim, justifique:

Informe a data que poderá ser disponibilizado no RIIF Goiano: / /

O documento está sujeito a registro de patente? Sim Não


O documento pode vir a ser publicado como livro? Sim Não

DECLARAÇÃO DE DISTRIBUIÇÃO NÃO-EXCLUSIVA


O(a) referido(a) autor(a) declara:

- Que o documento é seu trabalho original, detém os direitos autorais da produção técnico-científica e não infringe os direitos de qualquer outra pessoa ou entidade;
- Que obteve autorização de quaisquer materiais inclusos no documento do qual não detém os direitos de autoria, para conceder ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano os direitos requeridos e que este material cujos direitos autorais são de terceiros, estão claramente identificados e reconhecidos no texto ou conteúdo do documento entregue;
- Que cumpriu quaisquer obrigações exigidas por contrato ou acordo, caso o documento entregue seja baseado em trabalho financiado ou apoiado por outra instituição que não o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano.

Local / /
Data


Assinatura do autor e/ou detentor dos direitos autorais

Ciente e de acordo:


Assinatura do(a) orientador(a)



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SECRETARIA DE EDUCAÇÃO PROFISSIONAL E TECNOLÓGICA
INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA GOIANO

Ata nº 103/2021 - NREPG-RV/CPG-RV/DPGPI-RV/CMPRV/IFGOIANO

PRÓ-REITORIA DE PESQUISA, PÓS-GRADUAÇÃO E INOVAÇÃO

ATA Nº/42

BANCA EXAMINADORA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO

Aos vinte e cinco dias do mês de novembro do ano de dois mil e vinte e um, às 14h00min (quatorze horas), reuniram-se os componentes da banca examinadora em sessão pública realizada por videoconferência, para procederem a avaliação da defesa de dissertação, em nível de mestrado, de autoria de **Márcia Franco de Assis**, discente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade do Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde. A sessão foi aberta pelo presidente da Banca Examinadora, Prof. Dr. Edio Damasio da Silva Junior, que fez a apresentação formal dos membros da banca. A palavra, a seguir, foi concedida à autora para, em 30 minutos, proceder à apresentação de seu trabalho. Terminada a apresentação, cada membro da banca arguiu a examinada, tendo-se adotado o sistema de diálogo sequencial. Terminada a fase de arguição, procedeu-se a avaliação da defesa. Tendo-se em vista as normas que regulamentam o Programa de Pós-Graduação em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade, e procedidas às correções recomendadas, a dissertação foi APROVADA, considerando-se integralmente cumprido este requisito para fins de obtenção do título de **MESTRE em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade**, na área de concentração em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade, pelo Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde. A conclusão do curso dar-se-á quando da entrega na secretaria do PPGEAS da versão definitiva da dissertação, com as devidas correções. Assim sendo, a defesa perderá a validade se não cumprida essa condição, em até **60 (sessenta) dias** da sua ocorrência. A banca examinadora recomendou a publicação dos artigos científicos oriundos dessa dissertação em periódicos após procedida as modificações sugeridas. Cumpridas as formalidades da pauta, a presidência da mesa encerrou esta sessão de defesa de dissertação de mestrado, e para constar, foi lavrada a presente ata, que, após lida e achada conforme, será assinada eletronicamente pelos membros da banca examinadora.

Membros da banca examinadora:

Nome	Instituição	Situação no programa
Prof. Dr. Edio Damasio da Silva Junior	IF Goiano – Campus Rio Verde	Presidente
Prof. Dr. Klebber Teodomiro Martins Formiga	IF Goiano – Campus Rio Verde	Membro externo

Prof. Dr. Lucas Peres Angelini	IF Goiano - Campus Rio Verde	Membro interno
--------------------------------	------------------------------	----------------

Documento assinado eletronicamente por:

- **Klebber Teodomiro Martins Formiga**, Klebber Teodomiro Martins Formiga - Professor Avaliador de Banca - Universidade Federal de Goiás (01567601000143), em 25/11/2021 16:34:55.
- **Lucas Peres Angelini**, PROFESSOR ENS BASICO TECN TECNOLOGICO, em 25/11/2021 16:34:51.
- **Edio Damasio da Silva Junior**, COORDENADOR DE CURSO - FUC1 - CCMEAS-RV, em 25/11/2021 16:33:52.

Este documento foi emitido pelo SUAP em 19/11/2021. Para comprovar sua autenticidade, faça a leitura do QRCode ao lado ou acesse <https://suap.ifgoiano.edu.br/autenticar-documento/> e forneça os dados abaixo:

Código Verificador: 331877
Código de Autenticação: ff6bfe7376



INSTITUTO FEDERAL GOIANO
Campus Rio Verde
Rodovia Sul Goiana, Km 01, Zona Rural, None, RIO VERDE / GO, CEP 75901-970
(64) 3620-5600



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SECRETARIA DE EDUCAÇÃO PROFISSIONAL E TECNOLÓGICA
INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA GOIANO

Documentos 108/2021 - NREPG-RV/CPG-RV/DPGPI-RV/CMPRV/IFGOIANO

QUALIDADE DA ÁGUA DO CÓRREGO DO SAPO NA ZONA URBANA DE RIO VERDE - GO

Autora: Márcia Franco de Assis
Orientador: Dr. Edio Damasio da Silva Junior

TITULAÇÃO: Mestre em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade - Área de
Concentração Engenharia Aplicada e Sustentabilidade

APROVADA em 25 de novembro de 2021.

Prof. Dr. Klebber Teodomiro Martins
Formiga
Avaliador externo - UFG / Goiânia

Prof. Dr. Lucas Peres Angelini
Avaliador interno - IF Goiano / Rio
Verde

Prof. Dr. Edio Damasio da Silva Junior
Presidente da Banca - IF Goiano / Rio Verde

Documento assinado eletronicamente por:

- Lucas Peres Angelini, PROFESSOR ENS BASICO TECN TECNOLOGICO, em 25/11/2021 16:36:18.
- Klebber Teodomiro Martins Formiga, Klebber Teodomiro Martins Formiga - Professor Avaliador de Banca - Universidade Federal de Goiás (01567601000143), em 25/11/2021 16:35:52.
- Edio Damasio da Silva Junior, COORDENADOR DE CURSO - FUC1 - CCMEAS-RV, em 25/11/2021 16:35:13.

Este documento foi emitido pelo SUAP em 19/11/2021. Para comprovar sua autenticidade, faça a leitura do QRCode ao lado ou acesse <https://suap.ifgoiano.edu.br/autenticar-documento/> e forneça os dados abaixo:

Código Verificador: 331866
Código de Autenticação: fdca95e757



INSTITUTO FEDERAL GOIANO
Campus Rio Verde
Rodovia Sul Goiana, Km 01, Zona Rural, None, RIO VERDE / GO, CEP 75901-970
(64) 3620-5600

Dedico este trabalho a Deus e a todos aqueles que estiveram ao meu lado me dando apoio, carinho, amizade e amor.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, por ter me dado saúde e perseverança para superar todas as adversidades.

A esta instituição de ensino e seus professores, por terem colaborado com meu aprendizado.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade.

Ao meu orientador Édio, por todo incentivo e ajuda, além de todos os sábados de dedicação. Sem você a presente pesquisa não teria sido possível, serei sempre grata pelo conhecimento passado e apoio fornecido.

Aos meus colegas, que se tornaram amigos, Carlos e Laura, os quais tiveram importante contribuição com esta pesquisa me auxiliando em todas as campanhas de monitoramento, tornando os dias de coleta mais legais.

A minha amiga Daniela e meus migles Andressa, Daniel, Paulo, Thayson, que além de me apoiarem nessa jornada, ainda me proporcionaram momentos marcantes de alegria.

Ao meu irmão Lucas que foi sempre meu modelo de inteligência e sabedoria, meu grande amigo durante toda vida. Serei sempre agradecida a você e ao Rogério, por me receberem com muito amor e carinho no lar de vocês durante a realização do mestrado.

Aos meus pais Marciela e Alan, pelo amor, carinho, amizade, incentivo e apoio incondicional, sendo fundamentais para meu desenvolvimento como pessoa. Essa conquista só existe porque vocês sempre estiveram ao meu lado, dando todo o suporte que precisei.

Ao meu amor Amanda, que durante toda a pesquisa esteve ao meu lado me acompanhou em todas as viagens para Rio Verde, apoiou nas horas difíceis, acalmou nos momentos de angústia e me incentivou nos momentos de insegurança. Sua amizade e seu amor me fizeram mais forte, serei eternamente grata a você.

À minha vovó Zica (Ilza) pelo amor, carinho, afeto, amizade, por ter sempre cuidado de mim. A minha estrelinha foi brilhar no céu, mas me deixou lembranças e ensinamentos que carregarei enquanto eu viver. Vó sei que um dia vamos nos encontrar novamente, obrigada por ter sido o meu maior exemplo, sem a senhora nada disso seria possível. Te amo!

"O que sabemos é uma gota, o que ignoramos é um oceano"

(Isaac Newton)

RESUMO

No estado de Goiás, a cidade de Rio Verde tem passado nas últimas décadas por um forte aumento da população e impulsionamento da economia, em grande parte pelas atividades relacionadas ao agronegócio. Tal expansão populacional tem levado à ampliação da área urbana, e, também à elevação das atividades humanas que ocorrem na região, colaborando para maiores lançamentos de águas residuais nos corpos hídricos. Em zonas urbanas, os cursos da água cumprem funções importantes, atuando na drenagem de águas pluviais, na harmonia paisagística local, na recreação, nas atividades associadas à produção de alimentos, na diluição e afastamento de efluentes, no abastecimento humano e animal. Deste modo, a presente pesquisa possui como foco principal o aspecto qualitativo da água no trecho urbano da bacia hidrográfica do Córrego do Sapo, município de Rio Verde (GO), avaliando as características do uso e ocupação da terra e, também o comportamento de autodepuração de matéria orgânica exibido pelo corpo hídrico. Os dados de qualidade da água foram obtidos por meio do monitoramento do Córrego do Sapo (trecho urbano), durante o período de nove meses, enquanto os mapas de uso e ocupação da terra foram alcançados por meio de técnicas de geoprocessamento. Para determinação da capacidade de autodepuração de matéria orgânica utilizou-se o modelo matemático QUAL-UFMG. Os resultados obtidos permitiram identificar que os dois afluentes do Córrego do Sapo com piores comportamentos em termos de qualidade da água foram os córregos Buriti e São Tomás de Baixo. Em ambos os corpos hídricos identificou-se focos de poluição pontual, e a existência de poluição difusa, associada ao uso e ocupação da terra. A partir da análise dos resultados percebeu-se que a microbacia hidrográfica do Córrego Barrinha obteve a melhor qualidade da água durante a realização do estudo. Dividindo as vazões mensuradas na pesquisa em quatro cenários para o estudo de autodepuração, percebeu-se que as faixas com menores vazões foram as que indicaram maior comprometimento da qualidade da água. O Córrego do Sapo apresentou capacidade satisfatória de autodepuração de matéria orgânica até o ponto de mistura com o Córrego Buriti, no entanto, a jusante da confluência ele não conseguiu reestabelecer suas condições de equilíbrio dentro do trecho de estudo. Ademais, constatou-se que em alguns trechos do Córrego do Sapo estão sendo realizados usos da água em não conformidade com os estabelecidos pela Resolução nº 357/2005 do CONAMA.

Palavras-chave: Classes de água; Autodepuração; Recursos hídricos; QUAL-UFMG.

ABSTRACT

In the state of Goiás, the city of Rio Verde has experienced in recent decades a strong increase in population and boosting of the economy, largely due to activities related to agribusiness. Such population expansion has led to the expansion of the urban area, and to an increase in human activities that occur in the region, contributing to greater releases of wastewater into water bodies. In urban areas, water courses fulfill important functions, acting in rainwater drainage, local landscape harmony, recreation, activities associated with food production, dilution and removal of effluents, human and animal supply. Thus, this research has as its focus the qualitative aspect of water in the urban stretch of the Sapo stream watershed, municipality of Rio Verde (GO), evaluating the characteristics of land use and occupation as well as the behavior of self-purification of organic matter exhibited by the water body. The water quality data were obtained through the monitoring of the Sapo stream (urban section), during a period of nine months, while the land use and occupation maps were obtained through geoprocessing techniques. To determine the self-cleaning capacity of organic matter, the QUAL-UFMG mathematical model was used. The results obtained allowed to identify that the two tributaries of the Sapo stream with the worst behavior in terms of water quality were the Buriti and São Tomás de Baixo streams. In both water bodies, points of point pollution were identified, as well as the existence of diffuse pollution, associated with the use and occupation of the land. From the analysis of the results, it was noticed that the watershed of the Barrinha stream had the best water quality during the study. Dividing the flows measured in the research into four scenarios for the study of self-purification, it was noticed that the bands with lower flows were those that indicated the greatest damage to water quality. The Sapo stream presented a satisfactory capacity for self-purification of organic matter up to the point of mixing with the Buriti stream, however, downstream from the confluence was not able to re-establish its equilibrium conditions within the study section. Furthermore, it was found that in some stretches of the Sapo stream water is being used in non-compliance with those established by CONAMA Resolution No. 357/2005.

Keywords: Water framing class; Self-purification; Water resources; QUAL-UFMG.

SUMÁRIO

Resumo	v
Abstract.....	vi
Lista de tabelas	viii
Lista de figuras	ix
Lista de quadros.....	xi
Lista de siglas	xii
1 Introdução	1
2 Objetivos.....	17
3 Referências bibliográficas	18
4 Capítulo 1 – Artigo 1	24
5 Capítulo 2 – Artigo 2.....	56
6 Considerações finais.....	86
7 Apêndice.....	88

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1 – Padrões de qualidade de águas doces.	6
Tabela 1.2 – Valores típicos dos coeficientes de remoção de DBO.	13
Tabela 1.3 – Valores típicos do coeficiente de reaeração K_2 (dia^{-1}).	13
Tabela 1.4 – Dados morfométricos da bacia hidrográfica do Córrego do Sapo.	16
Tabela 4.1 – Caracterização dos pontos de coleta.	32
Tabela 4.2 – Métodos utilizados para determinação dos parâmetros de qualidade da água.	33
Tabela 4.3 – Classificação do uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica do Córrego do Sapo.	35
Tabela 4.4 – Percentual do tempo de permanência na classe de qualidade da água.	45
Tabela 5.1 – Caracterização dos pontos de coleta.	61
Tabela 5.2 – Datas das faixas de vazões estudadas.	64
Tabela 5.3 – Valores médios por ponto e faixa de monitoramento.	68
Tabela 5.4 – Coeficientes de qualidade da água obtidos por cenário analisado.	70
Tabela 5.5 – Coeficiente de determinação para cada faixa de vazão.	72
Tabela 5.6 – Dados de saída da Simulação de Monte Carlo.	77

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 – Zonas de autodepuração.	8
Figura 1.2 – Representação esquemática de um modelo matemático.	10
Figura 1.3 – Fluxograma de desenvolvimento de um modelo matemático.	11
Figura 4.1 – Mapa de localização dos pontos de monitoramento.	31
Figura 4.2 – Curva de calibração do fluxímetro.	33
Figura 4.3 – Uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica do Córrego do Sapo.	34
Figura 4.4 – Locais importantes na bacia hidrográfica Córrego do Sapo.	36
Figura 4.5 – Diagrama de caixa de vazões por pontos de coleta.	37
Figura 4.6 – Vazão específica do exutório e precipitação acumulada dos 5 dias anteriores ao monitoramento.	38
Figura 4.7 – Diagrama de caixa de DBO _{5,20} por pontos de coleta.	39
Figura 4.8 – DBO _{5,20} por pontos de monitoramento e dia de coleta.	40
Figura 4.9 – Diagrama de caixa de OD por pontos de coleta.	41
Figura 4.10 – OD por pontos de coleta.	42
Figura 4.11 – Diagrama de caixa de DQO/DBO por pontos de coleta.	43
Figura 4.12 – Diagrama de caixa de sólidos suspensos por pontos de coleta.	44
Figura 4.13 – Sólidos suspensos por pontos de coleta.	45
Figura 4.14 – Classificação da qualidade da água da bacia hidrográfica Córrego do Sapo.	46
Figura 5.1 – Localização dos pontos de monitoramento.	61
Figura 5.2 – Curva de calibração do fluxímetro.	63
Figura 5.3 – Diagrama de caixa das vazões do exutório do Córrego do Sapo (P9).	64
Figura 5.4 – Diagramas de vazão por pontos de monitoramento e faixa analisada.	67
Figura 5.5 – Perfis de concentração ao longo do percurso estudado.	73
Figura 5.6 – Percentual de extensão em cada classe de qualidade de água.	75
Figura 5.7 – Histogramas de OD das faixas de vazão no ponto P9.	78
Figura 7.1 – Localização do município de Rio Verde – GO.	88
Figura 7.2 – Diagrama de distribuição dos pontos de monitoramento do Capítulo 1.	89
Figura 7.3 – Fluxímetro utilizado para medição de vazão.	89
Figura 7.4 – Bancada hidráulica utilizada para calibração do fluxímetro.	90

Figura 7.5 – Medição de vazão em campo (exutório do Córrego do Sapo).....	90
Figura 7.6 – Microbacias hidrográficas do Córrego do Sapo.....	91
Figura 7.7 – Baixa lâmina da água no Córrego Barrinha.	91
Figura 7.8 – Escadas de aeração no Córrego Barrinha.....	92
Figura 7.9 – Movimentação de talude no Córrego do Sapo.	92
Figura 7.10 – Ponto de mistura entre os Córregos São Tomás de Baixo e Sapo.	93
Figura 7.11 – Lançamento de esgoto sanitário por moradores no Córrego Buriti.	93
Figura 7.12 – Ponto de lançamento do efluente tratado da indústria de grãos.....	94
Figura 7.13 – Córrego Buriti.	94
Figura 7.14 – DBO _{5,20} (mg/L) dos pontos de monitoramento.....	95
Figura 7.15 – OD (mg/L) dos pontos de monitoramento.	96
Figura 7.16 – Diagrama de distribuição dos pontos de monitoramento do Capítulo 2.	97
Figura 7.17 – Parâmetros de qualidade da água (Faixa 1).....	98
Figura 7.18 – Parâmetros de qualidade da água (Faixa 2).....	98
Figura 7.19 – Parâmetros de qualidade da água (Faixa 3).....	99
Figura 7.20 – Parâmetros de qualidade da água (Faixa 4).....	99

LISTA DE QUADROS

Quadro 1.1 – Classificação das águas doces quanto ao uso	5
Quadro 4.1 – Usos indicados de acordo com a classe de qualidade da água.	47

LISTA DE SIGLAS

ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

CNRH – Conselho Nacional de Recursos Hídricos

CD – Coeficiente de determinação

DBO – Demanda bioquímica de oxigênio

DQO – Demanda química de oxigênio

EEE – Estação elevatória de esgoto

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

OD – Oxigênio dissolvido

PNRH – Política Nacional de Recursos Hídricos

pH – Potencial hidrogeniônico

SEMMA – Secretaria Municipal de Meio Ambiente

SIEG – Sistema Estadual de Geoinformação do Estado de Goiás

SIG – Sistema de Informação Geográfica

SS – Sólidos suspensos

SINGREH – Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

USEPA – *US Environmental Protection Agency*

1 INTRODUÇÃO

1.1 Justificativa

O município de Rio Verde - Goiás, que se destaca em âmbito nacional por sua economia ligada ao agronegócio, vivencia há alguns anos uma fase de crescimento não só econômico, mas, também populacional, ocasionando a expansão da área urbana, contribuindo para a poluição dos corpos hídricos que cruzam a cidade.

Dentre os córregos que passam dentro do perímetro urbano de Rio Verde tem-se o Córrego do Sapo, foco de estudo dessa pesquisa. Tal corpo hídrico é margeado em sua maior extensão pela avenida Paulo Roberto Cunha, pelo Parque Espelho D'Água e pela Rua Maria de Lourdes. A bacia hidrográfica do referido curso d'água é suscetível a focos de poluição pontual e difusa. Tal exposição do Córrego do Sapo e de seus afluentes a fontes de poluição, além de prejudicar a qualidade da água, também afeta as atividades humanas desenvolvidas na região, principalmente aquelas que necessitam do recurso hídrico para a sua realização.

Salienta-se que a poluição pontual está relacionada às cargas individuais que são lançadas no corpo hídrico, de maneira concentrada, oriundas de efluentes líquidos clandestinos (industriais e sanitários), e, também advindas da rede de drenagem (galerias pluviais). A poluição difusa está associada ao escoamento e a lixiviação de poluentes existentes em toda a região da bacia hidrográfica, transportados pelas águas pluviais.

No país, por causa da falta de atenção voltada para a gestão da qualidade da água em muitos rios e córregos brasileiros, têm-se poucos dados acerca dos parâmetros de qualidade da água, havendo a ausência de informações sobre uso e o lançamento de águas residuárias e pluviais nesses corpos hídricos. No Córrego do Sapo a situação não é diferente. Portanto, a motivação desta pesquisa originou-se: da reduzida quantidade de trabalhos produzidos relacionados a qualidade da água no Córrego do Sapo, em Rio Verde - GO; da carência de trabalhos relacionando a qualidade da água com o uso e ocupação da terra na região de sua bacia hidrográfica; além da necessidade de se avaliar a capacidade de autodepuração do corpo hídrico.

Sendo o município fortemente ligado às atividades agrícolas e industriais, torna-se muito importante para a gestão hídrica local a determinação de como as cargas de poluição pontual e

difusa afetam a qualidade da água. Esse conhecimento permitirá que se verifique quais das atividades antrópicas desenvolvidas na região estão mais afetando a qualidade do recurso hídrico.

A determinação dos locais críticos, com possíveis lançamentos irregulares de esgoto, baseada nos parâmetros de qualidade da água estabelecidos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), poderá auxiliar os órgãos gestores municipais no desenvolvimento de medidas mitigadoras envolvendo o planejamento urbano e territorial. Desse modo, o maior conhecimento acerca do Córrego do Sapo terá relevância social e ambiental, visto que a interrupção do dano ao corpo hídrico poderá trazer benefícios à natureza e a saúde pública, além de estimular o desenvolvimento de outras atividades que fazem uso dos recursos hídricos e que necessitam de melhor qualidade da água.

A realização desta pesquisa busca evitar que a qualidade da água do corpo hídrico estudado venha a piorar em futuro breve, situação esta, que poderia acarretar danos às comunidades de seres vivos (animais, plantas, seres humanos) localizadas nas proximidades e a jusante do Córrego do Sapo, fora da região urbana. Um dos municípios que poderiam ser afetados pelo decréscimo de qualidade da água é Santa Helena de Goiás, cidade vizinha de Rio Verde que possui como principais fontes de abastecimento o Rio São Tomás, o qual recebe como afluente o Córrego do Sapo.

Verifica-se, dessa forma, a importância deste estudo no auxílio das tomadas de decisão a respeito dos aspectos sanitários e de qualidade ambiental que envolvem o corpo hídrico. A compreensão acerca das características da bacia hidrográfica aliado à determinação do uso e ocupação da terra na região promoverão o uso de medidas preventivas e corretivas que priorizarão a saúde humana, animal e a preservação do ecossistema.

1.2 Revisão de literatura

1.2.1 Qualidade da água e gestão hídrica

A água é um bem natural, fundamental para existência e desenvolvimento dos seres humanos, assim como para a sobrevivência de outros seres vivos. Além de ser um recurso natural, essencial à vida, ela possui relação de interdependência com o desenvolvimento

econômico e social (HOEKSTRA; BUURMAN; VAN GINKEL, 2018; MOURÃO JÚNIOR, 2010).

Ao longo dos séculos, os corpos hídricos serviram de meio de transporte, auxiliaram atividades industriais, de plantio e criação de animais, proporcionaram o surgimento e a expansão de áreas urbanas. No entanto, deve-se salientar que uma das consequências do crescimento das cidades e do aumento das atividades industriais acabou sendo a poluição dos recursos hídricos (ARMANI *et al.*, 2018; MASCARENHAS; FERREIRA, M.; FERREIRA, L., 2009; MORUZZI *et al.*, 2012; TERNUS *et al.*, 2011).

A gestão da água está se tornando uma área de estudo cada vez mais importante, assim como os impactos das decisões humanas sobre os fluxos de água e suas diversas escalas de gerenciamento estão sendo cada vez mais reconhecidas (DANIELL; BARRETEAU, 2014). O estudo da disponibilidade de água, em termos de quantidade e qualidade suficientes para as necessidades antropogênicas, representa um dos principais desafios nas próximas décadas (LEUSBROCK *et al.*, 2015).

No caminho para que exista melhor gerenciamento dos recursos hídricos, mecanismos de acompanhamento das condições espaciais e temporais exibidas pela água podem auxiliar o processo de gestão, contribuindo para a tomada de decisões. Desse modo, torna-se importante que se garanta a oferta de água com qualidade satisfatória, para que esta possa ser utilizada pela população, sem comprometer as funções de cunho hidrológico, químico e biológico do ecossistema (BALDOCHI, 2002).

No cenário brasileiro, os municípios sofrem com a falta de saneamento básico. De acordo com os dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2019), apenas 46,3% do esgoto gerado no país é tratado, e, com relação ao esgoto coletado, esse valor sobe para 74,5%. Tais valores indicam que quantidade relevante de água em condições insatisfatórias pode estar retornando para os corpos hídricos, sem que exista tratamento adequado. Assim, como a água lançada a montante nos corpos receptores pode prejudicar a qualidade a jusante, gerando problemas ambientais, há necessidade de se conhecer informações que possam auxiliar o processo de gestão dos recursos hídricos.

Buscando prever o comportamento ambiental de um corpo hídrico, é necessário realizar a coleta de um aglomerado de dados que descrevam o que está acontecendo no ambiente (NEVES, 2018). A aquisição de informações que possibilitem a caracterização de corpos d'água são fundamentais no processo de correta administração deste recurso. Para que a água esteja em condições adequadas para a sua utilização, Kannel *et al.* (2011) apontam que a qualidade

satisfatória pode ser obtida por meio da adequada gestão, que inclua a avaliação das consequências geradas pelos níveis de concentração de oxigênio dissolvido (OD), causadas pela presença dos poluentes no decorrer dos corpos hídricos.

Segundo Tucci, Hespanhol e Netto (2000), no Brasil, além do colhimento de dados ser centralizado em instituições federais, abrangendo áreas demasiadamente vastas, há pouco monitoramento das bacias hidrográficas menores, mesmo estas sendo vitais para a gestão da água, ocasionando possíveis decisões geradoras de conflito.

1.2.2 Legislação ambiental envolvendo a qualidade da água

No Brasil, a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), Lei nº 9.433/1997, busca promover e assegurar que a água seja suficiente, em termos de quantidade e qualidade, para atender as necessidades e os usos das próximas gerações. Um dos instrumentos estabelecidos pela PNRH é “o enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água”. A referida lei estabeleceu as premissas legais para garantir os critérios de uso quantitativo e padrões de qualidade da água para os diversos usos das atividades humanas.

A Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), foi estabelecida pela Lei Federal nº 9.984 no ano de 2000, visando a implementação da Lei Federal nº 9.433/1997. Atualmente, a autarquia federal é responsável por regular, planejar, monitorar os recursos hídricos no Brasil, além de instituir de normas de referência para a regulação dos serviços públicos de saneamento básico (BRASIL, 2020).

A Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), quando foi criada, além de classificar os corpos hídricos, estabelecia as condições e padrões sob os quais o lançamento de efluentes deveria ser realizado. No entanto, em 2011 foi alterada pela Resolução nº 430, também do CONAMA.

Atualmente, a Resolução nº 357/2005 é responsável por estabelecer os valores limites para as classes de qualidade da água, possibilitando que os órgãos responsáveis pela gestão dos recursos hídricos possam realizar o enquadramento dos corpos d'água. Tal resolução assinala que a saúde, o bem-estar humano e o equilíbrio no meio aquático não devem ser comprometidos pela degradação da qualidade da água, e ainda ressalta a importância de se produzir instrumentos capazes de mensurar o processo evolutivo da qualidade da água, promovendo o cumprimento de metas e objetivos planejados. Já a Resolução nº 430/2011 é responsável por dispor os padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos.

Assim, conforme a Resolução nº 357/2005 do CONAMA, as águas doces, com salinidade igual ou inferior a 0,05%, são qualificadas em classe especial, 1, 2, 3 e 4. Os usos permitidos em cada classe são exibidos pelo Quadro 1.1.

Quadro 1.1 – Classificação das águas doces quanto ao uso

Classes	Destinação
Especial	- Abastecimento para consumo humano, com desinfecção; - Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; - Preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.
1	- Abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; - Proteção das comunidades aquáticas; - Recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho; - Irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película.
2	- Abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; - Proteção das comunidades aquáticas; - Recreação de contato primário, como natação, esqui aquático e mergulho; - Irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; - Aquicultura e a atividade de pesca.
3	- Abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; - Irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; - Pesca amadora; - Recreação de contato secundário; - Dessedentação de animais.
4	- Navegação; - Harmonia paisagística.

Fonte: Resolução nº 357 do CONAMA (2005).

Ressalta-se que a classe especial é a melhor em termos de qualidade, ao passo que as outras quatro classes estão enumeradas da maior para a menor qualidade, em ordem crescente. Portanto, a classe 1 apresenta a segunda melhor qualidade da água, enquanto a classe 2 exibe a terceira melhor, e, assim sucessivamente (CONAMA, 2005).

Os parâmetros de qualidade da água são dispostos de maneira individual e variam conforme a classe. Os valores máximos envolvendo os parâmetros tais como DBO (demanda bioquímica de oxigênio), OD (oxigênio dissolvido), nitrogênio, nitrato, nitrito, pH (potencial hidrogeniônico), turbidez e fósforo podem ser resumidos na Tabela 1.1, com base também na Resolução nº 357/2005 do CONAMA.

Tabela 1.1 – Padrões de qualidade de águas doces.

Parâmetro	Unidade	Águas doces			
		1	2	3	4
DBO ₅	mg/L	3	5	10	-
OD	mg/L	≥ 6	≥ 5	≥ 4	≥ 2
N amoniacal total (pH ≤ 7,5)	mg/L	3,7	3,7	13,3	-
N amoniacal total (7,5 < pH ≤ 8,0)	mg/L	2	2	5,6	-
N amoniacal total (8,0 < pH ≤ 8,5)	mg/L	1	1	2,2	-
N amoniacal total (pH > 8,5)	mg/L	0,5	0,5	1	-
Nitrato	mg/L	10	10	10	-
Nitrito	mg/L	1	1	1	-
pH	-	6 a 9	6 a 9	6 a 9	6 a 9
Turbidez	UNT	≤ 40	≤ 100	≤ 100	-
P total	mg/L	0,1	0,1	0,15	-

Legenda:DBO₅ – Demanda bioquímica de oxigênio em 5 dias;

pH – Potencial hidrogeniônico;

OD – Oxigênio dissolvido;

P – Fósforo.

N – Nitrogênio;

Fonte: Resolução nº 357 do CONAMA (2005).

Pode-se verificar que as concentrações permitidas das substâncias aumentam conforme a qualidade da água piora, o que representa maior permissividade de poluentes nas classes com menor qualidade, justificando os seus usos mais restritivos. Deve-se destacar que o enquadramento do corpo d'água é realizado com base no uso preponderante mais exigente, seja este atual ou almejado (CONAMA, 2005).

Nas situações em que a qualidade dos cursos da água seja divergente dos usos desejados, deverão ser criadas metas com o objetivo de melhorar os parâmetros de qualidade da água, para concretização do enquadramento. Excetua-se somente os casos em que os parâmetros em desconformidade tenham sido ultrapassados pelas condições naturais do curso hídrico (CONAMA, 2005).

Vale frisar que de acordo com a Resolução nº 430/2011 do CONAMA, o lançamento de efluentes líquidos em corpos de hídricos não deve exceder as concentrações máximas de poluentes permitidos. Tal medida visa evitar danos tanto para a qualidade da água, como para os respectivos usos estabelecidos pela classe de enquadramento. Assim, as águas residuais não poderão acarretar ao corpo receptor propriedades de qualidade em desarmonia com as metas previstas para a sua classificação.

O processo de enquadramento engloba a qualidade da água, as fontes de poluição e os custos de mitigação, buscando o equilíbrio entre os usos realizados e almejados da água e o investimento necessário para que eles sejam possíveis (ANA, 2013). Destarte, o enquadramento

dos corpos hídricos procura garantir a qualidade da água para a realização das atividades humanas mais exigentes e também reduzir as despesas relacionadas ao combate da poluição (MACHADO; KNAPIK; BITENCOURT, 2019).

1.2.3 Processo de autodepuração em corpos hídricos

A Lei nº 6.938/1981, que estabelece a Política Nacional do Meio Ambiente define que a palavra “poluição” se refere a deterioração da qualidade ambiental. Com relação ao meio aquático, tem-se que a poluição de uma bacia hidrográfica pode ser de origem pontual ou difusa. As cargas poluentes pontuais são aquelas que ocorrem de maneira concentrada, tais como esgotos domésticos e efluentes industriais. Já as cargas poluentes difusas são aquelas que acontecem de modo distribuído ao longo do corpo hídrico, tais como drenagens superficiais (MANSOR, 2005; MOLINARI, 2015; VON SPERLING, 2011, 2014).

Como consequência das águas poluídas, pode-se citar a mortalidade de peixes e organismos vivos nos corpos hídricos, a degradação dos aspectos estéticos, a geração de odores desagradáveis, o impedimento da balneabilidade por parte das pessoas, o risco de contaminação e propagação de doenças de veiculação hídrica, entre outras (CHAPMAN, 1996).

O processo de autodepuração que ocorre em ambientes aquáticos é algo natural, que consiste na regeneração e no reequilíbrio do ecossistema envolvido quando há alterações causadas por fontes de poluições pontuais ou difusas (MOLINARI, 2015; VON SPERLING, 2011).

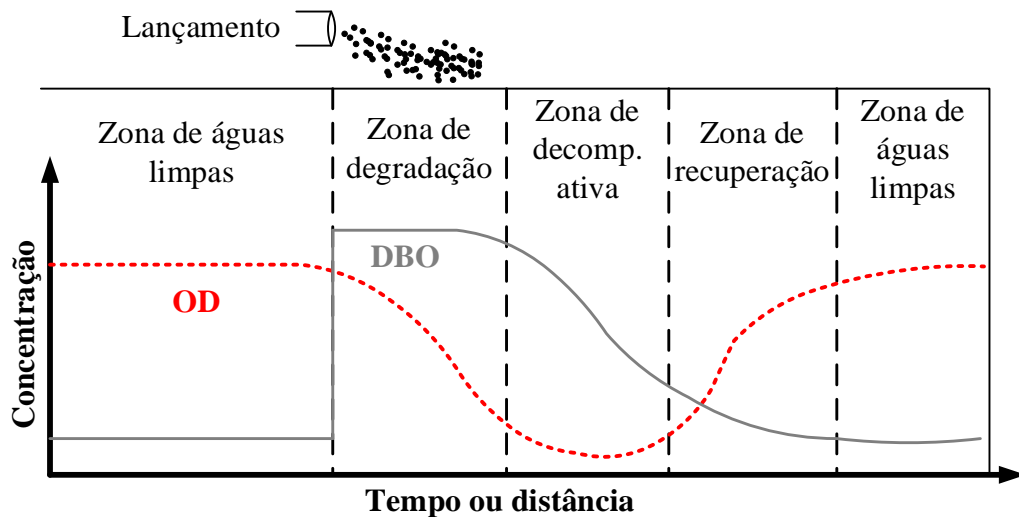
Normalmente, as águas residuárias, oriundas de áreas urbanas e atividades industriais, são lançadas com tratamentos pouco eficientes, ou até sem nenhum tipo de tratamento, ocasionando aumento na concentração de matéria orgânica nos corpos hídricos que a recebem. Para que essa matéria orgânica seja biodegradada, ocorre o consumo de oxigênio dissolvido no ambiente aquático, levando a modificações desse ecossistema, alterando a qualidade e também o potencial autodepurativo dos cursos d'água (SOARES, S. S., 2018).

Considera-se que a água está depurada quando ela se apresenta em conformidade com os padrões estabelecidos para seu uso, visto que não existe depuração absoluta, ou seja, a água entra em equilíbrio em condições diferentes da qual apresentava em situações anteriores aos despejos (VON SPERLING, 2011).

Segundo Braga *et al.* (2005), Molinari (2015) e Von Sperling (2011), após a modificação do meio aquático, por meio de despejos de efluentes líquidos, cria-se diferentes zonas de

sucessão ecológica de autodepuração, como mostra a Figura 1.1, sendo as quatro principais: zona de águas limpas; zona de degradação; zona de decomposição ativa; zona de recuperação. Na região a montante do lançamento, ocorre a zona de águas limpas, que ainda está em equilíbrio e apresenta qualidade de água superior.

Figura 1.1 – Zonas de autodepuração.



Fonte: Adaptado de Braga *et al.* (2005) e Von Sperling (2011).

A jusante do lançamento de efluentes líquidos no corpo hídrico têm-se o início da zona de degradação, local de maior concentração da carga orgânica, em que ocorre o desequilíbrio do meio; nessa região há o máximo consumo de oxigênio dissolvido (OD) pelos microrganismos que aumentam sua população, já que estes se adaptam às condições existentes e consomem mais matéria orgânica (BRAGA *et al.*, 2005; MOLINARI, 2015; VON SPERLING, 2011).

Posteriormente, tem-se a zona de decomposição ativa, na qual o ecossistema começa a se reordenar. Com macrofauna ainda restrita, o corpo hídrico apresenta, nesta fase, qualidade da água na situação mais crítica, exibindo OD em sua menor concentração, visto que grande parte do nitrogênio orgânico foi convertido para amoniacal. Conforme a matéria orgânica vai sendo consumida, ela vai sendo reduzida, e provoca a diminuição do número de bactérias (BRAGA *et al.*, 2005; MOLINARI, 2015; VON SPERLING, 2011).

Depois de elevado consumo da matéria orgânica e dos danos causados ao ecossistema, tem-se início o processo de recuperação do meio, que acontece na zona de recuperação. Antes dessa região, a matéria orgânica foi predominantemente modificada em compostos inertes. Portanto, os teores de OD começam a aumentar nesta fase, pela redução do consumo de

oxigênio pelos microrganismos e pela aeração atmosférica. (BRAGA *et al.*, 2005; MOLINARI, 2015; VON SPERLING, 2011).

No final do processo de autodepuração, tem-se novamente a zona de águas limpas, em que o meio aquático está outra vez em equilíbrio. No entanto, nessa fase a água apresenta mais nutrientes do que antes dos lançamentos, gerando aumento de algas nos trechos a jusante do corpo hídrico (BRAGA *et al.*, 2005; MOLINARI, 2015; VON SPERLING, 2011).

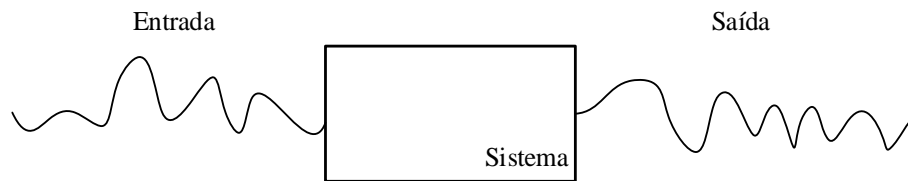
1.2.4 Modelagem ambiental como ferramenta de gestão dos recursos hídricos

Na natureza, os processos que ocorrem em seu meio, sejam eles de origem física, química ou biológica, podem ser representados por meio da utilização de modelos matemáticos (CHAPRA, 1997; JORGENSEN *et al.*, 2005; MOLINARI, 2015; VON SPERLING, 2014).

O desenvolvimento de modelos ambientais tem por objetivo a caracterização da realidade apresentada pelos locais de interesse de estudo, no entanto, estes raramente conseguem reproduzir fielmente todas as condições que envolvem o ambiente escolhido, devido à complexidade das interações entre as diversas variáveis existentes na natureza. Os modelos ambientais são modelos matemáticos constituídos de um conjunto de equações e coeficientes, que necessitam, para seu processamento da inserção de dados numéricos de entrada e saída, relativos às informações obtidas *in loco* ou em laboratório, conforme mostra a Figura 1.2 (JORGENSEN *et al.*, 2005; VON SPERLING, 2014).

Com relação à utilização dos modelos matemáticos como ferramenta de gestão de recursos hídricos, têm-se que os modelos ambientais envolvendo parâmetros de qualidade da água começaram a ser usados como instrumentos de avaliação dos danos provocados na natureza, em decorrência de atitudes humanas, e, como forma de sugerir meios de conservar os recursos hídricos. O trabalho desenvolvido por, Lindim, Pinho e Vieira (2011) mostra que a modelagem numérica pode ser usada como ferramenta para ajudar a alcançar gerenciamento eficaz da quantidade e qualidade da água em grandes represas.

Figura 1.2 – Representação esquemática de um modelo matemático.



Fonte: Adaptado de Von Sperling (2014).

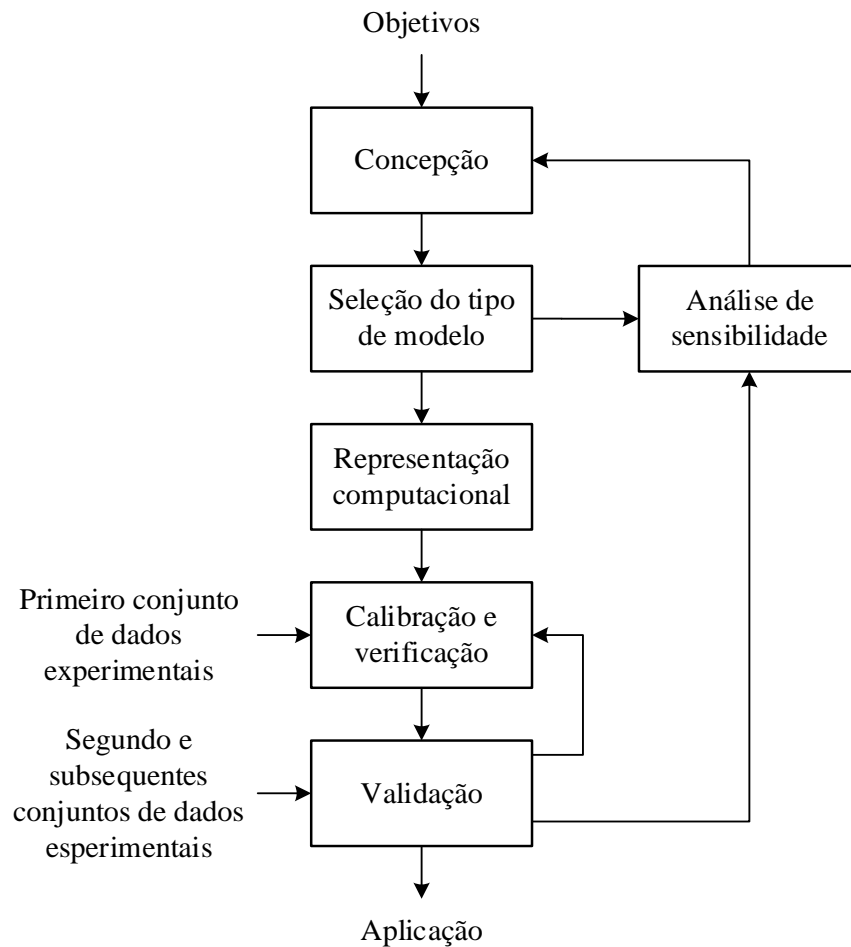
No entanto, o uso de modelos matemáticos vai além de represas, e pode ser utilizada para ecossistemas lóticos. Um modelo de qualidade da água pode representar relação empírica simples ou complexa com o meio estudado, seja por meio de um conjunto de equações de balanço de massa, até um complicado pacote de *software* no qual um usuário pode realizar a simulação dos parâmetros de qualidade da água, para variados tipos de corpos hídricos, através da entrada de dados (CHAPRA, 1997; COX, 2003; KANNEL *et al.*, 2011).

Segundo Gonçalves (2009), a dificuldade de se utilizar esses modelos está no fato deles serem completamente dependentes da realização de pesquisas quantitativas e qualitativas da água, e dependerem das características espaciais e temporais dos efluentes líquidos lançados nos cursos d'água. Dessa forma, para que seja possível obter a calibração matemática do modelo, as informações coletadas *in situ* são extremamente relevantes, podendo influenciar diretamente na capacidade de representação do mesmo (GONÇALVES, 2009; MORUZZI *et al.*, 2012).

Quanto aos procedimentos adotados no desenvolvimento de uma modelagem matemática, Von Sperling (2014) e Beck (1983), sugerem um fluxograma que apresenta as atividades mais importantes, conforme mostra a Figura 1.3.

Conforme mostra a Figura 1.3, a modelagem é um processo iterativo, que necessita de ajustes, dados experimentais, retornos a passos antecedentes, para que ocorra sua validação, permitindo sua aplicação e, conseqüente, representação do meio que se deseja caracterizar. Quanto à gestão da qualidade da água, tem-se que o emprego de modelos matemáticos podem não só prever os locais de maior poluição nos corpos hídricos como também contribuir para a definição de medidas envolvendo as questões de gerenciamento em um futuro breve ou distante (MORUZZI *et al.*, 2012).

Figura 1.3 – Fluxograma de desenvolvimento de um modelo matemático.



Fonte: Adaptado de Von Sperling (2014) e Beck (1983).

Pesquisas mais recentes que abordam a qualidade da água em corpos hídricos, por meio de modelos matemáticos, podem ser encontradas em trabalhos desenvolvidos por Abbaspour *et al.* (2015); Bui *et al.* (2019); Calmon *et al.* (2016); Carvalho (2020); Carvalho, Gonçalves e Couto (2021); Flynn *et al.* (2015); Gomes *et al.* (2018), Jamshidi *et al.* (2015); Jamshidi; Niksokhan (2015); Jamshidi *et al.* (2018); Jamshidi (2019); Lima, E. E. S. (2016); Liu J., Liu Q. e Yang (2016); Luz (2018); Medeiros (2020), Molinari (2015); Nagisetty, Flynn e Uecker (2019); Soares (2018).

Mundialmente, têm-se que os principais modelos de qualidade da água utilizados nos últimos 20 anos são: AQUATOX, CE-QUAL-W2, EFCD, QUALs, SPARROW, SWAT, e WASP, sendo que os QUALs representam uma série de modelos como QUAL2E, QUAL2E-UNCAS, QUAL2K e QUAL2Kw (BURIGATO COSTA *et al.*, 2019).

1.2.5 Modelo QUAL-UFMG

A modelagem matemática a partir do modelo QUAL-UFMG foi desenvolvida em 2007 na Universidade Federal de Minas Gerais, e possui o objetivo de permitir a representação da qualidade da água em rios. O modelo se baseia em um outro utilizado internacionalmente, o QUAL2-E, elaborado pela *US Environmental Protection Agency* (USEPA). Diferentemente do modelo QUAL2-E, o QUAL-UFMG não considera em sua modelagem as algas e suas correlações com os outros elementos no meio aquático, não contempla a dispersão longitudinal nos corpos hídricos, e realiza o processo de integração numérica através do método de Euler.

Atualmente, é um modelo bastante utilizado no Brasil, graças a sua simplicidade de aplicação, utilizando planilhas eletrônicas, sendo empregado para simulação do comportamento de cargas poluentes em corpos hídricos, lóticos, podendo estas serem pontuais ou difusas. O modelo gera resultados que podem ser observados por meio de gráficos. O modelo QUAL-UFMG permite a simulação da DBO, OD, série de nitrogênio, série de fósforo, coliformes termotolerantes (GOMES *et al.*, 2018; LIMA, B. P., 2016; LIMA, E. E. S., 2016; LUZ, 2018; MEDEIROS, 2020; MOURÃO JÚNIOR, 2010; OLIVEIRA FILHO; LIMA NETO, 2018; RIQUIERI, 2018; SALLA *et al.*, 2013; SILVA, 2015; SILVA, S. R.; SILVA JUNIOR; LIMA, 2018; TEODORO *et al.*, 2013; VON SPERLING, 2014).

A modelagem da qualidade da água envolve o balanço de massas, processo que se baseia na lei da Conservação das Massas (VON SPERLING, 2014). Durante o balanço das concentrações são utilizados importantes coeficientes na determinação das concentrações resultantes de OD e DBO. Os principais coeficientes utilizados na presente pesquisa são: K_1 (coeficiente de desoxigenação), K_2 (coeficiente de reaeração), K_d (coeficiente de decomposição) e K_s (coeficiente de sedimentação).

A Tabela 1.2 exhibe faixas de valores característicos para os coeficientes de remoção de DBO à temperatura de 20°C, tanto para rios rasos como para rios profundos.

Tabela 1.2 – Valores típicos dos coeficientes de remoção de DBO.

Origem (curso de água)	K_1 (dia^{-1}) (laboratório)	Rios Rasos*		Rios Profundos	
		K_d (dia^{-1})	K_s (dia^{-1})	K_d (dia^{-1})	K_s (dia^{-1})
Recebendo esgoto bruto concentrado	0,35-0,45	0,50-1,00	0,10-0,35	0,35-0,50	0,35-0,50
Recebendo esgoto bruto de baixa concentração	0,30-0,40	0,40-0,80	0,05-0,25	0,30-0,45	0,00-0,15
Recebendo efluente primário	0,30-0,40	0,50-0,80	0,05-0,10	0,30-0,45	0,00-0,05
Recebendo efluente secundário	0,12-0,24	0,12-0,24	-	0,12-0,24	-
Com águas limpas	0,08-0,20	0,08-0,20	-	0,08-0,20	-

Notas:

*Profundidade inferior a 1,0 m ou a 1,5 m.

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2014).

Os coeficientes K_1 , K_d e K_s estão relacionados com a remoção de DBO carbonácea. O coeficiente de desoxigenação (K_1) é influenciado pelas condições de temperatura, características da matéria orgânica e pela existência de substâncias capazes de reduzir a velocidade das reações químicas. Enquanto o coeficiente de decomposição (K_d) contempla as decomposições da matéria orgânica pela biomassa suspensa no corpo d'água e no lodo de fundo presente no curso hídrico. Já o coeficiente de sedimentação (K_s) refere-se ao quociente entre a velocidade de sedimentação do material particulado e a altura de lâmina d'água (VON SPERLING, 2014).

O coeficiente de reaeração (K_2) está associado à produção de oxigênio pelo processo de aeração do corpo hídrico, sendo seu valor influenciado pelas características físicas e hidráulicas do curso d'água (VON SPERLING, 2014). Valores comuns ao coeficiente K_2 podem ser obtidos pela aplicação das fórmulas exibidas na Tabela 1.3.

Tabela 1.3 – Valores típicos do coeficiente de reaeração K_2 (dia^{-1}).

Pesquisador	Fórmula	Faixa de aplicação aproximada
O'Connor & Dobbins (1958)	$3,73 \cdot v^{0,5} \cdot H^{-1,5}$	$0,6 m \leq H < 4,0 m$ $0,05 m/s \leq v < 0,8 m/s$
Churchill et al (1962)	$5,0 \cdot v^{0,97} \cdot H^{-1,67}$	$0,6 m \leq H < 4,0 m$ $0,8 m/s \leq v < 1,5 m/s$
Owens et al (apud Branco, 1978)	$5,3 \cdot v^{0,67} \cdot H^{-1,85}$	$0,1 m \leq H < 0,6 m$ $0,05 m/s \leq v < 1,5 m/s$

Notas:

v – Velocidade do curso d'água (m/s);

H – Altura da lâmina d'água (m).

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2014).

Destaca-se que o coeficiente K_2 possui grande interferência no balanço de OD e possui ampla faixa de aplicação, mostrando maior imprecisão na determinação de seu valor (VON SPERLING, 2014).

1.2.6 Geoprocessamento aplicado à gestão hídrica

O emprego do geoprocessamento é uma ferramenta muito importante para o controle e monitoramento do uso e ocupação da terra nas bacias hidrográficas, em especial nos países com vasta extensão territorial tais como o Brasil. A bacia hidrográfica é uma unidade constituída por um conjunto de corpos d'água, limitados por terrenos adjacentes com cotas altimétricas superiores, formando-se uma rede de drenagem (CASTRO, S. B.; CARVALHO, 2009; TUCCI, 2012).

O geoprocessamento trata-se de um conjunto de procedimentos tecnológicos que permite a manipulação, tratamento, exame, apresentação de dados georreferenciados (FITZ, 2008). Em conjunto com o sensoriamento remoto, o geoprocessamento se torna essencial para o acompanhamento de como está sendo realizado o uso e ocupação da terra. O sensoriamento remoto se refere a obtenção de imagens, à distância, da superfície terrestre, coletadas por meio da energia refletida ou emitida por ela (FLORENZANO, 2002). Através das imagens captadas por sensoriamento remoto, pode-se realizar avaliações das transformações na paisagem, em determinada região de interesse, permitindo comparar variações temporais dos locais desejados (CAMPOS *et al.*, 2004; CRÓSTA, 1992).

O uso do Sistema de Informação Geográfica (SIG), que possui um banco de dados integrados, permite a modelagem e processamento de informações coletadas pelas imagens captadas por sensoriamento remoto, possibilitando a criação de mapas e facilitando a visualização das características necessárias para a tomada de decisão, podendo abranger variados aspectos ambientais (FITZ, 2008). A técnica de geoprocessamento implementada através do SIG e do sensoriamento remoto se torna uma ferramenta eficaz para a avaliação de vários parâmetros de uma bacia hidrográfica. O SIG tem sido utilizado para analisar vários aspectos ambientais, fornecendo ambiente flexível, poderoso para determinação, interpretação e análise de informações espaciais relacionadas às bacias hidrográficas (MAGESH *et al.*, 2013).

A utilização de imagens e informações provenientes das novas tecnologias trouxeram uma série de contribuições para diversas áreas de pesquisa, dentre elas as ambientais, agrônômicas, hidrológicas e urbanas. As informações geoespaciais quando são bem coletadas, analisadas e convertidas, auxiliam a realização de uma gestão eficaz do meio, seja ele urbano, natural ou rural, já que amparam órgãos e autoridades nas tomadas de decisões (FLORENZANO, 2002).

1.2.7 Caracterização da bacia hidrográfica do Córrego do Sapo

A cidade de Rio Verde está localizada dentro da bacia hidrográfica do Rio dos Bois. Tal bacia possui três rios principais: o Rio dos Bois, Rio Turvo e Rio Verde. O primeiro, Rio dos Bois, possui como afluentes os rios Turvo e Verde. Todos eles, durante seus cursos d'água, acabam sendo utilizados como corpos receptores de efluentes, oriundos de áreas urbanas e atividades agropecuárias, predominantes na região, ocasionando a degradação dos parâmetros de qualidade da água da bacia (ANA, 2013).

Dentro da cidade de Rio Verde está localizada, parcialmente, a sub-bacia hidrográfica do Córrego do Sapo, a qual faz parte da Bacia do Rio dos Bois e sofre com a poluição difusa, advinda das águas da chuva que carregam consigo poluentes oriundos das atividades humanas, tais como agricultura, pecuária, indústria, urbanização, e outras que possam ser desenvolvidas na área pertencente à bacia hidrográfica.

O município vem passando nas últimas décadas por um processo de grande crescimento populacional, e tem provocado, por consequência, grande expansão da área urbana. Tal aumento da população foi estimulado pela intensa economia relacionada às atividades ligadas ao agronegócio, e pelo processo de industrialização, fazendo com que este se destacasse nacionalmente em termos econômicos. De acordo com o IBGE (2021a), o distrito de Rio Verde foi fundado em 1848 pela Lei Provincial n.º 6, sendo considerado como cidade, pela Lei Provincial n.º 670, somente no ano de 1882.

Atualmente, o município possui extensão territorial de 8.386,831 km², e é o 4º mais populoso do estado, com estimativa de 241.518 habitantes em 2020 (IBGE, 2021b).

Dentre as bacias hidrográficas existentes no município, a que ocupa maior extensão dentro da área urbana de Rio Verde é da Córrego do Sapo. Através da metodologia adotada por esta pesquisa obteve-se que a bacia hidrográfica do Córrego do Sapo possui área de 54,54 km², perímetro de 33,08 km além de apresentar os dados morfométricos exibidos pela Tabela 1.4.

Tabela 1.4 – Dados morfométricos da bacia hidrográfica do Córrego do Sapo.

Descrição	Valor
Área de drenagem (km ²)	54,54
Perímetro (km)	33,08
Comprimento Rede de drenagem (km)	44,85
Comprimento do leito principal (km)	10,92
Comprimento axial da bacia (km)	9,34
Largura média (km)	5,84
Coefficiente de compactidade	1,26
Fator de forma	0,62
Índice de circularidade	0,63
Densidade de drenagem	0,0008

Fonte: Elaboração da autora (2021).

Nota-se que o leito principal, o Córrego do Sapo apresentou comprimento de 10,92 km desde sua nascente até seu exutório.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a qualidade da água da bacia hidrográfica do Córrego do Sapo, no trecho urbano da cidade de Rio Verde, Goiás.

2.2 Objetivos específicos

- ✓ Avaliar a qualidade da água e o uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica do Córrego do Sapo, no trecho urbano da cidade de Rio Verde;
- ✓ Avaliar a poluição no leito principal da bacia hidrográfica do Córrego do Sapo na área urbana da cidade de Rio Verde, através do processo de autodepuração de matéria orgânica.

3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABBASPOUR, K. C.; ROUHOLAHNEJAD, E.; VAGHEFI, S.; SRINIVASAN, R.; YANG, H.; KLØVE, B. A continental-scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model. **Journal of Hydrology**, v. 524, p. 733–752, 2015.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Plano de recursos hídricos e do enquadramento dos corpos hídricos superficiais da bacia hidrográfica do Rio Paranaíba**. Brasília: Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos (SPR), 2013.
- ARMANI, F. A. S.; FERREIRA, L. R. A.; GOETZE, P. F. B.; SILVA, C. A. QUALIDADE DAS ÁGUAS DOS RIOS URBANOS DAS CIDADES DE MATINHOS - PR. **Revista Técnico-Científica do CREA-PR**, p. 1–10, 2018.
- BALDOCHI, M. A. **Utilização do modelo QUAL2E como apoio ao gerenciamento da qualidade das águas da Bacia do Córrego dos Bagres**. 2002. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2002.
- BECK, M. B. A procedure for modeling. In: ORLOB, G. T. (Org.). **Math. Model. water Qual. streams, lakes, Reserv.** Chichester-New York- Brisbane-Toronto-Singapore: John Wiley & Sons, 1983. p. 11–42.
- BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; MIERZWA, J. C.; BARROS, M. T. L. de; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à engenharia ambiental**. 2^a ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.
- BRASIL. **Lei Federal nº 9.984, de 17 de julho de 2000**. . Brasil: Diário Oficial da União. , 2000
- _____. **Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020**. . Brasil: Diário Oficial da União. , 2020
- _____. **Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981**. . Brasil: Diário Oficial da União. , 1981
- BUI, H. H.; HA, N. H.; NGUYEN, T. N. D.; NGUYEN, A. T.; PHAM, T. T. H.; KANDASAMY, J.; NGUYEN, T. V. Integration of SWAT and QUAL2K for water quality modeling in a data scarce basin of Cau River basin in Vietnam. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 19, n. 2, p. 210–223, abr. 2019.
- BURIGATO COSTA, C. M. da S.; DA SILVA MARQUES, L.; ALMEIDA, A. K.; LEITE, I. R.; DE ALMEIDA, I. K. Applicability of water quality models around the world—a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 36, p. 36141–36162, 2019.
- CALMON, A. P. S.; SOUZA, J. C.; REIS, J. A. T.; MENDONÇA, A. S. F. Uso combinado de curvas de permanência de qualidade e modelagem da autodepuração como ferramenta para suporte ao processo de enquadramento de cursos d'água superficiais. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 21, n. 1, p. 118–133, 2016.

CAMPOS, S.; ARAÚJO JÚNIOR, A. A.; BARROS, Z. X.; CARDOSO, L. G.; PIROLI, E. L. Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicados ao uso da terra em microbacias hidrográficas, Botucatu - SP. **Engenharia Agrícola**, v. 24, n. 2, p. 431–435, ago. 2004.

CARVALHO, V. R. de; GONÇALVES, J. A. C.; COUTO, E. de A. do. Obtenção de vazão de diluição de efluentes utilizando o modelo de qualidade de água QUAL-UFMG. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 12, n. 4, p. 737–753, 2021.

CARVALHO, V. R. **Avaliação da capacidade do rio Piracicaba (MG) para diluição de efluentes utilizando o modelo de qualidade da água QUAL-UFMG**. 2020. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Itajuba, Programa de Pós-Graduação em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos, Itabira, 2020.

CASTRO, S. B.; CARVALHO, T. M. Análise morfométrica e geomorfologia da bacia hidrográfica do rio Turvo - GO, através de técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento. **Scientia Plena**, v. 5, n. 2, p. 1–7, 2009.

CHAPMAN, D. V. **Water quality assessments - a guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring**. 2ª ed. Londres: UNESCO/WHO/UNEP, 1996.

CHAPRA, S. C. **Surface water-quality modeling**. New York: McGraw-Hill, 1997.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. . Brasil: Diário Oficial da União. , 2005

_____. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. . Brasil: Diário Oficial da União. , 2011

COX, B. A. A review of currently available in-stream water-quality models and their applicability for simulating dissolved oxygen in lowland rivers. **Science of the Total Environment**, v. 314–316, n. 03, p. 335–377, 2003.

CRÓSTA, A. P. **Processamento digital de imagens de sensoriamento remoto**. Campinas, SP: IG/UNICAMP, 1992.

DANIELL, K. A.; BARRETEAU, O. Water governance across competing scales: Coupling land and water management. **Journal of Hydrology**, v. 519, p. 2367–2380, 2014.

FITZ, P. R. **Geoprocessamento sem complicação**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

FLORENZANO, T. G. **Imagens de satélites para estudos ambientais**. São Paulo: Oficina de Textos, 2002.

FLYNN, K. F.; SUPLEE, M. W.; CHAPRA, S. C.; TAO, H. Model-based nitrogen and phosphorus (nutrient) criteria for large temperate rivers: 1. Model development and application. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 51, n. 2, p. 421–446, 2015.

GOMES, S. H. R.; GUEDES, H. A. S.; SIQUEIRA, T. M.; CÔRREA, L. B.; ANDREAZZA, R.; HÜFFNER, A. N. Modelagem sazonal da qualidade da água do Rio dos Sinos/RS utilizando o modelo QUAL-UFMG. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 23, p. 275–285, 2018.

GONÇALVES, J. C. de S. I. **Desenvolvimento de modelo numérico para a simulação da qualidade da água em rios utilizando o software Vensim PLE®**. 2009. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2009.

HOEKSTRA, A. Y.; BUURMAN, J.; VAN GINKEL, K. C. H. Urban water security: A review. **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 5, 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **História**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/go/rio-verde/historico>>. Acesso em: 24 jun. 2021a.

_____. **Panorama**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/go/rio-verde/panorama>>. Acesso em: 24 jun. 2021b.

JAMSHIDI, S. An approach to develop grey water footprint accounting. **Ecological Indicators**, v. 106, 2019.

JAMSHIDI, S.; NIKSOKHAN, M. H.; ARDESTANI, M.; JABERI, H. Enhancement of surface water quality using trading discharge permits and artificial aeration. **Environmental Earth Sciences**, v. 74, n. 9, p. 6613–6623, 2015.

JAMSHIDI, S.; NIKSOKHAN, M. H.; ARDESTANI, M.; IMANI, S. Operation-based uncertainties in river waste load allocation and their impacts on controlling discharges. **Civil Engineering and Environmental Systems**, v. 35, n. 1–4, p. 223–240, 2018.

JAMSHIDI, S.; NIKSOKHAN, M. H. Multiple pollutant discharge permit markets, a challenge for wastewater treatment plants. **Journal of Environmental Planning and Management**, v. 59, n. 8, p. 1438–1455, 2015.

JORGENSEN, S. E.; LOFFLER, H.; RAST, W.; STRASKRABA, M. **Lake and Reservoir Management**. 1^a ed. [S.l.]: Elsevier Science, 2005.

KANNEL, P. R.; KANEL, S. R.; LEE, S.; GAN, T. Y. A Review of Public Domain Water Quality Models for Simulating Dissolved Oxygen in Rivers and Streams A Review of Public Domain Water Quality Models for Simulating Dissolved Oxygen in Rivers and Streams. **Environmental Modeling and Assessment**, v. 16, n. 2, p. 183–204, 2011.

LEUSBROCK, I.; NANNINGA, T. A.; LIEBERG, K.; AGUDELO-VERA, C. M.; KEESMAN, K. J.; ZEEMAN, G.; RIJNAARTS, H. H. M. The urban harvest approach as framework and planning tool for improved water and resource cycles. **Water Science and Technology**, v. 72, n. 6, p. 998–1006, 2015.

LIMA, B. P. **Enquadramento de corpos d'água no nordeste brasileiro como instrumento de gestão e sustentabilidade ambiental: o caso da bacia hidrográfica Acarape do Meio - CE**. 2016. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Ceará, Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Fortaleza-CE, 2016.

- LIMA, E. E. S. **Modelagem matemática da qualidade da água como suporte ao enquadramento da bacia do Rio Una - PE**. 2016. Dissertação (Mestrado Profissional) - Associação Instituto de Tecnologia de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental, Recife, 2016.
- LINDIM, C.; PINHO, J. L.; VIEIRA, J. M. P. Analysis of spatial and temporal patterns in a large reservoir using water quality and hydrodynamic modeling. **Ecological Modelling**, v. 222, n. 14, p. 2485–2494, 2011.
- LIU, J.; LIU, Q.; YANG, H. Assessing water scarcity by simultaneously considering environmental flow requirements, water quantity, and water quality. **Ecological Indicators**, v. 60, p. 434–441, 2016.
- LUZ, E. da. **Monitoramento da qualidade da água da bacia hidrográfica do Rio Ligeiro no município de Pato Branco - PR**. 2018. Dissertação (Mestrado) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Pato Branco, 2018.
- MACHADO, E. S.; KNAPIK, H. G.; BITENCOURT, C. de C. A. Considerações sobre o processo de enquadramento de corpos de água. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 24, n. 2, p. 261–269, 1 mar. 2019.
- MAGESH, N. S.; JITHESHLAL, K. V.; CHANDRASEKAR, N.; JINI, K. V. Geographical information system-based morphometric analysis of Bharathapuzha river basin, Kerala, India. **Applied Water Science**, v. 3, n. 2, p. 467–477, 15 jun. 2013.
- MANSOR, M. teresa C. **Potencial de poluição de águas superficiais por fontes não pontuais de fósforo na bacia hidrográfica do Ribeirão do Pinhal, Limeira-SP**. 2005. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola, Campinas, 2005.
- MASCARENHAS, L. M. de A.; FERREIRA, M. E.; FERREIRA, L. G. Sensoriamento remoto como instrumento de controle e proteção ambiental: análise da cobertura vegetal remanescente na Bacia do Rio Araguaia. **Sociedade & Natureza**, v. 21, n. 1, p. 5–18, 2009.
- MEDEIROS, D. L. R. de. **Análise da qualidade da água do Riacho das Piabas para o reúso agrícola**. 2020. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Campina Grande, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Campina Grande, 2020.
- MOLINARI, B. S. **Modelagem espacial da qualidade de água na bacia do Rio Piabanha/RJ**. 2015. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Rio de Janeiro, 2015.
- MORUZZI, R. B.; DA CONCEIÇÃO, F. T.; SARDINHA, D. de S.; HONDA, F. P.; NAVARRO, G. R. B. Avaliação de cargas difusas e simulação de autodepuração no Córrego da Água Branca, Itirapina (SP). **Geociencias**, v. 31, n. 3, p. 447–458, 2012.
- MOURÃO JÚNIOR, P. R. **Aplicação do modelo de autodepuração de qualidade das águas QUAL-UFG**. 2010. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Ouro Preto, Programa de Pós-Graduação e Sustentabilidade Sócio-econômica e Ambiental, Ouro Preto, 2010.

NAGISETTY, R. M.; FLYNN, K. F.; UECKER, D. Dissolved oxygen modeling of effluent-dominated macrophyte-rich Silver Bow Creek. **Ecological Modelling**, v. 393, p. 85–97, 2019.

NEVES, A. R. das. **Análise da evolução temporal da qualidade da água de mananciais superficiais utilizados para abastecimento público na bacia hidrográfica do rio Jucu**. 2018. Dissertação (Mestrado Profissional) - Universidade Federal do Espírito Santo, Programa de Pós-graduação em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos, Vitória - ES, 2018.

OLIVEIRA FILHO, A. A. de; LIMA NETO, I. E. Modelagem da qualidade da água do rio Poti em Teresina (PI). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 1, p. 3–14, 2018.

RIQUIERI, J. C. **Comparação entre ferramentas computacionais de modelagem da qualidade da água em ambiente lótico**. 2018. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Uberlândia-MG, 2018.

SALLA, M. R.; PEREIRA, C. E.; FILHO, J. E. A.; DE PAULA, L. M.; PINHEIRO, A. M. Estudo da autodepuração do Rio Jordão, localizado na bacia hidrográfica do Rio Dourados. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 105–114, jan. 2013.

SILVA, M. C. A. A. da. **Modelagem matemática da qualidade da água como suporte ao enquadramento da bacia do Rio Goiana - PE**. 2015. Dissertação (Mestrado Profissional) - Instituto de Tecnologia de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental, Recife - PE, 2015.

SILVA, S. R.; SILVA JUNIOR, M. A. B.; LIMA, E. E. S. de. Analysis and modeling of water quality as a contribution to the preliminary framework proposal for the Una River (Pernambuco/Brazil). **Revista Ambiente e Agua**, v. 13, n. 6, 2018.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS). **24º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos**. Brasília: SNS/MDR, 2019.

SOARES, S. S. **Modelagem da qualidade da água em um trecho do Rio dos Bois, Goiás**. 2018. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Goiás, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária, Goiânia, 2018.

TEODORO, A.; IDE, C. N.; RIBEIRO, M. L.; BROCH, S. A. O.; DA SILVA, J. B. Implementação do conceito capacidade de diluição de efluentes no modelo de qualidade da água QUAL-UFMG: estudo de caso no Rio Taquarizinho (MS). **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 18, n. 3, p. 275–288, 2013.

TERNUS, R. Z.; SOUZA-FRANCO, G. M. de; ANSELMINI, M. E. K.; MOCELLIN, D. J. C.; MAGRO, J. D. Influence of urbanisation on water quality in the basin of the upper Uruguay River in western Santa Catarina, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, n. 2, p. 189–199, 2011.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia : ciência e aplicação**. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2012.

TUCCI, C. E. M.; HESPANHOL, I.; NETTO, O. de M. C. Cenários da gestão da água no Brasil: uma contribuição para a “visão mundial da água”. **RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 5, n. 3, p. 31–43, 2000.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. 2ª ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014.

_____. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4ª ed. Belo Horizonte: UFMG, 2011.

4 CAPÍTULO 1 – ARTIGO 1

**QUALIDADE DA ÁGUA E CARACTERÍSTICAS DO USO E OCUPAÇÃO DA
TERRA DO CÓRREGO DO SAPO NA ZONA URBANA DE RIO VERDE - GO**

RESUMO

A modificação da paisagem pelas atividades humanas vem alterando a qualidade da água e comprometendo os usos dos recursos hídricos. Este estudo tem como objetivo principal avaliar a qualidade da água e o uso e ocupação da terra no trecho urbano do Córrego do Sapo, localizado no município de Rio Verde - GO. A metodologia dessa pesquisa envolveu o monitoramento da bacia hidrográfica do Córrego do Sapo, durante o período de nove meses. Foram realizadas análises laboratoriais de qualidade da água e comparações com o uso da terra na região, sendo utilizadas técnicas de geoprocessamento. Realizou-se a classificação de qualidade da água do corpo hídrico principal e de seus afluentes, com base na Resolução nº 357/2005 do CONAMA. Os resultados apontaram que os córregos afluentes dos pontos P6 (Buriti), P3 (São Tomás de Baixo) e P7 (exutório do Córrego do Sapo) foram classificados como classe 4. As duas microbacias hidrográficas com piores desempenhos, em termos de qualidade da água, foram as dos córregos Buriti e São Tomás de Baixo, e, em ambas, identificou-se a presença de fontes de poluição pontual e difusa. As maiores vazões e valores de SS foram observados nos períodos com maior incidência de chuva. A região do ponto P4 (Córrego Barrinha) apresentou a melhor qualidade da água durante a realização da pesquisa, visto que exibiu as melhores concentrações de OD e DBO_{5,20}, possuindo alta capacidade de reaeração de suas águas.

Palavras-chave: Classificação de qualidade da água; bacia hidrográfica; Poluição hídrica.

ABSTRACT

The landscape modification by human activities has been altering water quality and compromising the use of water resources. The main objective of this study is to evaluate the water quality as well as the soil use and occupation in the urban section of the Sapo stream, located in the municipality of Rio Verde - GO. The methodology of this research involved monitoring the hydrographic basin of the Sapo stream, during a period of nine months. Laboratory analyzes of water quality and comparisons with land use in the region were carried out, using geoprocessing techniques. A water quality classification was carried out in the main water body and its tributaries, based on CONAMA Resolution No. 357/2005. The results indicate that the tributary streams of points P6 (Buriti), P3 (São Tomás de Baixo) and P7 (outlet of the Sapo stream) were classified as class 4. The two hydrographic microbasins with the worst performance, in terms of water quality, were the Buriti and São Tomás de Baixo streams, and in both the presence of punctual and diffuse pollution sources was identified. The highest flows and SS values were observed in periods with higher rainfall. The region of point P4 (Barrinha stream) presented the best water quality during the research, as it presented the best concentrations of DO and BOD5.20, having a high capacity of reaeration of its waters.

Keywords: Water quality classification; Watershed; Water pollution.

4.1 Introdução

Os corpos hídricos localizados em zonas urbanas desempenham importante papel dentro dessas áreas. Eles são úteis na drenagem de águas pluviais, na harmonia paisagística, nas atividades de lazer, na balneabilidade, nas atividades de irrigação e pesca, na diluição e afastamento de águas residuárias, no abastecimento humano e animal (ARAÚJO *et al.*, 2017; HOEKSTRA; BUURMAN; VAN GINKEL, 2018).

Em Rio Verde, Goiás, a realidade encontrada quanto ao uso dos corpos hídricos não destoa das informações obtidas na literatura. Na bacia hidrográfica do Córrego do Sapo identificou-se que os recursos hídricos são utilizados pela população nas atividades supracitadas. Destaca-se o uso associado à função de macrodrenagem urbana, à irrigação de hortaliças, às atividades de pesca, à dessedentação de animais, ao recebimento de efluentes tratados por industriais (SANTOS *et al.*, 2019). Salienta-se também que o Córrego do Sapo é um dos afluentes do Rio São Tomás, principal corpo hídrico responsável pelo abastecimento humano da cidade de Santa Helena de Goiás (ALVES, W. dos S.; MORAES, 2016; PEREIRA *et al.*, 2020).

Enfatiza-se que os diversos usos dos recursos hídricos nas zonas urbanas podem ser comprometidos pela redução dos parâmetros de qualidade da água. A própria legislação brasileira, através da resolução nº 357/2005 do CONAMA, que versa sobre os limites das classes de qualidade dos corpos hídricos, restringe os usos da água conforme a classe em que ela se encontra. Desse modo, usos mais restritivos acabam exigindo melhores padrões de qualidade da água, visto que a saúde, o bem-estar humano e o equilíbrio no meio aquático não devem ser comprometidos (CONAMA, 2005).

As formas como são feitas o uso e ocupação da terra podem impactar a qualidade de corpos hídricos (LIU; SHEN; CHEN, 2018). Em decorrência da elevação de contaminantes produzidos pelas ações humanas e do lançamento de efluentes líquidos gerados nas cidades tem-se a degradação dos parâmetros de qualidade da água (NAZEMI; MADANI, 2018; SOARES, S. S., 2018). A poluição hídrica, seja ela pontual ou difusa, pode ser originada de atividades industriais, agrícolas e urbanas (SILVA, M. I. *et al.*, 2021).

A identificação das atividades que afetem os parâmetros de qualidade da água na região de uma bacia hidrográfica se torna uma ferramenta indispensável para os responsáveis pelas tomadas de decisão no gerenciamento hídrico (LIMA, B. P.; MAMEDE; LIMA NETO, 2018).

Desse modo, conhecer as atividades desenvolvidas e a qualidade da água na bacia hidrográfica do Córrego do Sapo pode vir a constituir importante ferramenta de gestão ambiental e de recursos hídricos, auxiliando a tomada de decisão por órgãos gestores do município quanto ao planejamento urbano e territorial.

Destarte, o presente trabalho se propõe a analisar a qualidade da água e o uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica do Córrego do Sapo, no trecho urbano da cidade de Rio Verde, identificando possíveis fontes e locais de poluição.

4.2 Material e métodos

O presente trabalho foi desenvolvido na zona urbana do município de Rio Verde, estado de Goiás, especificamente no Córrego do Sapo e afluentes. A pesquisa contemplou a identificação das principais atividades de uso e ocupação da terra, e verificou a situação de alguns dos principais parâmetros de qualidade da água na bacia hidrográfica.

4.2.1 Delimitação da bacia hidrográfica e uso e ocupação da terra

Inicialmente, realizou-se a delimitação da bacia hidrográfica do Córrego do Sapo e suas respectivas microbacias hidrográficas, estando todas localizadas no município de Rio Verde, região sudoeste do estado de Goiás. O arquivo utilizado nesse processo foi o Modelo Digital de Elevação (MDE), disponibilizado de forma gratuita pelo projeto TOPODATA do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), com resolução de 30 m.

Após a obtenção da imagem *raster*, para a realização da delimitação da bacia hidrográfica e suas sub-bacias, utilizou-se o *software QGIS*, versão 3.16.6. Para realização desta etapa, utilizou-se o *plugin GRASS* disponível dentro da plataforma *QGIS*. Destacando que para identificar a rede de drenagem existente, utilizou-se os mesmos nomes dos cursos d'água existentes nos arquivos de formato *Shapefile*, disponibilizados para *download* no *site* do Sistema Estadual de Geoinformação (SIEG).

Para cumprir o processo de identificação do uso e ocupação da terra na região, pertencente à bacia hidrográfica de estudo, inicialmente realizou-se a aquisição das imagens do satélite CBERS04-A, obtidas pela Câmera Multiespectral e Pancromática de Ampla Varredura (WPM), com resolução espacial de 2 m. Tais imagens foram coletadas pelo *site* do INPE.

As imagens escolhidas foram aquelas que além de abranger toda a área de estudo no período em que este foi realizado se encontravam com boa visibilidade e baixa interferência de nuvens. Elas corresponderam aos meses de setembro de 2020 e março de 2021.

Ressalta-se que a escolha das datas para captura de imagens de satélite foi baseada nos períodos de seca e de chuva da região de estudo, buscando-se obter imagens representativas das duas estações.

Salienta-se que de acordo com a classificação Köppen- Geiger, em Rio Verde há a predominância de duas estações, uma chuvosa e outra seca, características do clima tropical (CASTRO, P. A. L.; SANTOS, 2021; PIMENTA; PEÑA; GOMES, 2009). O período de seca geralmente ocorre nos meses de maio a outubro, sendo mais crítico no inverno, enquanto a maior incidência de chuvas ocorre, normalmente, entre novembro e abril, especialmente no verão (ALVES, S. *et al.*, 2016; BRITO; SANTOS; RODRIGUES, 2020; CASTRO, P. A. L.; SANTOS, 2021; LOPES SOBRINHO *et al.*, 2020; PARREIRA *et al.*, 2019; SANTOS *et al.*, 2019).

Considerando os dados de precipitação acumulada nos cinco dias anteriores aos dias de monitoramento da pesquisa, obtidos da estação meteorológica 83470, disponibilizados pelo INMET, identificou-se que os menores volumes de chuva foram encontrados entre agosto e início de dezembro 2020, enquanto as maiores precipitações acumuladas ocorreram entre meados de dezembro 2020 a abril de 2021.

Após a definição e aquisição das imagens, realizou-se, no *software* livre *QGIS*, a composição RGB (sistema de cores) com as bandas espectrais: B3 (vermelho), B4 (verde), B2 (azul), em ordem. Posteriormente, efetuou-se a fusão da composição criada com o conjunto de dados pancromáticos, presente na banda B0 do sensor WPM, gerando as imagens com 2 m de resolução em cada pixel.

No processo de caracterização do uso e ocupação da terra utilizou-se um complemento do *QGIS*, o *plugin SCP (Semi-Automatic Classification Plugin)* para realização da classificação supervisionada das imagens dentro do ambiente SIG. Para identificação do uso e ocupação da terra, adotou-se três classes de estudo: vegetação (nativa e introduzida), solo exposto e solo impermeável (área urbana). A escolha dos grupos de análise foi feita com base na possibilidade de influência que estes pudessem exercer sobre a qualidade da água, na região da bacia hidrográfica.

O intuito da presente pesquisa era verificar as alterações da qualidade da água associadas: à presença de área urbana, em que há menor permeabilidade do solo; ao solo exposto, em que

há maior facilidade do carreamento de sedimentos; às áreas permeáveis, cobertas com vegetação, nativa ou introduzida, oriunda de atividades agrícolas tais como pastagens e plantações.

Com o emprego do *plugin SCP*, coletou-se 40 amostras de pixels representativos de cada classe, para que fosse capaz de realizar a determinação dos usos e ocupações da terra na bacia hidrográfica.

A análise de significância dos valores apresentados por cada classe de uso e ocupação da terra foi feita no *software* estatístico *Jamovi*, versão 1.6.23. Utilizou-se o teste t de Student, bicaudal, para avaliar se havia ou não diferenças significativas entre as amostras independentes dos dois períodos estudados.

Considerou-se o nível de significância (α) de 5% na pesquisa. Dessa forma, o valor-p, que se trata da probabilidade de errar ao rejeitar a hipótese nula (considerada como aquela em que os grupos amostrais são iguais), utilizado como referência para verificar se existia ou não diferença significativa entre os grupos amostrais foi de 0,05. Portanto, para valores-p acima de 0,05 não se rejeitou a hipótese nula, sendo considerado que não havia diferença significativa entre os períodos estudados.

Após a caracterização da área de estudo por imagens de satélite ocorreu a avaliação de possíveis fontes de cargas poluidoras pontuais, capazes de alterar a qualidade da água dos corpos hídricos. Nesta etapa, considerou-se locais que pudessem realizar o lançamento de águas residuárias ou que possuíssem barramentos com retenção de água, alterando o fluxo natural dos corpos hídricos.

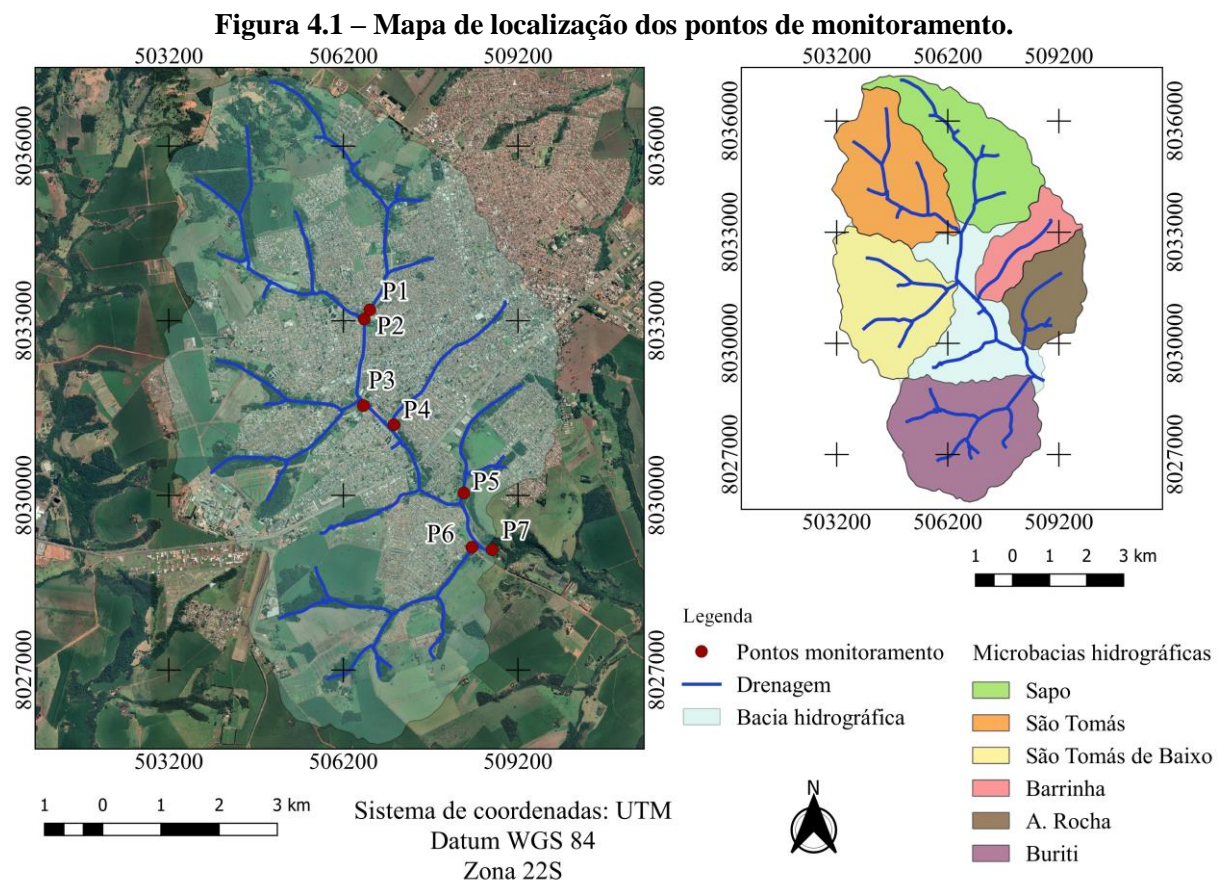
Para realizar a identificação dos pontos críticos, utilizou-se primeiramente o banco de dados (com a identificação dos empreendimentos dentro da bacia hidrográfica) cadastrados no *software Google Earth Pro*, disponibilizado gratuitamente. Posteriormente, realizou-se vistorias em campo, além de consulta ao órgão de gestão ambiental do município de Rio Verde (SEMMA), para averiguação de quais empreendimentos poderiam lançar águas residuárias no Córrego do Sapo e em seus afluentes.

Adicionalmente, consultou-se os dados disponibilizados pela companhia de esgotamento sanitário do município, que permitiu identificar as áreas de atendimento da rede de esgoto e os locais passíveis de despejos clandestinos.

4.2.2 Qualidade da água

O monitoramento hídrico do Córrego do Sapo teve a duração de nove meses, sendo realizado periodicamente com intervalos de 14 (catorze) dias entre os meses de agosto de 2020 e abril de 2021, totalizando 18 campanhas. Tal acompanhamento possibilitou a verificação das alterações temporais e espaciais no corpo hídrico, referentes aos aspectos de qualidade da água.

No total foram escolhidos sete pontos de monitoramento de qualidade da água, distribuídos ao longo do trecho selecionado, como mostra a Figura 4.1, sendo cinco pontos localizados em afluentes do Córrego do Sapo (P2, P3, P4, P5, P6) e dois pontos situados no próprio corpo hídrico (P1, P7).



Foram trabalhadas seis microbacias hidrográficas na região de estudo, sendo elas: Sapo (P1), São Tomás (P2), São Tomás de Baixo (P3), Barrinha (P4), A. Rocha (P5) e Buriti (P6). O ponto P7 correspondeu ao exutório de toda bacia hidrográfica do Córrego do Sapo. A Tabela 4.1 exibe as distâncias entre os trechos escolhidos, as respectivas coordenadas geográficas dos pontos de monitoramento, além da área de cada microbacia hidrográfica situada a montante.

Tabela 4.1 – Caracterização dos pontos de coleta.

Pontos	Latitude	Longitude	Trecho	Distância do trecho (km)	Microbacia hidrográfica	Área (km ²)
P1	17°47'19.35"S	50°56'13.92"O	-	-	Sapo	9,23
P2	17°47'24.56"S	50°56'17.23"O	1-2	0,194	São Tomás	9,36
P3	17°48'12.91"S	50°56'17.71"O	2-3	1,599	São Tomás de Baixo	9,13
P4	17°48'23.63"S	50°55'59.88"O	3-4	0,618	Barrinha	3,68
P5	17°49'1.72"S	50°55'19.03"O	4-5	2,485	A. Rocha	4,59
P6	17°49'32.06"S	50°55'14.31"O	5-6	1,004	Buriti	10,70
P7	17°49'33.47"S	50°55'2.49"O	6-7	0,200	Sapo	54,54

Fonte: Elaboração da autora (2021).

Evidencia-se que a distância entre os dois pontos mais extremos, P1 e P7, correspondeu a 6,1 km, e que a maior microbacia hidrográfica estudada foi a do Córrego Buriti (P6), enquanto a menor foi a do Córrego Barrinha (P4).

4.2.2.1 Medição de vazão e precipitação

Os valores de vazão dos corpos hídricos, e de precipitação acumulada no período de estudo, foram mensurados visando identificar a influência que os períodos de estiagem e de chuvas exercem sobre a qualidade da água.

Foram coletados os dados de precipitação acumulada no município de Rio Verde - GO, considerando os cinco dias anteriores a cada data de monitoramento de qualidade da água, no período de realização da pesquisa. Tais informações foram retiradas do *site* (<https://tempo.inmet.gov.br/CondicoesRegistradas>) do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), e foram recolhidas com referência na estação meteorológica 83470.

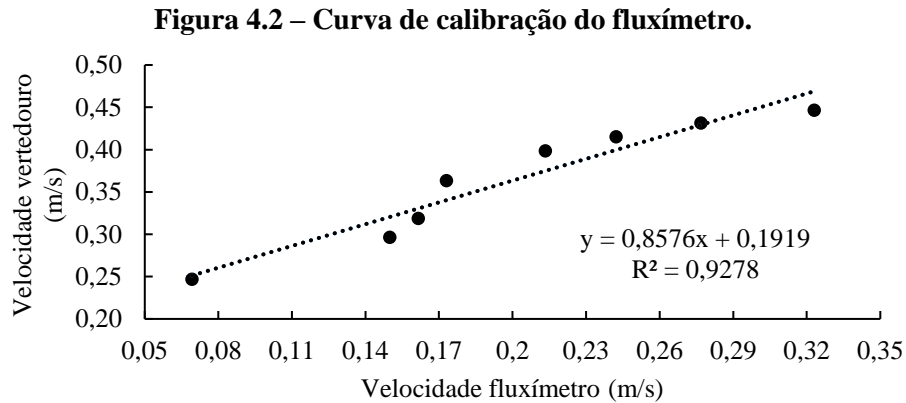
Durante o período de monitoramento da qualidade da água da água no Córrego do Sapo realizou-se a medição da vazão em cada ponto estabelecido, por meio da adaptação de um fluxímetro da marca *Lounchen ZM*, fabricado para medição do fluxo de água em condutos fechados.

A metodologia empregada para a calibração do fluxímetro foi o estabelecimento de uma curva que representasse a relação entre os valores medidos pelo aparelho com os obtidos em uma bancada de hidráulica. Para a realização do procedimento inseriu-se um vertedor retangular sem contração lateral dentro do canal de escoamento da bancada e calculou-se a velocidade de escoamento da água nessa situação.

Inicialmente, determinou-se a vazão de escoamento da água na bancada por meio da fórmula de Francis ($Q = 1,838 \cdot L \cdot H^{3/2}$) para o tipo de vertedouro empregado, sendo que Q representa a vazão, L se refere a largura do canal de escoamento, e H corresponde à altura de

água sobre a soleira do vertedouro. Posteriormente, determinou-se a velocidade do fluxo na bancada e no fluxímetro através da equação da continuidade.

Através dos dados de velocidade obtidos na bancada hidráulica e no fluxímetro, obteve-se a curva de calibração exibida pela Figura 4.2.



Fonte: Elaboração da autora (2021).

Deste modo, utilizou-se a curva de calibração do fluxímetro para a correção de todos os valores de velocidade de escoamento dos corpos hídricos analisados.

4.2.2.2 Parâmetros de qualidade

As variáveis analisadas por essa pesquisa foram vazão específica, demanda bioquímica de oxigênio em cinco dias à temperatura de 20°C (DBO_{5,20}), demanda química de oxigênio (DQO), oxigênio dissolvido (OD), e sólidos suspensos (SS). Todos os parâmetros de qualidade da água foram feitos para cada ponto de monitoramento. Os valores de vazão e OD foram medidos em campo, enquanto os valores de DBO_{5,20}, DQO e SS foram obtidos em laboratório por meio de ensaios.

Os ensaios laboratoriais foram realizados de acordo com o *Standard Methods for examination of water and wastewater* (2017). A Tabela 4.2 apresenta a identificação dos respectivos métodos empregados para a obtenção de cada parâmetro de qualidade da água.

Tabela 4.2 – Métodos utilizados para determinação dos parâmetros de qualidade da água.

Análise físico-química	Seção
DBO _{5,20}	5210 B
DQO	5220 D
OD	4500-O G
SS	2540 D e E

Fonte: Adaptado de *Standard Methods for examination of water and wastewater* (2017).

Tabela 4.3 – Classificação do uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica do Córrego do Sapo.

Classificação	Mês	Sapo (P1)	São Tomás (P2)	São Tomás de Baixo (P3)	Barrinha (P4)	A. Rocha (P5)	Buriti (P6)	Total
Vegetação (%)	set/20	56,65	69,45	57,91	27,84	48,97	66,95	56,09
	mar/21	50,37	62,90	46,68	17,16	43,22	64,23	49,03
Solo exposto (%)	set/20	15,19	13,18	18,85	17,21	13,55	25,69	18,62
	mar/21	18,34	18,40	26,73	22,69	18,52	26,03	23,29
Solo impermeável (%)	set/20	28,16	17,37	23,24	54,95	37,47	7,36	25,29
	mar/21	31,29	18,71	26,59	60,15	38,25	9,74	27,68

Fonte: Elaboração da autora (2021).

Percebe-se que, em ambos os períodos de análises do uso e ocupação da terra, a classe preponderante foi a de vegetação (total de 56,09% e 49,03%, nos períodos de estiagem e de chuvas, respectivamente), seguida do solo impermeável (total de 25,29% e 27,68%, nos períodos de estiagem e de chuvas, respectivamente) e solo exposto (total de 18,62% e 23,29%, nos períodos de estiagem e de chuvas, respectivamente).

Constata-se que as microbacias hidrográficas que apresentaram maior porcentagem na classe vegetação foram São Tomás (P2), 69,45% em setembro, e Buriti (P6), 64,23% em março; enquanto na classe solo exposto foram Buriti (P6), 25,69% em setembro, e São Tomás de Baixo (P3), 26,73% em março; e na classe solo impermeável foi somente a região do Barrinha (P4), 54,95% em setembro e 60,15% em março.

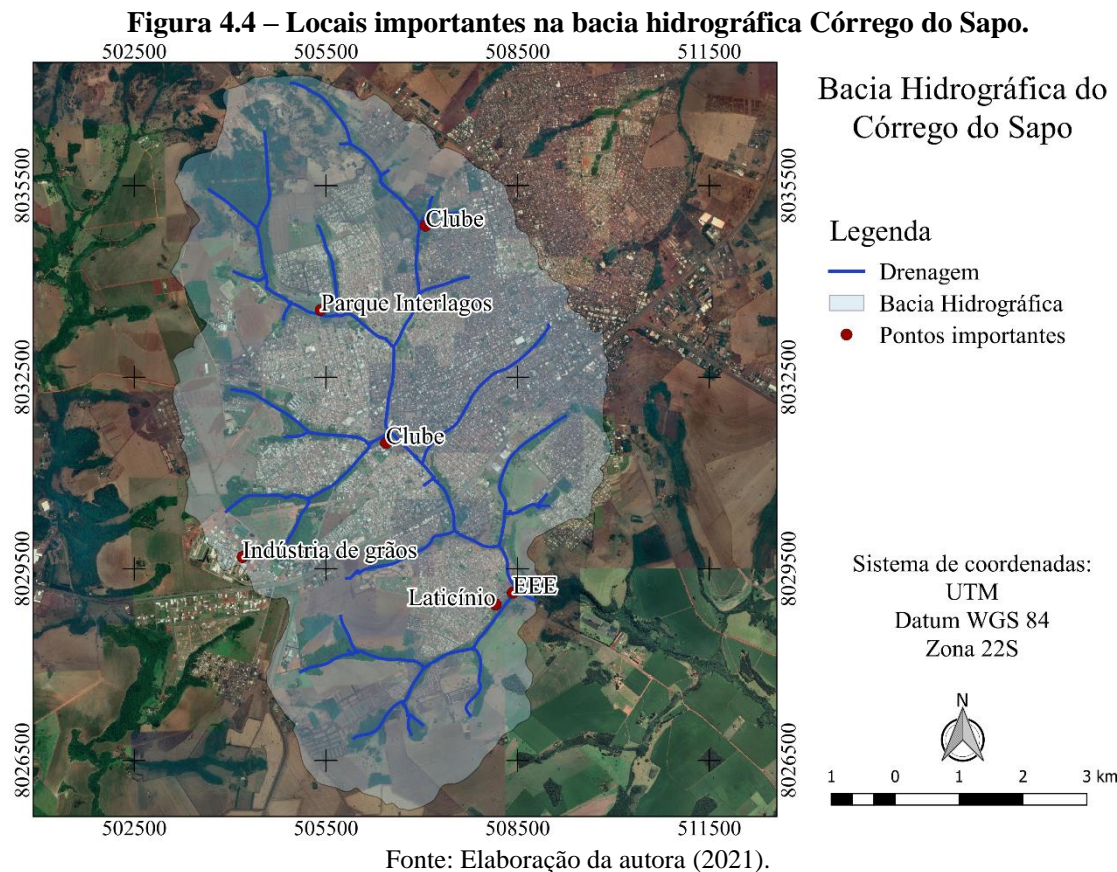
Os menores valores percentuais encontrados, para ambos os meses estudados, na classe vegetação foram na microbacia hidrográfica do Barrinha (P4), 27,84% em setembro e 17,16% em março; já na classe solo exposto foram nas microbacias hidrográficas do São Tomás (P2), 13,18% em setembro, e do Sapo (P1), 18,34% em março; e na classe solo impermeável foram na região do Córrego Buriti (P6), 7,36% em setembro e 9,74% em março.

Avaliando-se, por meio do teste t de Student, cada classe de uso e ocupação da terra, entre os dois períodos estudados, obteve-se que valor-p em todos os casos foi superior ao nível de significância (α) de 5%, indicando que a hipótese dos tratamentos (classes) serem iguais (hipótese nula) não poderia ser descartada.

O valor-p na classe vegetação foi igual a 0,441, enquanto na classe de solo exposto foi de 0,520, e na classe de solo impermeável foi de 0,713. Portanto, a análise apontou que não houve diferença significativa entre os períodos de setembro de 2020 e março de 2021. Contudo, as diferenças observadas podem ser resultantes dos erros inerentes do próprio processo de classificação do uso e ocupação da terra.

A microbacia hidrográfica do São Tomás (P2) apresentou o maior percentual de área vegetada em setembro de 2020, enquanto em março de 2021, o maior valor foi verificado na microbacia hidrográfica do Buriti (P6). Quanto ao solo exposto, em setembro de 2020 os maiores percentuais foram apresentados pela microbacia do Córrego Buriti (P6), e em março foram exibidos pela região ocupada pelo Córrego São Tomás de Baixo (P3). No que se refere ao solo impermeável, a área em que está situado o Córrego Barrinha (P4) foi a que exibiu maior percentagem nos dois períodos avaliados.

Com relação aos usos específicos do solo, tentou-se identificar por meio de imagens de satélite e visitas em campo os locais mais relevantes situados nas proximidades dos corpos hídricos estudados, os quais podem estar envolvidos com a qualidade da água. A Figura 4.4 exhibe os pontos mais importantes encontrados.



A partir dos dados obtidos, identificou-se a presença de três barramentos com retenção de água na região da bacia hidrográfica, alterando o fluxo de escoamento do fluido. Tais barramentos estão localizados nos dois clubes recreativos e no Parque Interlagos, situados nas microbacias hidrográficas do Córrego do Sapo (P1), São Tomás (P2) e São Tomás de Baixo (P3), respectivamente.

No Córrego São Tomás de Baixo (P3), além do barramento nas proximidades da confluência com Córrego do Sapo, ainda se identificou a presença de uma indústria de grãos, a qual realizava lançamento de seus efluentes líquidos no corpo hídrico após a etapa de tratamento.

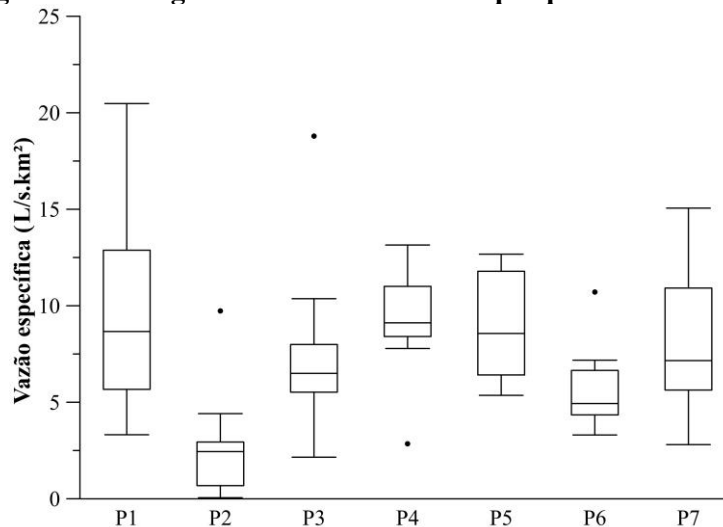
Já no Córrego Buriti (P6) observou-se a existência de um laticínio que também realizava o despejo de seus efluentes líquidos tratados no corpo d'água, além da presença de uma estação elevatória de esgoto (EEE). Adicionalmente, verificou-se a existência de contínuo lançamento de esgoto sanitário advindos de moradores da região, cabendo frisar que nem todas as residências dos bairros na bacia hidrográfica do Córrego Buriti (P6) possuíam, até o momento de realização da pesquisa, atendimento de coleta, afastamento e tratamento de esgoto sanitário.

4.3.2 Qualidade da água

4.3.2.1 Vazão específica e precipitação

A Figura 4.5 aponta o comportamento das vazões específicas apresentado por cada ponto de monitoramento analisado.

Figura 4.5 – Diagrama de caixa de vazões por pontos de coleta.



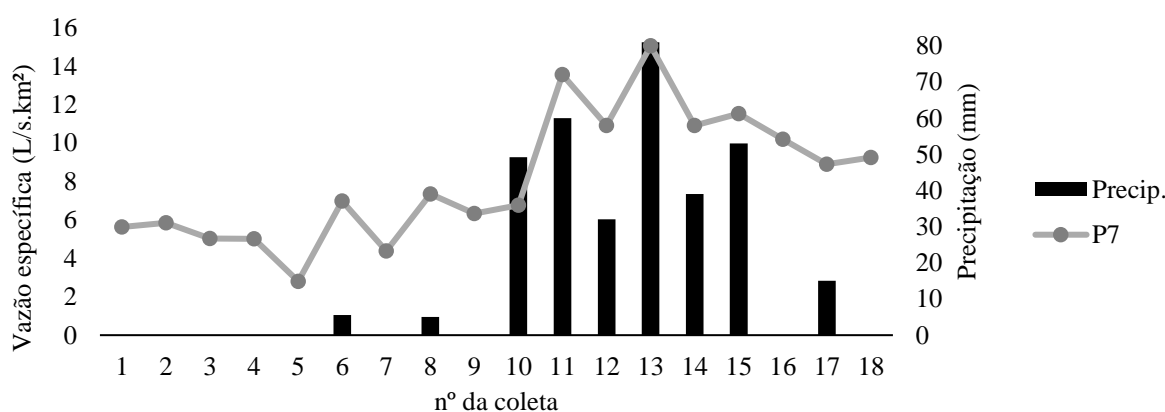
Fonte: Elaboração da autora (2021).

Nota-se que o P1, localizado no interior da microbacia hidrográfica onde está situada a nascente do Córrego do Sapo, foi o ponto com maiores valores de vazão específica de toda a bacia hidrográfica estudada, exibindo valor máximo de 20,48 L/s.km², mediana de 8,67 L/s.km², e valor mínimo de 3,32 L/s.km².

Desconsiderando os valores discrepantes (*outliers*), os outros pontos que obtiveram maiores valores de vazão foram P7, exutório da bacia hidrográfica, com vazão específica máxima de 15,06 L/s.km², seguido do P4 (Barrinha) com vazão específica máxima de 13,15 L/s.km², e do P5 (A. Rocha) com vazão específica máxima de 12,67 L/s.km², respectivamente. Com exceção *outliers*, os menores valores de vazão específica foram referentes ao P2, correspondente ao afluente São Tomás, apresentando vazão específica máxima de 4,41 L/s.km², (*outlier* na coleta de nº 13), e vazão específica mínima de 0,05 L/s.km².

A Figura 4.6 mostra a variação da vazão específica no exutório, ponto P7, da bacia hidrográfica do Córrego do Sapo ao longo da pesquisa, e apresenta os valores de precipitação acumulada no município de Rio Verde - GO, considerando os cinco dias anteriores a cada data de monitoramento.

Figura 4.6 – Vazão específica do exutório e precipitação acumulada dos 5 dias anteriores ao monitoramento.



Fonte: Elaboração da autora (2021).

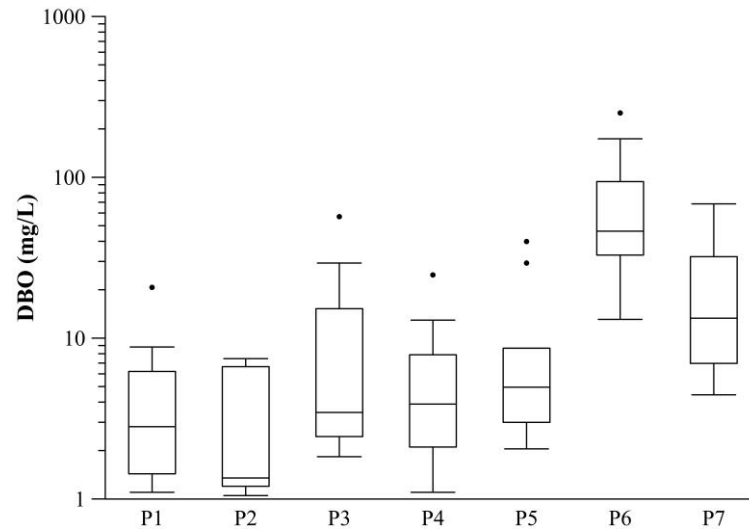
Observa-se que o P7 apresentou seus maiores valores de vazão específica nas coletas de número 13 (15,06 L/s. km²), 11 (13,57 L/s.km²) e 15 (11,52 L/s.km²), coincidentes com as três maiores precipitações acumuladas, nos dias 06 de fevereiro, 09 de janeiro e 13 de março, todas do ano de 2021.

Verifica-se que as coletas com maiores precipitações nos cinco dias anteriores foram àquelas situadas entre os números de 10 a 15, entre as datas de 12 de dezembro de 2020 e 13 de março de 2021, coincidentes com o período chuvoso. Nota-se ainda que entre a coleta de número 1 e 5 (08 de agosto a 03 de outubro de 2020) não houve nenhuma chuva de acordo com os critérios examinados, correspondendo ao período de seca da pesquisa.

4.3.2.2 DBO_{5,20}

As análises de DBO_{5,20} começaram a ser realizadas a partir da coleta de número 3, no dia 05 de setembro de 2021. Ao todo foram realizadas dezesseis análises do referido parâmetro para cada um dos sete pontos avaliados por esta pesquisa. Os resultados obtidos são exibidos através da Figura 4.7.

Figura 4.7 – Diagrama de caixa de DBO_{5,20} por pontos de coleta.

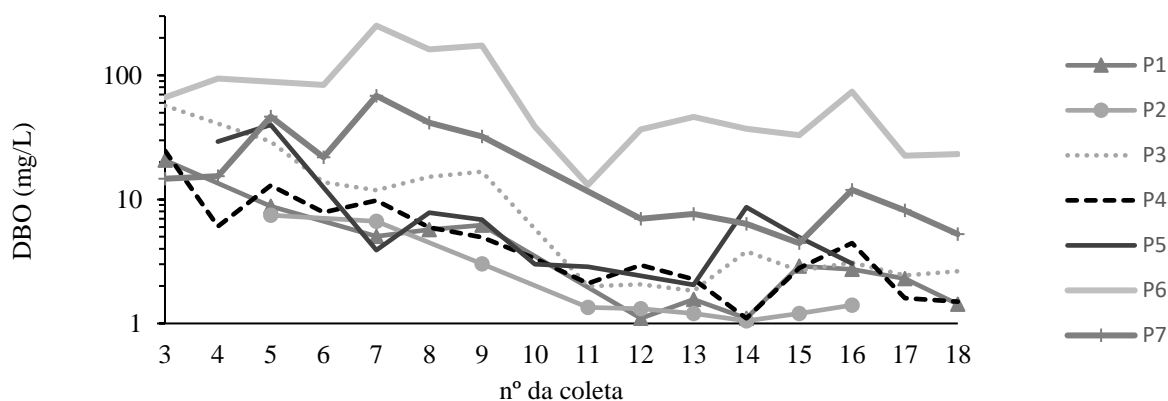


Analisando-se o diagrama de caixa contido na Figura 4.7, percebe-se que os maiores valores de DBO_{5,20} foram aqueles apresentados pelo P6 (Buriti). No referido ponto a concentração máxima de DBO_{5,20}, desconsiderando os *outliers*, foi de 173,67 mg/L. Ressalta-se que o valor discrepante, 251,13 mg/L, com relação a DBO_{5,20} ocorreu na coleta de número 07 (07 de novembro de 2020), dia em que se verificou, por meio de visita em campo, a abertura da comporta da estação elevatória de esgoto (EEE), sendo flagrado o despejo de efluente sanitário sem tratamento no corpo hídrico. A concentração mediana de DBO_{5,20} para esse ponto foi de 46,24 mg/L.

O segundo ponto com valores mais elevados de DBO_{5,20} foi o P7, exultório do Córrego do Sapo, apresentando concentração máxima de 68,37 mg/L, e mediana de 13,31 mg/L. Salientando-se que tal ponto se encontrava a cerca de 200 metros do ponto P6. O terceiro local com maior concentração de DBO_{5,20} foi o P3 (São Tomás de Baixo), exibindo máximo de 29,31 mg/L, e *outlier* de 56,98 mg/L na coleta de número 3, indicando possibilidade de poluição pontual na referida ocasião.

Com relação aos outros pontos, P1, P2, P4 e P5, juntos estes apresentaram concentração média 6,06 mg/L de DBO_{5,20}. O comportamento de DBO_{5,20} de todos os sete pontos estudados é mostrado na Figura 4.8.

Figura 4.8 – DBO_{5,20} por pontos de monitoramento e dia de coleta.

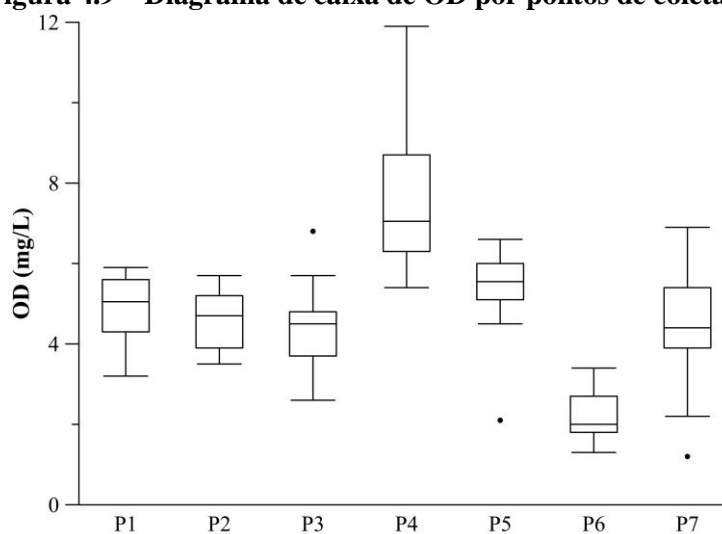


Fonte: Elaboração da autora (2021).

Constata-se por meio da Figura 4.8, que o P6 mostrou valores maiores que todos os outros pontos em todas as análises de DBO_{5,20}. Percebe-se ainda que a curva referente ao P7 também se mostrou superior aos outros pontos, com exceção de P6, em dez das dezesseis coletas. Os pontos, P6 e P7 apresentaram seus maiores valores de DBO_{5,20}, respectivamente, na coleta de número 7, dia em que houve o lançamento da estação elevatória de esgoto no corpo d'água.

4.3.2.3 OD

Em todas as dezoito coletas realizadas foram medidos os valores de OD (em campo) das amostras de água dos pontos avaliados. A Figura 4.9 exibe o desempenho dos pontos durante execução da pesquisa.

Figura 4.9 – Diagrama de caixa de OD por pontos de coleta.

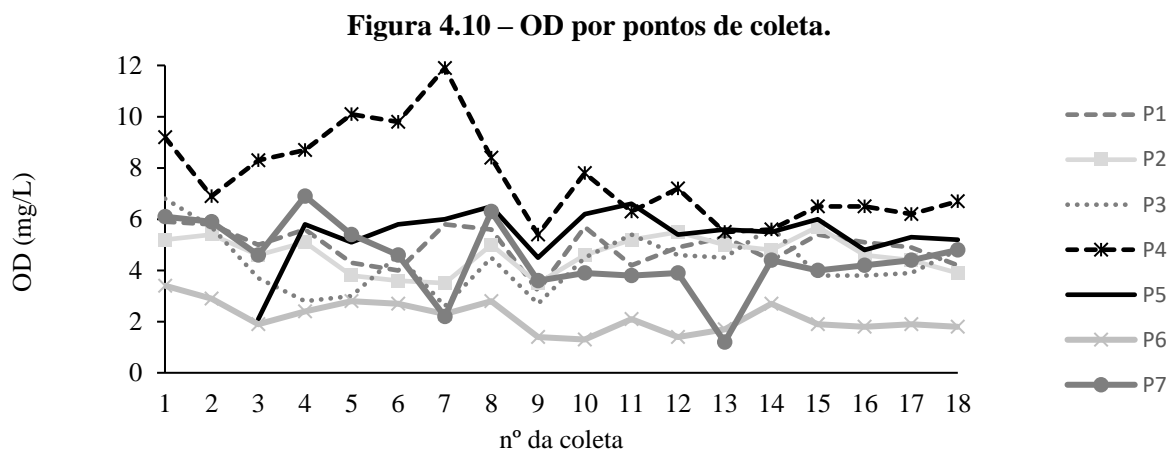
Fonte: Elaboração da autora (2021).

Observa-se através da Figura 4.9 que o P6 obteve os menores valores de OD quando comparado a todos os outros pontos. A concentração mediana de OD do referido ponto foi de 2,00 mg/L, apresentando ainda 75% dos dados inferiores à 2,73 mg/L.

Os pontos P1, P2 e P3 exibiram valores semelhantes de OD, agrupados obtiveram a média geral de 4,63 mg/L com desvio padrão de 0,91 mg/L. Entretanto, dentre os três o local que apresentou as menores concentrações de OD foi o ponto P3, com valor mínimo de 2,60 mg/L.

Com relação aos maiores valores de OD, estes estiveram presentes nos pontos P4 (11,90 mg/L), P7 (6,90 mg/L) e P5 (6,60 mg/L), respectivamente. No entanto, mesmo P7 sendo o segundo ponto a exibir maior valor de OD, este também foi o segundo a apresentar a menor concentração do mesmo parâmetro (2,20 mg/L e *outlier* de 1,20 mg/L), indicando grande variação de OD entre as campanhas de monitoramento, possuindo mediana de 4,40 mg/L.

As curvas de OD apresentadas pelos pontos em função do dia de coleta são dadas pela Figura 4.10.



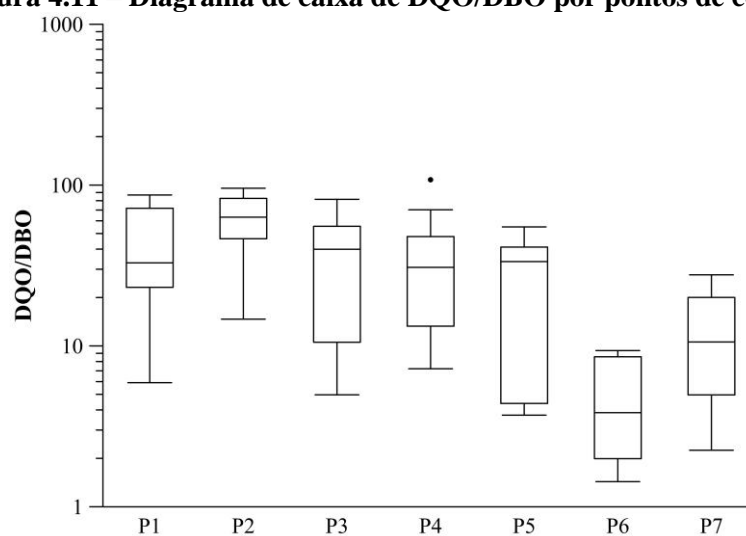
Fonte: Elaboração da autora (2021).

Através da Figura 4.10 percebe-se que o P4 exibiu maiores valores de OD que todos os outros pontos em dezessete das dezoito coletas realizadas, enquanto o P6 se mostrou menor que os outros pontos, em termos de OD, em dezesseis coletas. O único ponto que apresentou valores inferiores que P6 foi o P7 em duas ocasiões, coletas de número 7 (07 de novembro de 2020) e 13 (06 de fevereiro de 2021).

Destaca-se que P5 não apresentou valores nas duas primeiras coletas, ele só passou a ser estudado a partir da coleta de número 3.

4.3.2.4 DQO/DBO

Buscando maior compreensão dos dados referentes a biodegradabilidade da matéria orgânica das amostras de água, a presente pesquisa aponta a relação DQO/DBO em cada ponto, através da Figura 4.11.

Figura 4.11 – Diagrama de caixa de DQO/DBO por pontos de coleta.

Fonte: Elaboração da autora (2021).

A relação de DQO/DBO é utilizada para avaliar o grau de biodegradabilidade do corpo hídrico. Segundo Von Sperling (2011), tem-se que: DQO/DBO menor que 2,5 representa uma fração biodegradável elevada; DQO/DBO entre 2,5 e 3,5 representa uma fração biodegradável não elevada; e DQO/DBO maior que 3,5 e 4,0 representa uma fração não biodegradável (inerte) elevada.

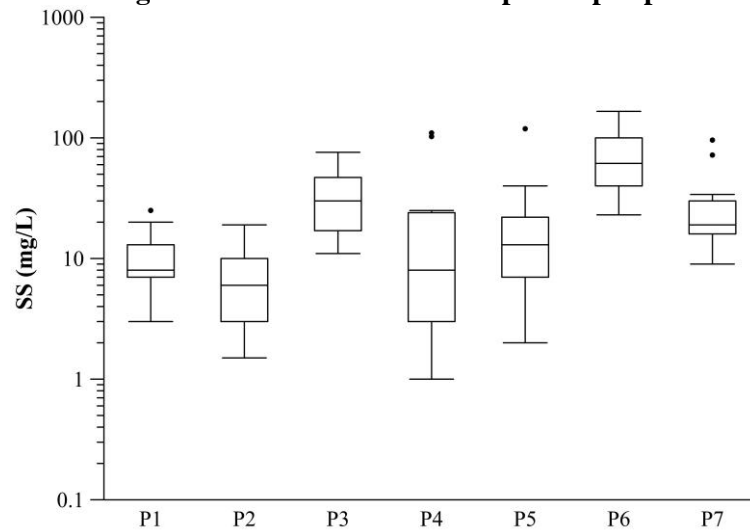
Constata-se através da Figura 4.11 que os pontos P1, P2, P3 e P4 tiveram 100% dos valores com relação DQO/DBO acima de 4 (fração inerte elevada). Portanto, somente P5, P6 e P7 exibiram valores da relação citada abaixo de 4, e apenas P6 e P7 registraram valores inferiores a 2,5 (fração biodegradável elevada).

Nota-se que, dentre todos os pontos, P6 foi o que apresentou os menores valores de DQO/DBO, seguido posteriormente de P7 e P5. O valor mínimo da relação obtido por P6 foi de 1,43, enquanto a mediana foi de 3,85, devendo-se destacar que 25% dos dados foram inferiores a 2,23. Quanto ao P7 e P5, ambos apresentaram mais de 75% dos valores superiores a 4, indicando que possuíam na maior parte da pesquisa fração inerte elevada.

4.3.2.5 Sólidos suspensos (SS)

Durante a realização da pesquisa, obteve-se o comportamento de sólidos suspensos por meio de dezesseis análises para cada ponto estudado. A Figura 4.12 ilustra os resultados obtidos.

Figura 4.12 – Diagrama de caixa de sólidos suspensos por pontos de coleta.



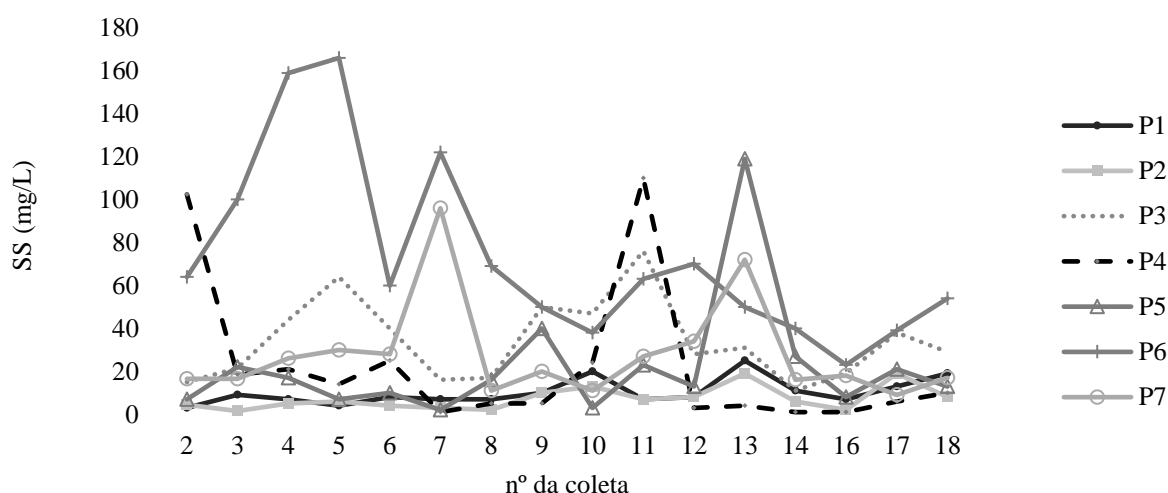
Fonte: Elaboração da autora (2021).

Avaliando o comportamento de sólidos suspensos para cada ponto, percebe-se que os valores mais elevados do parâmetro foram exibidos pelo ponto P6. O valor máximo de SS do ponto foi 166,00 mg/L, e mínimo foi de 23,00 mg/L, enquanto sua mediana esteve em 61,50 mg/L. Desconsiderando os *outliers*, o segundo ponto a apresentar maiores concentrações de SS foi o P3, máximo de 76,00 mg/L e mediana de 30,00 mg/L, seguido do P5, máximo de 40,00 mg/L e mediana de 13,00 mg/L.

Os menores valores de SS foram exibidos pelos pontos P4, mínimo de 1,00 mg/L e mediana de 8,00 mg/L, e P2, mínimo de 1,50 mg/L e mediana de 6,00 mg/L. Quanto aos outros pontos, com relação a SS, P1 apresentou mediana de 8,00 mg/L e P7 mediana de 19,00 mg/L.

O comportamento das curvas de sólidos suspensos em função do número da coleta é exibido pela Figura 4.13.

Figura 4.13 – Sólidos suspensos por pontos de coleta.



Fonte: Elaboração da autora (2021).

Analisando os resultados obtidos por cada ponto nas dezesseis campanhas de monitoramentos, percebe-se que o ponto P6 obteve as concentrações mais altas de SS em doze dessas coletas.

4.3.2.6 Classificação da qualidade da água da bacia hidrográfica do Córrego do Sapo

Após a obtenção dos resultados de DBO_{5,20} e OD das amostras dos corpos hídricos estudados, foi realizada a classificação da qualidade da água da bacia hidrográfica do Córrego do Sapo, de acordo com os critérios estabelecidos pela resolução nº 357 do CONAMA de 2005, priorizando parâmetro mais restritivo.

Ressalta-se que em virtude do número de análises, cada ponto obteve diferentes classificações ao longo da pesquisa. A Tabela 4.4 exibe as porcentagens do tempo de permanência, apresentadas pelos pontos, para cada classe de qualidade da água.

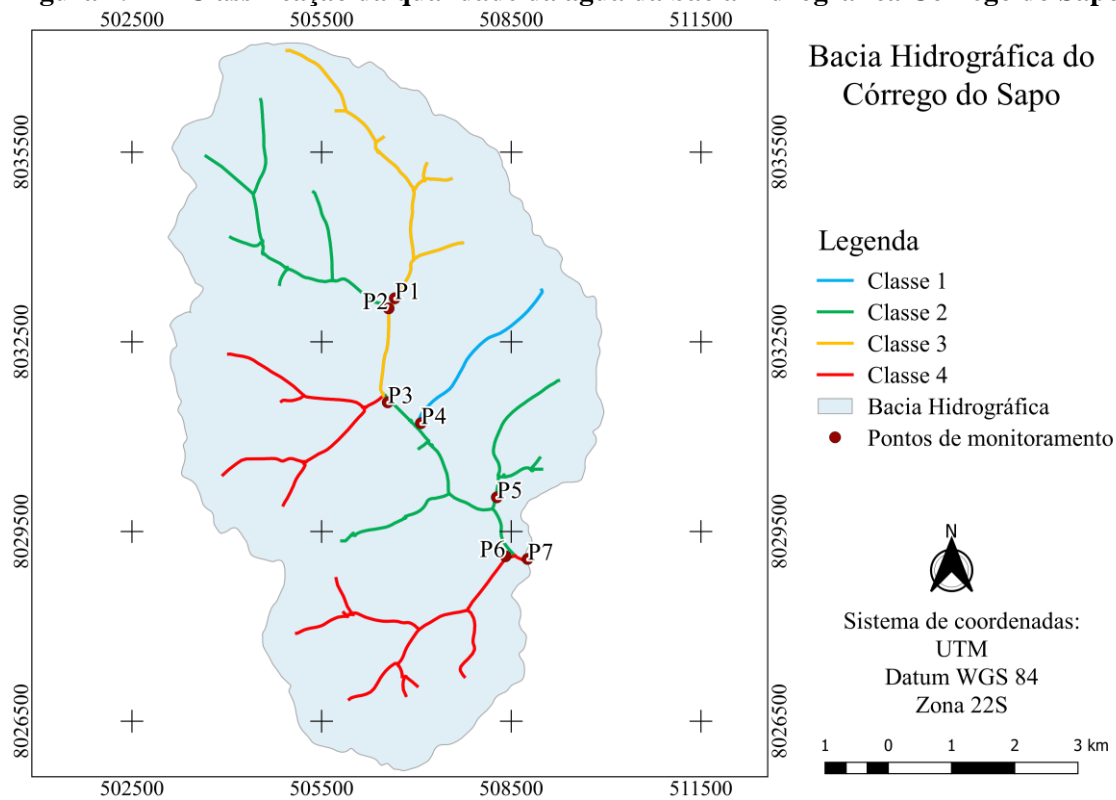
Tabela 4.4 – Percentual do tempo de permanência na classe de qualidade da água.

Pontos	Classe 1 (%)	Classe 2 (%)	Classe 3 (%)	Classe 4 (%)
P1	-	38,9	50,0	11,1
P2	-	44,4	27,8	27,8
P3	5,6	16,7	22,2	55,6
P4	38,9	27,8	22,2	11,1
P5	12,5	43,8	25,0	18,8
P6	-	-	-	100,0
P7	5,6	5,6	22,2	66,7

Fonte: Elaboração da autora (2021).

Para a realização do processo de classificação dos trechos considerou-se a classe predominante (maior tempo de permanência) em cada corpo hídrico, através dos resultados obtidos para os pontos de monitoramento. A classificação principal da bacia hidrográfica do Córrego do Sapo é exibida pela Figura 4.14.

Figura 4.14 – Classificação da qualidade da água da bacia hidrográfica Córrego do Sapo.



Fonte: Elaboração da autora (2021).

Perante a classificação realizada da bacia hidrográfica estudada, percebe-se que apenas o afluente do ponto P4 (Córrego Barrinha) esteve, na maior parte do tempo, dentro dos parâmetros estabelecidos para a classe 1. Os trechos dos pontos P2 (Córrego São Tomás), P5 (A. Rocha) e entre P3 e P6 (parte do Córrego do Sapo) foram classificados como classe 2. O Córrego do Sapo, desde sua nascente até o ponto de confluência com o ponto P3 (Córrego São Tomás de Baixo), foi classificado como classe 3, enquanto os córregos afluentes dos pontos P3 (São Tomás de Baixo), P6 (Buriti) e exutório do Córrego do Sapo, P7, foram classificados como classe 4.

Salienta-se que os locais com piores classes de qualidade da água foram aqueles situados a jusante de barramentos, próximos de bairros em que não há o completo fornecimento da rede de esgoto e de áreas em que são exercidas atividades de cunho industrial.

A partir de consulta à resolução nº 357 do CONAMA e dos resultados da classificação realizada obteve-se os usos da água indicados para cada trecho estudado (Quadro 4.1).

Quadro 4.1 – Usos indicados de acordo com a classe de qualidade da água.

Classe	Trecho	Destinação
1	Nascente do Barrinha até P4	<ul style="list-style-type: none"> - Abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; - Proteção das comunidades aquáticas; - Recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho; - Irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película
2	<p>Nascente do São Tomás até P2</p> <p>Nascente do A. Rocha até P5</p> <p>Córrego do Sapo de P3 até P6</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; - Proteção das comunidades aquáticas; - Recreação de contato primário; - Irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; - Aquicultura e a atividade de pesca.
3	Nascente do Córrego do Sapo até P3	<ul style="list-style-type: none"> - Abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; - Irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; - Pesca amadora; - Recreação de contato secundário; - Dessedentação de animais.
4	<p>Nascente do São Tomás de Baixo até P3</p> <p>Nascente do Buriti até P7</p> <p>Córrego do Sapo de P6 até P7</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Navegação; - Harmonia paisagística.

Fonte: Adaptado da Resolução nº 357 do CONAMA (2005).

Desse modo, obteve-se que cada trecho estudado apresentou distintas recomendações de uso da água, conforme a classe de qualidade predominante durante a execução da pesquisa.

Sendo o corpo hídrico a montante do ponto P4 (Córrego Barrinha) o local com maior possibilidade de usos mais exigentes, e os córregos afluentes do P3 (São Tomás de Baixo), P6 (Buriti) e exutório da bacia hidrográfica do Córrego do Sapo (P7), as regiões recomendadas para usos menos severos quanto a qualidade da água.

4.4 Discussão

Avaliando-se os resultados de uso e ocupação da terra obtidos pela pesquisa, constata-se que as alterações percebidas entre as duas datas analisadas, 25 de setembro de 2020 e 30 de março de 2021, não refletem diferenças significativas entre os períodos seco e chuvoso, considerando o teste t de Student com significância (α) de 5%.

Quanto ao comportamento individual de cada microbacia hidrográfica, acredita-se que os maiores valores, em termos de porcentagem, no uso e ocupação da terra na classe vegetação tenham ocorrido nas regiões dos córregos afluentes dos pontos P2 (São Tomás) e P6 (Buriti), pelo fato de ambas apresentarem menores áreas de solo impermeável, quando comparadas com as outras microbacias hidrográficas. Ademais, a região do P4 (Barrinha) apresentou os maiores percentuais de solo impermeável e menores de vegetação, refletindo a sua alta urbanização.

Com relação ao solo exposto, as microbacias hidrográficas Buriti (P6) e São Tomás de Baixo (P3) exibiram os maiores valores percentuais dessa classe, e pode estar associado ao fato de as duas microbacias hidrográficas estarem sujeitas às oscilações decorridas do calendário agrícola, além da instalação de novos loteamentos.

Salienta-se que no ano 2021, o plantio da segunda safra de milho se estendeu até meados de março, em decorrência do atraso na colheita da soja (BAASCH, 2021). Portanto, imagina-se que tal fator possa ter influenciado a elevação da porcentagem envolvendo o solo exposto e a diminuição do percentual de vegetação em março de 2021. Haja vista que em setembro de 2020 o plantio da soja na região ainda não havia começado, logo, o solo ainda se encontrava com cobertura vegetal. Sendo a técnica de cobertura com palhagem comumente utilizada no período de entressafra, visando a proteção do solo (CREMONEZ, 2018; NASCENTE; STONE, 2018; SOARES, M. B. *et al.*, 2021).

No que se refere as vazões identificadas pelo estudo, percebeu-se que os maiores valores no exutório da bacia hidrográfica Córrego do Sapo (P7) foram coincidentes com as coletas em

que houve os valores mais elevados de chuva, considerando a precipitação acumulada nos cinco dias anteriores a cada data de monitoramento.

Analisando os parâmetros de qualidade da água registrados pela presente pesquisa, constatou-se que o ponto P6 (Córrego Buriti) foi o que se mostrou com pior desempenho. O referido corpo hídrico exibiu os mais elevados valores de $DBO_{5,20}$, os mais baixos teores de OD, as maiores concentrações de sólidos suspensos. Salienta-se também que durante o monitoramento, o córrego apresentava cor turva, cheiro forte, indicando que provavelmente havia o lançamento de efluentes não tratados ou com tratamento ineficiente em suas águas.

Cabendo a esta pesquisa evidenciar que o ponto P6 (Córrego Buriti) e o ponto P7 (exutório do Córrego do Sapo) foram os únicos locais a apresentarem valores da relação DQO/DBO que indicaram fração biodegradável elevada, reforçando a ideia de que nessas regiões poderiam haver focos de poluição oriundos de esgoto doméstico bruto (VON SPERLING, 2011). Entretanto, somente P6 exibiu valores que o caracterizaram como possuidor de uma fração biodegradável elevada em relevante parte das campanhas de monitoramento, correspondente a cerca de 25%.

Em decorrência da proximidade entre os pontos P6 e P7 (cerca de 200 m), acredita-se que os valores dos parâmetros de qualidade da água do ponto P7 tenham sido influenciados pelo lançamento do afluente do ponto P6. Entretanto, vale informar que o P7 também estava localizado a jusante de uma estação elevatória de esgoto, sendo flagrado o despejo de efluente sanitário sem tratamento em duas ocasiões, sendo uma delas coincidente com a coleta de número 7, dia de monitoramento em que o ponto exibiu o seu maior valor de $DBO_{5,20}$ (68,37 mg/L), a sua maior concentração de SS (96mg/L) e o seu segundo menor valor de OD (2,20 mg/L).

Outra situação importante verificada durante as coletas em campo foram as obras de modificação do leito e dos taludes próximas do ponto P6, as quais provavelmente contribuíram para a elevação da quantidade de SS em suas águas.

Adicionalmente, deve-se frisar que a partir dos resultados de classificação do uso e ocupação da terra, obteve-se que a microbacia hidrográfica do ponto P6 apresentou os maiores valores percentuais de solo exposto em setembro de 2020, e o segundo maior em março de 2021. Tal fato também pode estar relacionado com a alta quantidade de sólidos suspensos obtida no ponto P6, favorecendo o processo de assoreamento na região (HENRIQUES *et al.*, 2015; PAULA, 2011; SANTOS *et al.*, 2019).

Outro corpo hídrico que se destacou negativamente foi o afluente do ponto P3 (Córrego São Tomás de Baixo), sendo o terceiro a exibir concentrações mais elevadas de $DBO_{5,20}$, e o terceiro a apresentar as menores concentrações de OD, perdendo em ambos os casos somente para os pontos P6 e P7. O ponto P3, desconsiderando os *outliers*, foi o segundo local do estudo a exibir as maiores concentrações de SS, ficando atrás somente do ponto P6.

Destacando que durante a realização da pesquisa encontrou-se a presença de algas no leito do curso da água pertencente ao P3, indicativo do processo de eutrofização no córrego (MOLINARI, 2015; VON SPERLING, 2011), fator que pode contribuir para os valores inferiores de OD e elevados de $DBO_{5,20}$. A existência de algas no córrego pode estar relacionada com a elevação dos nutrientes (BLAAS; KROEZE, 2016), pelos lançamentos de efluentes da indústria de grãos e também em razão da presença do barramento de água a montante do ponto de monitoramento.

Ademais, as microbacias hidrográficas dos pontos P6 e P3 foram as que obtiveram os maiores valores percentuais de solo exposto, e que provavelmente colaborou no carreamento de sedimentos para o leito dos córregos, visto que a falta de vegetação e a movimentação do solo favorecem os processos erosivos, de intemperismo e o carreamento de poluentes aos corpos hídricos (MOLINARI, 2015; MORUZZI *et al.*, 2012). Sendo o escoamento de águas pluviais uma das principais vias para que ocorra a elevação dos nutrientes no ambiente aquático (MARTINS, 2016; MEDEIROS, 2020; MOLINARI, 2015; PEREIRA *et al.*, 2020).

Dos sete pontos estudados, cinco (P1, P2, P3, P4, P5) obtiveram suas maiores concentrações de sólidos suspensos nas duas campanhas de monitoramento de maior precipitação acumulada nos cinco dias anteriores, coletas número 13 e 11. Os únicos pontos que não tiveram seus valores de pico de SS coincidentes com os dias supracitados foram P6 e P7, locais que tiveram a qualidade da água também influenciada por prováveis fontes de poluições pontuais.

Através da análise dos parâmetros de OD e $DBO_{5,20}$ em cada ponto de monitoramento, foi possível realizar a classificação de cada afluente do Córrego do Sapo, e de trechos no próprio corpo hídrico. Comparando-se as classificações obtidas com os parâmetros de qualidade da água observados, notou-se que os pontos que tiveram os piores valores nos parâmetros estudados foram os mesmos que exibiram as piores classes de qualidade de água. Sendo os afluentes dos pontos P3, P6 e P7 classificados como classe 4.

Em decorrência dos aspectos negativos encontrados nos parâmetros de qualidade da água nos locais supracitados, acredita-se que eles possam estar relacionados com os usos específicos

verificados da bacia hidrográfica, situados próximos às margens dos corpos hídricos, haja vista que o uso e ocupação da terra estão relacionados com a qualidade da água (MOLINARI, 2015; VON SPERLING, 2014).

No córrego do ponto P3, acredita-se que as atividades exercidas pelo complexo da indústria de grãos, existente na região, sejam impactantes ao corpo d'água, por sua ampla extensão territorial, a sua grande capacidade e variabilidade de produção. Na indústria são produzidos rações, fertilizantes, óleo de soja refinado, e outros derivados de grãos, provocando, provavelmente, o aumento da quantidade de nutrientes lançados do corpo hídrico, favorecendo o processo de eutrofização (BLAAS; KROEZE, 2016). Como a indústria possui tratamento de efluentes, acredita-se que este possa ter sido realizado de modo ineficiente no período de desenvolvimento da pesquisa, prejudicando a qualidade da água a jusante do lançamento.

Quanto ao curso da água do ponto P6, acredita-se que a principal poluição pontual da microbacia hidrográfica seja advinda dos lançamentos clandestinos dos próprios moradores da região, haja vista que se identificou, por meio de visita em campo, um ponto com o despejo contínuo de esgoto bruto, com cor acinzentada e odor desagradável. Acredita-se que uma segunda fonte de poluição possa ser oriunda do laticínio nas proximidades do ponto P6, visto que a empresa realiza o despejo dos efluentes no corpo hídrico após a etapa de tratamento.

Com melhor desempenho em termos de qualidade no que se refere ao OD e a $DBO_{5,20}$, o ponto P4, registrou maiores os maiores valores de OD; exibiu relevante quantidade de valores baixos de $DBO_{5,20}$, sendo estes em sete coletas inferiores a 3,00 mg/L (valor máximo estabelecido para corpos hídricos de classe 1); registrou baixa fração biodegradável, visto que todas as suas relações entre DQO/DBO foram superiores a 4; e foi o único corpo hídrico classificado como classe 1.

Acredita-se que essa situação do córrego afluente do P4 seja justificada pelo fato de o corpo hídrico: apresentar pequena lâmina d'água, contendo ainda a presença de escadas hidráulicas em seu percurso, favorecendo sua capacidade de reaeração; não possuir indústrias de grande porte em sua região, não sendo foco de poluições pontuais; e estar em uma área fortemente povoada, susceptível a fiscalização não só dos órgãos ambientais como também da própria população.

Ressalta-se que o corpo hídrico com pior qualidade de água, afluente do P6, foi o que obteve menor área urbana (solo impermeável) dentro de sua microbacia hidrográfica. Sua menor qualidade pode estar relacionada com o fato de o córrego estar localizado em uma região menos povoada e periférica, sujeitando-o a estar menos fiscalizado pelos órgãos ambientais,

possibilitando a ocorrência de poluições pontuais por parte de indústrias e pelo lançamento de esgoto clandestino dos próprios moradores da região.

A partir dos resultados obtidos, percebeu-se que a bacia hidrográfica estudada por ter recebido distintas classes de qualidade de água, obteve variadas recomendações de uso, conforme a Resolução nº 357/2005 do CONAMA. As indicações de uso mais restritivas ocorreram nos córregos afluentes dos pontos: P3, e foi observado a presença de pesca, de recreação de contato primário, e harmonia paisagística; P6 e P7, e foram verificados a utilização da água para dessedentação de animais e paisagismo. Ademais, ressalta-se que o Córrego do Sapo é um dos afluentes do corpo hídrico responsável pelo abastecimento de Santa Helena de Goiás.

Comparando-se o uso da água realizado com o recomendado pela normativa federal (Resolução nº 357/2005), notou-se que nos trechos classificados como classe 4, as principais atividades exercidas não deveriam ocorrer, haja vista que nesses locais as únicas destinações deveriam ser aquelas que envolvessem a navegação e a harmonia paisagística.

4.5 Conclusões

Constatou-se que a microbacia hidrográfica do ponto P4, com maior porcentagem de solo impermeável (área urbana), foi a que obteve os melhores aspectos de qualidade da água referentes a OD e DBO_{5,20}, com exceção do parâmetro SS. Credita-se esse comportamento positivo ao fato de o corpo hídrico exibir uma configuração propícia (escadas hidráulicas) ao processo de reaeração.

As duas microbacias hidrográficas com maiores percentuais de solo exposto, e com pior qualidade da água, nas quais estão inseridos os pontos P6 e P3, foram as mesmas a apresentarem as mais elevadas concentrações de SS. Sendo ambas expostas a focos de poluições pontuais e difusas.

Quanto as poluições pontuais, acredita-se que as principais fontes de poluição sejam de esgoto doméstico nas proximidades dos corpos hídricos estudados, seguidos da indústria de grãos na região da microbacia hidrográfica do ponto P3 e do laticínio na região do ponto P6. Adicionalmente, em virtude da existência do barramento de água no córrego do ponto P3, da verificação *in loco* da presença excessiva de algas, e dos altos valores de SS, acredita-se que

outro fator que tenha contribuído para as altas concentrações de $DBO_{5,20}$ e baixos valores de OD seja o processo de eutrofização.

Com relação às poluições difusas, foram identificados usos e ocupações do solo ao longo dos corpos hídricos que podem ter contribuído para o acúmulo de sedimentos e nutrientes nos mesmos. Tais atividades envolvem o carreamento de partículas sólidas pela drenagem das áreas com maiores presenças de solo exposto e a realização de obras de movimentação de taludes verificadas durante o período de monitoramento. Devendo-se evidenciar que os maiores valores de vazão e elevados valores de SS foram observados nos períodos com maior incidência de chuva.

Verificou-se que algumas atividades estão contrariando os usos da água indicados pela Resolução nº 357/2005 do CONAMA, podendo gerar prejuízos à saúde humana e animal se essa situação se mantiver. Os córregos em que se conferiu tal situação foram os afluentes dos pontos P6, P3, e P7, sendo todos os trechos classificados como classe 4.

4.6 Referências bibliográficas (Capítulo 1 - Artigo 1)

ALVES, S.; SCOPEL, I.; MARTINS, A. P.; ALVES, W. Análise Morfométrica da Bacia do Ribeirão das Abóboras – Rio Verde (GO). **Geociências**, v. 35, n. 4, p. 652–667, 2016.

ALVES, W. dos S.; MORAES, W. A. Qualidade e estado trófico da água do córrego Barrinha localizado no município de Rio Verde, sudoeste de Goiás, Brasil. **Geoambiente On-line**, n. 26, p. 1–18, 2016.

ARAÚJO, D. C. de; DA SILVA, P. O. da; CURI, W. F.; CABRAL, J. J. da S. P. Multicriteria analysis applied to the management of urban pluvial waters. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 22, 2017.

BAASCH, A. Plantio da safrinha de milho inicia em Rio Verde (GO), mas janela será curta. **SAFRAS & Mercado**, 2021. Disponível em: <<https://news.safras.com.br/plantio-da-safrinha-de-milho-inicia-em-rio-verde-go-mas-janela-sera-curta/>>. Acesso em: 24 jun. 2021.

BLAAS, H.; KROEZE, C. Excessive nitrogen and phosphorus in European rivers: 2000-2050. **Ecological Indicators**, v. 67, p. 328–337, 2016.

BRITO, N.; SANTOS, G. O.; RODRIGUES, G. A. Sistema de reuso de água da chuva para residências pequenas (70 m²) no município de Rio Verde, Goiás, centro-oeste, Brasil. **Ciência & Tecnologia**, v. 12, n. 1, p. 56–66, 2020.

CASTRO, P. A. L.; SANTOS, G. O. Condições climáticas como ferramenta de planejamento agrícola e urbano, o caso do município de Rio Verde, Goiás. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente, Maringá (PR)**, v. 14, n. 3, 2021.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. . Brasil: Diário Oficial da União. , 2005

CREMONEZ, F. E. **Uso de plantas de cobertura na entressafra de milho e soja**. 2018. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Marechal Cândido Rondon, Paraná, 2018.

HENRIQUES, J. A.; BARROS, J. de S.; FREITAS, C. C. de; COURA, M. de A.; OLIVEIRA, R. IX-024 - Variação de sólidos suspensos em águas de drenagem urbana, poluídas por esgotos sanitários. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 28., 2015, Rio de Janeiro. **Anais [...]** Rio de Janeiro: ABES, 2015, p. 1–8.

HOEKSTRA, A. Y.; BUURMAN, J.; VAN GINKEL, K. C. H. Urban water security: A review. **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 5, 2018.

LIMA, B. P.; MAMEDE, G. L.; LIMA NETO, I. E. Monitoring and modeling of water quality in a semiarid watershed. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 23, n. 1, p. 125–135, 2018.

LIU, J.; SHEN, Z.; CHEN, L. Assessing how spatial variations of land use pattern affect water quality across a typical urbanized watershed in Beijing, China. **Landscape and Urban Planning**, v. 176, p. 51–63, ago. 2018.

LOPES SOBRINHO, O. P.; SANTOS, L. N. S.; SANTOS, G. O.; CUNHA, F. N.; SOARES, F. A. L.; TEIXEIRA, M. B. Balanço hídrico climatológico mensal e classificação climática de Köppen e Thornthwaite para o município de Rio Verde, Goiás. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 27, p. 19–33, 2020.

MARTINS, F. C. O. Limnological characterization and application of DPSIR model aimed at integrated assessment of lacustrine hydrographic basins. **Ambiência**, v. 12, n. 2, p. 573–597, 2016.

MEDEIROS, D. L. R. de. **Análise da qualidade da água do Riacho das Piabas para o reúso agrícola**. 2020. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Campina Grande, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Campina Grande, 2020.

MOLINARI, B. S. **Modelagem espacial da qualidade de água na bacia do Rio Piabanha/RJ**. 2015. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Rio de Janeiro, 2015.

MORUZZI, R. B.; DA CONCEIÇÃO, F. T.; SARDINHA, D. de S.; HONDA, F. P.; NAVARRO, G. R. B. Avaliação de cargas difusas e simulação de autodepuração no Córrego da Água Branca, Itirapina (SP). **Geociencias**, v. 31, n. 3, p. 447–458, 2012.

NASCENTE, A. S.; STONE, L. F. Cover Crops as Affecting Soil Chemical and Physical Properties and Development of Upland Rice and Soybean Cultivated in Rotation. **Rice Science**, v. 25, n. 6, p. 340–349, 1 nov. 2018.

NAZEMI, A.; MADANI, K. Urban water security: Emerging discussion and remaining challenges. **Sustainable Cities and Society**, v. 41, p. 925–928, ago. 2018.

PARREIRA, A. G. B.; MARASCA, I.; SOLINO, A. J. da S.; SANTOS, G. O. Balanço Hídrico Climatológico Para O Município De Rio Verde, Goiás. **Científic@ - Multidisciplinary Journal**, v. 6, n. 1, p. 26–33, 2019.

PAULA, L. M. **Avaliação da qualidade da água e autodepuração do Rio Jordão, Araguari (MG)**. 2011. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Uberlândia, 2011.

PEREIRA, M. A. B.; ALVES, W. dos S.; OLIVEIRA, L. D.; MORAIS, W. A.; LIMA, L. O.; NUNES, N. da C. Qualidade Hídrica da Cachoeira do Rio São Tomás, no Município de Rio Verde, Goiás, Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, n. 01, p. 377–390, 2020.

PIMENTA, S. M.; PEÑA, P. A.; GOMES, P. S. Aplicação de métodos físicos, químicos e biológicos na avaliação da qualidade das águas em áreas de aproveitamento hidroelétrico da bacia do rio São Tomás, município de Rio Verde – Goiás. **Sociedade & Natureza**, v. 21, n. 3, p. 393–412, 2009.

RODGER B. BAIRD, CHAIR EUGENE W. RICE, A. D. E. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23. ed. Whashington: Water Environment Federation, American Public Health Association , American Water Works Association, 2017.

SANTOS, G. O.; RIBEIRO, R. de L.; PARREIRA, T. P.; SILVA, D. F.; SILVA, K. A.; AZEREDO, C. F. Monitoramento da água em bacia hidrográfica com diferentes usos do solo no município de Rio Verde (GO). **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente, Maringá (PR)**, v. 12, n. 1, p. 249–271, 2019.

SILVA, M. I.; GONÇALVES, A. M. L.; LOPES, W. A.; LIMA, M. T. V.; COSTA, C. T. F.; PARIS, M.; FIRMINO, P. R. A.; DE PAULA FILHO, F. J. Assessment of groundwater quality in a Brazilian semiarid basin using an integration of GIS, water quality index and multivariate statistical techniques. **Journal of Hydrology**, v. 598, jul. 2021.

SOARES, M. B.; TAVANTI, R. F. R.; RIGOTTI, A. R.; LIMA, J. P. de; FREDDI, O. da S.; PETTER, F. A. Use of cover crops in the southern Amazon region: What is the impact on soil physical quality? **Geoderma**, v. 384, p. 114796, 15 fev. 2021.

SOARES, S. S. **Modelagem da qualidade da água em um trecho do Rio dos Bois, Goiás**. 2018. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Goiás, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária, Goiânia, 2018.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. 2ª ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014.

_____. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4ª ed. Belo Horizonte: UFMG, 2011.

5 CAPÍTULO 2 – ARTIGO 2

**AUTODEPURAÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA NA ÁGUA DO CÓRREGO DO
SAPO NA ZONA URBANA DE RIO VERDE - GO**

RESUMO

Visando o adequado gerenciamento de recursos hídricos, há a necessidade de estudos que subsidiem a coleta de informações e as disponibilizem para a sociedade. Esta pesquisa teve por objetivos determinar a qualidade da água no Córrego do Sapo, trecho urbano de Rio Verde - GO, e prever a sua capacidade de autodepuração de matéria orgânica. Desenvolveu-se, durante nove meses, coletas de vazão e análises laboratoriais de OD e $DBO_{5,20}$ no corpo hídrico principal e em seus afluentes. A modelagem de qualidade da água foi feita através do modelo QUAL-UFMG. A capacidade de autodepuração de matéria orgânica foi obtida para quatro cenários de vazões. Os resultados apontaram que o Córrego do Sapo sofreu maior desequilíbrio de suas condições nos cenários de menores vazões, faixas 1 e 2, apresentando as maiores concentrações de $DBO_{5,20}$ e exibindo maiores extensões classificadas como classes 4 e 3, de acordo as disposições da Resolução nº 357/2005 do CONAMA. A análise de sensibilidade, realizada através da Simulação de Monte Carlo, apontou que os coeficientes de entrada do modelo relevantes na alteração das concentrações de OD foram K_d (coeficiente de decomposição) e K_2 (coeficiente de reaeração). Ademais, verificou-se que o afluente mais crítico, quanto a qualidade de água, correspondeu ao do ponto P8 (Córrego Buriti), seguido do ponto P4 (Córrego São Tomás de Baixo). O trecho com maior capacidade de re inserção de oxigênio e autodepuração da matéria orgânica está localizado após a confluência do corpo hídrico principal com o ponto P5 (Córrego Barrinha). O Córrego do Sapo apresentou satisfatória capacidade de autodepuração até a mistura com o ponto P8, na região a jusante da confluência ele teve suas condições de autodepuração reduzidas, não conseguindo reestabelecer seu equilíbrio dentro do trecho estudado.

Palavras-chave: Modelagem matemática; QUAL-UFMG; Gestão hídrica; Simulação de Monte Carlo.

ABSTRACT

Searching for a proper management of water resources, there is a need for studies that support the collection of information and make it available to society. This research aimed to determine the water quality in the Sapo stream, an urban stretch of Rio Verde - GO, and predict its capacity for self-purification of organic matter. For nine months, flow collections and laboratory analyzes of DO and BOD_{5.20} were carried out in the main water body and in its tributaries. The water quality modeling was performed using the QUAL-UFMG model. The self-purification capacity of organic matter was obtained for four flow scenarios. The results showed that the Sapo stream suffered a greater imbalance of its conditions in the scenarios of lower flows, bands 1 and 2, presenting the highest concentrations of BOD_{5.20} and exhibiting greater extensions classified as classes 4 and 3, in accordance with the Resolution No. 357/2005 of the CONAMA. The sensitivity analysis, carried out through the Monte Carlo Simulation, showed that the relevant model input coefficients in the alteration of DO concentrations were K_d (decomposition coefficient) and K_2 (reaeration coefficient). Furthermore, it was found that the most critical tributary, in terms of water quality, corresponded to point P8 (Buriti stream), followed by point P4 (São Tomás de Baixo stream). The stretch with the highest capacity for oxygen reinsertion and organic matter self-purification is located after the confluence of the main water body at point P5 (Barrinha stream). The Sapo stream presented satisfactory self-purification capacity until the mixture with the point P8, in the region downstream of the confluence it had its self-purification conditions reduced, not being able to reestablish its balance within the studied stretch.

Keywords: Mathematical modeling; QUAL-UFMG; Water management; Monte Carlo Simulation.

5.1 Introdução

O crescimento acelerado das populações urbanas e o consequente aumento da demanda de água, nas últimas décadas, proporcionaram considerável aumento da produção de águas residuais (HAN *et al.*, 2017). Tais efluentes acabam retornando aos cursos d'água. Deste modo, têm-se que os corpos hídricos desempenham papel importante na recepção, assimilação e transporte de águas residuais municipais, industriais, do escoamento de áreas urbanas e agrícolas (CASTAÑÉ; SÁNCHEZ-CARO; SALIBIÁN, 2015).

Em Rio Verde - GO, têm-se que o Córrego do Sapo e seus afluentes cruzam a zona urbana, e sofrem neste trajeto com a existência de efluentes oriundos de esgotos sanitários clandestinos, de galerias pluviais, além de poluentes provenientes do escoamento e da lixiviação na bacia hidrográfica. Estes corpos receptores acabam, desta forma, tendo prejuízos referentes a qualidade de suas águas, afetando por consequência as atividades neles desenvolvidas.

Dentre as consequência da poluição das águas pode-se citar a mortandade de peixes e organismos vivos, a deterioração dos aspectos estéticos, o impedimento da balneabilidade, a geração de odores, o risco de contaminação e a propagação de doenças de veiculação hídrica (CHAPMAN, 1996). Portanto, as implicações da redução da qualidade da água afetam não somente a biota aquática local, mas, também as diversas atividades desenvolvidas no corpo hídrico em estudo, visto que no Córrego do Sapo são encontradas atividades de pesca, irrigação de hortas, dessedentação de animais, além do mesmo vir a ser um dos afluentes do rio responsável pelo abastecimento da cidade de Santa Helena de Goiás.

Os corpos d'água receptores de efluentes que contenham matéria orgânica e outros poluentes passam por um processo de recuperação que ocorre naturalmente, conhecido por autodepuração, envolvendo outros subprocessos físicos, químicos e bioquímicos (BRAGA *et al.*, 2005; MOLINARI, 2015; VON SPERLING, 2011). Buscando-se evitar a degradação ambiental dos ambientes aquáticos, deve-se conhecer o processo de contaminação e também a capacidade de autodepuração dos corpos hídricos, visto que esta última está diretamente associada a capacidade de assimilação de efluentes que um curso d'água é capaz de receber (MORUZZI *et al.*, 2012; VON SPERLING, 2011).

Sendo a capacidade assimilativa de matéria orgânica determinada pelas concentrações naturais e os padrões de qualidade da água existentes (JAMSHIDI, 2019), torna-se importante conhecer as condições as quais o corpo hídrico está submetido. Assim, os dois principais

parâmetros de mensuração da qualidade de água, matéria orgânica e oxigênio dissolvido, são estabelecidos pela Resolução nº 357/2005 do CONAMA. Destacando-se que essas duas variáveis de análise são utilizadas pelos principais modelos matemáticos de qualidade de água.

Visando promover a conservação da água do Córrego do Sapo, e permitir o uso adequado do mesmo para as diversas atividades estabelecidas pela Resolução nº 357/2005 do CONAMA, o estudo de autodepuração se torna um material que pode ser utilizado para o gerenciamento da qualidade da água do referido corpo hídrico. Visto que através da modelagem matemática do estudo de autodepuração podem ser observados e simulados locais críticos que devem merecer atuação dos gestores públicos.

Destarte, o presente trabalho pretende contribuir com o conhecimento do comportamento do Córrego do Sapo na zona urbana de Rio Verde, avaliando a capacidade de autodepuração de matéria orgânica de suas águas.

5.2 Material e métodos

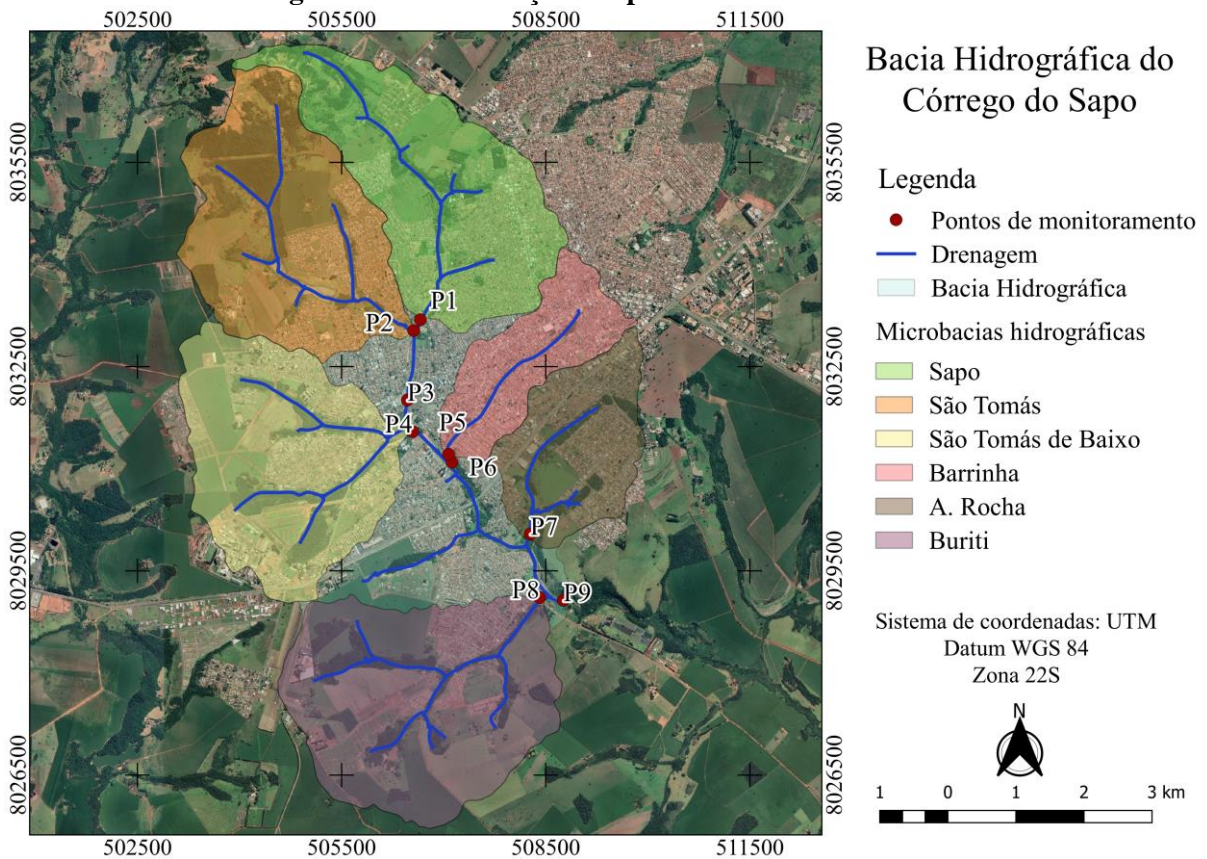
O presente estudo foi realizado no trecho urbano do Córrego do Sapo, localizado no município de Rio Verde - GO. A pesquisa envolveu a análise de qualidade da água associada ao estudo de autodepuração de matéria orgânica do corpo hídrico e aplicação do modelo matemático de qualidade de água QUAL-UFGM.

5.2.1 Qualidade da água

5.2.1.1 Bacia hidrográfica

A presente pesquisa envolveu o monitoramento dos aspectos de qualidade do Córrego do Sapo, no trecho urbano de Rio Verde - GO, durante o período de nove meses. O acompanhamento foi exercido de maneira periódica entre os meses de agosto de 2020 a abril de 2021, em intervalos de 14 (catorze) dias, abrangendo o período seco e chuvoso.

O monitoramento do corpo hídrico foi feito através da análise de nove pontos distribuídos, e em seus afluentes principais. Estando quatro destes pontos localizados no leito principal do Córrego do Sapo (P1, P3, P6, P9), e os outros cinco centrados em seus afluentes, a montante da confluência (P2, P4, P5, P7, P8). Sendo todos os pontos de monitoramento exibidos pela Figura 5.1.

Figura 5.1 – Localização dos pontos de monitoramento.

Fonte: Elaboração da autora (2021).

As coordenadas geográficas e as distâncias entre os trechos estudados são mostradas a seguir, através da Tabela 5.1.

Tabela 5.1 – Caracterização dos pontos de coleta.

Pontos	Latitude	Longitude	Trecho	Distância do trecho (km)	Córrego
P1	17°47'19.35"S	50°56'13.92"O	-	-	Sapo
P2	17°47'24.56"S	50°56'17.23"O	1-2	0,194	São Tomás
P3	17°47'57.76"S	50°56'20.42"O	2-3	1,045	Sapo
P4	17°48'12.91"S	50°56'17.71"O	3-4	0,554	São Tomás de Baixo
P5	17°48'23.63"S	50°55'59.88"O	4-5	0,618	Barrinha
P6	17°48'27.48"S	50°55'58.16"O	5-6	0,113	Sapo
P7	17°49'1.72"S	50°55'19.03"O	6-7	2,372	A. Rocha
P8	17°49'32.06"S	50°55'14.31"O	7-8	1,004	Buriti
P9	17°49'33.47"S	50°55'2.49"O	8-9	0,200	Sapo

Fonte: Elaboração da autora (2021).

No total, o trecho completo estudado, entre o primeiro e o último ponto de monitoramento, correspondeu a 6,1 km.

5.2.1.2 Parâmetros de qualidade da água e análise estatística

Durante a realização do estudo foram analisados os valores de demanda bioquímica de oxigênio em cinco dias à temperatura de 20°C (DBO_{5,20}) e oxigênio dissolvido (OD), além da medição dos valores de vazão do Córrego do Sapo e de seus tributários. Para a determinação dos valores de DBO_{5,20} utilizou-se a análise presente na seção 5210 B do livro *Standard Methods for examination of water and wastewater* (2017), enquanto para o OD empregou-se a análise da seção 4500-O G da mesma obra.

A análise estatística dos parâmetros de DBO_{5,20} e OD resultantes, por ponto de monitoramento, foi feita no *software* livre *Jamovi*, versão 1.6.23. Utilizou-se a análise de variância (ANOVA) para avaliar se havia ou não diferenças significativas entre os grupos amostrais (independentes). Para determinar entre quais grupos estavam as diferenças, empregou-se o teste de Tukey.

Na pesquisa considerou-se o nível de significância (α) de 5%. Dessa forma, o valor-p da ANOVA e o p_{tukey} do teste de Tukey se referiram a probabilidade de erro ao rejeitar a hipótese nula (considerada como aquela em que os grupos amostrais são iguais), e o valor utilizado como referência para verificar se havia ou não diferença significativa entre os grupos amostrais foi de 0,05. Dessa forma, para valores-p e p_{tukey} acima de 0,05 não se rejeitou a hipótese nula, sendo considerado que não havia diferença significativa entre os grupos amostrais.

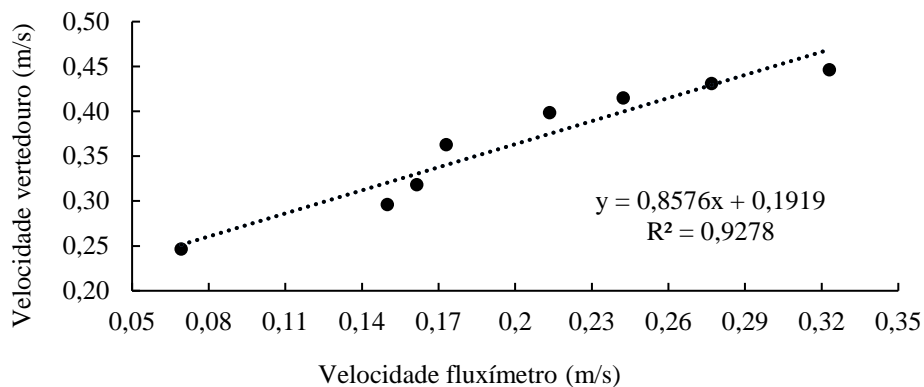
5.2.1.3 Medição de vazão

A obtenção dos valores de vazão em cada seção transversal do corpo d'água, nos pontos de monitoramento, foi possível através do fluxímetro *Lounchen ZM*. Os únicos pontos que não tiveram medição de vazão foram P3 e P6, pertencentes ao leito principal do Córrego do Sapo, os quais foram utilizados para calibração do modelo de qualidade da água.

Como o fluxímetro empregado convencionalmente é utilizado para a medição de vazão em condutos fechados, realizou-se a calibração do aparelho para que fosse capaz de medir o fluxo em condutos abertos. O procedimento de calibração foi feito em laboratório, por meio de uma bancada hidráulica, na qual foi inserida em seu canal de escoamento um vertedor retangular, sem contração lateral, e posteriormente calculada a velocidade do fluxo da água nessa condição.

A vazão de escoamento da água na bancada hidráulica foi obtida através da fórmula de Francis, $Q = 1,838 \cdot L \cdot H^{3/2}$. Sendo Q a vazão, L a largura do canal de escoamento, H a altura de água sobre a soleira do vertedouro. A partir dos valores de vazão e por meio da equação da continuidade, encontrou-se a velocidade de fluxo do líquido, tornando possível a obtenção da relação entre a velocidade na bancada hidráulica e a medida no fluxímetro, expressa pela Figura 5.2.

Figura 5.2 – Curva de calibração do fluxímetro.



Fonte: Elaboração da autora (2021).

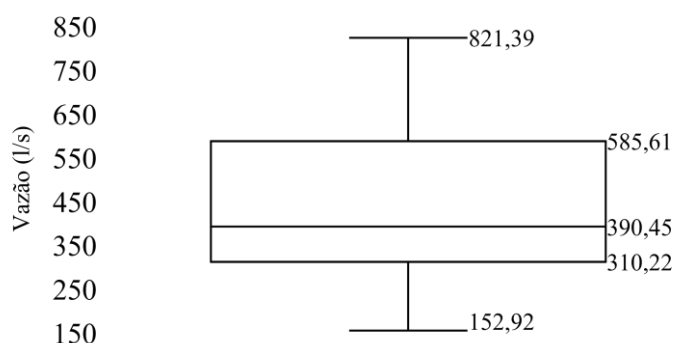
Todos os valores de velocidade e de vazão dos corpos d'água estudados puderam ser corrigidos através da curva de calibração do fluxímetro.

5.2.1.4 Divisão em faixas de vazões

Os parâmetros estudados da pesquisa foram divididos em quatro grupos a partir dos valores de vazões apresentados pelo exutório (P9) do Córrego do Sapo, sendo esta divisão realizada com base nos percentis 25%, 50% e 75%.

A criação dos grupos possibilitou que as análises da modelagem da qualidade da água contemplassem quatro diferentes cenários, baseados no intervalo de vazão exibido pelo Córrego do Sapo. Os valores limites das faixas de vazão são exibidas pela Figura 5.3.

Figura 5.3 – Diagrama de caixa das vazões do exutório do Córrego do Sapo (P9).



Fonte: Elaboração da autora (2021).

Os valores de vazão limites dos quartis do ponto P9 foram utilizados para a definição das datas de monitoramento que corresponderiam a cada grupo, possibilitando a segmentação dos outros oito pontos. As datas obtidas para cada faixa de vazão são expostas pela Tabela 5.2.

Tabela 5.2 – Datas das faixas de vazões estudadas.

Faixa 1	Faixa 2	Faixa 3	Faixa 4
22/08/2020	08/08/2020	12/12/2020	09/01/2021
05/09/2020	17/10/2020	23/01/2021	27/02/2021
19/09/2020	21/11/2020	06/02/2021	27/03/2021
03/10/2020	05/12/2020	13/03/2021	10/04/2021
07/11/2020	-	-	24/04/2021

Fonte: Elaboração da autora (2021).

Durante a realização da pesquisa, as datas com ocorrência de precipitação foram verificadas através dos dados disponibilizados pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), com base na estação meteorológica 83470. Sendo observados, durante o estudo, os valores de precipitação acumulada nos cinco dias antecedentes a cada data de monitoramento de qualidade da água.

5.2.2 Estudo de autodepuração de matéria orgânica

5.2.2.1 Modelagem da qualidade da água (QUAL-UFMG)

Esta pesquisa adotou as planilhas QUAL-UFMG para a realização da modelagem da qualidade da água do Córrego do Sapo quanto aos parâmetros de OD e DBO_{5,20}. Esse modelo permite a representação da qualidade da água em rios, e baseia-se na modelagem QUAL2-E, elaborada pela *US Environmental Protection Agency* (USEPA). O QUAL-UFMG, atualmente,

é um modelo bastante utilizado no Brasil, graças a sua simplicidade de aplicação e visualização de informações utilizando planilhas eletrônicas (GOMES *et al.*, 2018; LIMA, B. P., 2016; LIMA, E. E. S., 2016; LUZ, 2018; MEDEIROS, 2020; MOURÃO JÚNIOR, 2010; OLIVEIRA FILHO; LIMA NETO, 2018; RIQUIERI, 2018; SALLA *et al.*, 2013; SILVA, 2015; SILVA, S. R.; SILVA JUNIOR; LIMA, 2018; TEODORO *et al.*, 2013; VON SPERLING, 2014).

Desse modo, os cálculos e os gráficos representativos dos parâmetros de qualidade da água foram realizados na planilha referente ao corpo hídrico principal, na qual foram preenchidos os valores de entrada da modelagem, OD e DBO_{5,20}, além das características físicas do corpo d'água como vazão, distância do trecho analisado e temperatura.

5.2.2.2 Calibração do modelo e análise estatística

Após a inserção dos dados de entrada no modelo para o Córrego do Sapo, realizou-se a calibração do mesmo, para que este fosse capaz de representar corretamente os parâmetros de qualidade da água estudados (OD e DBO_{5,20}). O processo de calibração consistiu em encontrar os coeficientes integrantes das equações que melhor representassem o comportamento do corpo d'água, de maneira a obter um ajuste adequado entre os dados de entrada (medidos em campo) e de saída (resultado da modelagem).

Os coeficientes necessários para esta pesquisa foram: K_1 (coeficiente de desoxigenação), K_2 (coeficiente de reaeração), K_d (coeficiente de decomposição) e K_s (coeficiente de sedimentação). Destacando-se que para encontrar o melhor ajuste das funções, empregou-se a ferramenta *Solver* do *Excel*, e dentro dela, utilizando o coeficiente de determinação (CD).

Segundo Von Sperling (2014), o coeficiente de determinação (CD) é um dos indicadores estatísticos mais proveitosos no processo de adequação dos dados estimados pela modelagem matemática aos dados observados (reais). O cálculo do referido coeficiente pode ser realizado através da Equação (5.1), em que é utilizada a relação existente entre a soma dos resíduos, oriundos da diferença entre os valores observados e medidos ao quadrado, e a variância total dos dados observados.

$$CD = 1 - \frac{\Sigma(Y_{obs} - Y_{est})^2}{\Sigma(Y_{obs} - Y_{obsméd})^2}. \quad (5.1)$$

Em que Y_{obs} representa os valores observados, Y_{est} indica os valores estimados e $Y_{obsméd}$ se refere a média dos valores observados.

Valores positivos de CD correspondem a fração da variância total dos valores observados. Dessa forma, quanto mais próximo de “1” o coeficiente estiver, melhor será o ajuste obtido entre os dados observados e estimados pelo modelo c. Logo, no uso da ferramenta *Solver* buscou-se a maximização do referido coeficiente.

5.3 Resultados e discussões

5.3.1 Análise das faixas de vazões

Segundo a classificação Köppen- Geiger, o município de Rio Verde possui como clima predominante o tropical, apresentando duas estações bem definidas, uma de chuvas, durante a primavera e o verão, e outra de seca, durante o outono e o inverno (CASTRO, P. A. L.; SANTOS, 2021; PIMENTA; PEÑA; GOMES, 2009). Sendo o verão a estação com maior volume de precipitação e o inverno a estação com menor volume de chuvas (CASTRO, P. A. L.; SANTOS, 2021; SANTOS *et al.*, 2019).

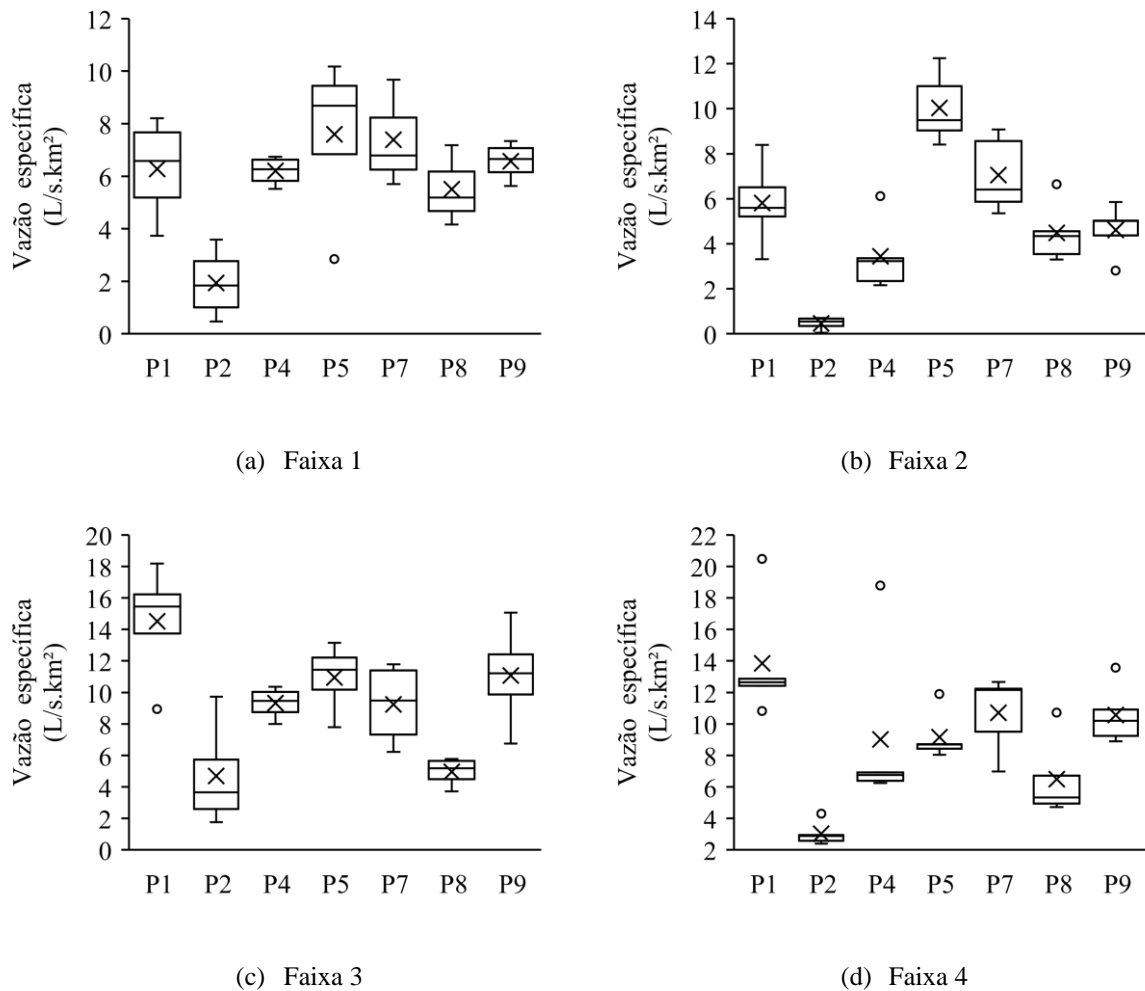
Os meses de maior predominância do período chuvoso em Rio Verde, geralmente ocorrem de novembro a abril, enquanto o período seco ocorre predominantemente entre maio e outubro (ALVES, S. *et al.*, 2016; BRITO; SANTOS; RODRIGUES, 2020; LOPES SOBRINHO *et al.*, 2020; PARREIRA *et al.*, 2019).

Considerando os dados de precipitação acumulada nos cinco dias anteriores aos dias de monitoramento da pesquisa, obtidos da estação meteorológica 83470, disponibilizados pelo INMET, identificou-se que os menores volumes de chuva foram encontrados entre agosto e início de dezembro 2020, enquanto as maiores precipitações acumuladas ocorreram entre meados de dezembro 2020 a abril de 2021.

O estudo de autodepuração foi realizado para quatro faixas de vazões, as faixas de vazão 1 e 2 estiveram concentradas nas datas de pequena ou nenhuma precipitação da pesquisa, enquanto as faixas 3 e 4 foram predominantes nos dias de maior incidência de chuva,

Os dados de vazão para cada faixa analisada são exibidos pela Figura 5.4.

Figura 5.4 – Diagramas de vazão por pontos de monitoramento e faixa analisada.



Fonte: Elaboração da autora (2021).

Observando-se cada faixa de vazão abordada por esta pesquisa, percebe-se que os maiores valores foram identificados na faixa 3, seguido da faixa 4, faixa 1 e faixa 2 respectivamente. Assim, as duas faixas com maiores vazões foram aquelas em que as campanhas de monitoramento ocorreram no período de maior precipitação acumulada, enquanto as duas menores vazões estiveram presentes no período com menor volume de precipitação.

5.3.2 Parâmetros de qualidade da água

Com relação aos dados de qualidade da água obtidos pelas campanhas de monitoramento realizadas, os valores médios referentes aos parâmetros de $DBO_{5,20}$, de OD, obtidos para cada ponto e faixa analisada, são exibidos pela Tabela 5.3.

Tabela 5.3 – Valores médios por ponto e faixa de monitoramento.

Faixa	1		2		3		4	
Ponto	DBO _{5,20} (mg/L)	OD (mg/L)	DBO _{5,20} (mg/L)	OD (mg/L)	DBO _{5,20} (mg/L)	OD (mg/L)	DBO _{5,20} (mg/L)	OD (mg/L)
P1	11,52	5,30	5,95	4,68	1,86	5,33	1,89	4,56
P2	7,05	4,48	3,03	4,33	1,24	5,20	1,27	4,58
P3	11,38	5,78	3,82	5,15	2,35	5,50	2,61	4,96
P4	32,70	3,56	15,23	4,65	2,19	4,35	2,79	4,72
P5	13,37	9,18	6,26	8,20	2,84	6,75	2,15	6,26
P6	7,81	7,46	6,77	7,55	2,18	5,85	2,75	5,80
P7	24,36	4,75	7,34	5,60	3,33	5,80	4,85	5,48
P8	137,22	2,46	139,63	2,58	38,59	1,58	33,90	2,06
P9	36,24	5,00	31,80	5,15	7,14	4,15	7,31	3,60

Fonte: Elaboração da autora (2021).

Utilizando-se a análise de variância (ANOVA) para comparar os resultados entre as amostras de DBO_{5,20}, obteve-se que o valor-p entre as faixas de vazão foi inferior ao nível de significância (α) de 5%, indicando que a hipótese dos tratamentos (faixas) serem iguais (hipótese nula) poderia ser descartada. Através do teste de Tukey, verificou-se que houve diferença significativa entre os valores de DBO_{5,20} entre as faixas: 1 e 3 ($p_{\text{tukey}} < 0,001$); 1 e 4 ($p_{\text{tukey}} < 0,001$); 2 e 3 ($p_{\text{tukey}} = 0,013$); 2 e 4 ($p_{\text{tukey}} = 0,008$). Portanto, a análise apontou que houve diferença significativa entre os períodos secos (faixas 1 e 2) e chuvosos (faixas 3 e 4).

Perante os resultados obtidos, verificou-se que os valores médios mais elevados de DBO_{5,20} foram apresentados majoritariamente na faixa 1, seguida da faixa 2. Dessa maneira, notou-se que as faixas a exibirem menores valores de vazão, no período com ausência de chuvas ou com baixa precipitação, foram as mesmas a mostrarem as maiores concentrações de DBO_{5,20}. Tal fato pode ser relacionado a pouca diluição dos poluentes pelas águas pluviais no período de seca, contrastando com o período chuvoso, em que os corpos hídricos, devido a suas maiores vazões possuem maior capacidade de diluição da matéria orgânica (VON SPERLING, 2014).

De modo semelhante, para análise dos valores de OD empregou-se a análise de variância (ANOVA), e novamente obteve-se que o valor-p entre as faixas de vazão foi inferior ao nível de significância (α) de 5%, possibilitando que a hipótese nula fosse descartada. Aplicando-se o teste de Tukey averiguou-se que houve diferença significativa entre os valores de OD, somente entre as faixas 1 e 4 ($p_{\text{tukey}} < 0,049$). Assim, para todas as outras comparações entre as faixas, tomadas aos pares, não houve discrepâncias significativas entre os comportamentos exibidos de OD.

Com relação as variações de OD apresentadas entre as faixas 1 e 4, acredita-se que elas possam ter sido influenciadas pelas características do uso e ocupação da terra na bacia

hidrográfica. Além do carreamento de sedimentos para o leito do corpo hídrico no período de chuva, provocando menor OD pela decomposição da matéria orgânica.

Analisando-se os resultados obtidos na literatura, percebe-se que outras pesquisas também observaram discrepâncias na qualidade da água, e que estas sofreram alterações nas diferentes estações climáticas do ano e também pelas variações de vazão nas campanhas realizadas (GOMES *et al.*, 2018; LUZ; TOMAZONI; POKRYWIECKI, 2019; OLIVEIRA FILHO; LIMA NETO, 2018).

No estudo realizado por Luz, Tomazoni e Pokrywiecki (2019), verificou-se que as situações mais críticas quanto aos parâmetros de qualidade da água ocorreram durante o inverno, nas campanhas de menor vazão, ao passo que as melhores condições foram identificadas durante o outono, nas campanhas de maior vazão. A pesquisa feita por Oliveira Filho e Lima Neto (2018) também apontou a vulnerabilidade da qualidade da água nos corpos hídricos para diferentes condições de vazões, sendo o pior comportamento, em termos de OD e DBO, encontrados pelo modelo de qualidade para baixos valores de vazão.

Segundo Gomes *et al.* (2018) os maiores valores de DBO no local de estudo (Rio Grande do Sul) também foram notados durante períodos de menores vazões das estações primavera/verão, sendo encontrados maiores concentrações de OD nas estações em que ocorreram as menores concentrações de matéria orgânica, outono/inverno.

Dessa forma, nota-se que a presente pesquisa apresentou resultados semelhantes no que se refere ao pior desempenho das concentrações de DBO_{5,20} nas campanhas de menor vazão. Com relação ao comportamento de OD, a diferença estatística entre as faixas não foi significativa, com exceção da comparação entre a faixa 1 e 4, como já justificado.

Verificando-se as discrepâncias estatísticas entre os pontos, independente das faixas de vazões, notou-se que para ambos os parâmetros, DBO_{5,20} e OD, P8 apresentou diferenças significantes quando comparado, aos pares, a todos os outros oito pontos pelo teste de Tukey, exibindo $p_{\text{tukey}} < 0,001$ em todas as análises. O local apresentou os mais elevados valores de DBO_{5,20} e menores concentrações de OD, indicando, em função do desequilíbrio do meio aquático, o lançamento de matéria orgânica. Destacando-se que após o despejo de efluentes no corpo hídrico tem-se a zona de degradação, região com maiores concentrações de carga orgânica, e maior consumo de OD pelos microrganismos que aumentam sua população nesta região (BRAGA *et al.*, 2005; MOLINARI, 2015; VON SPERLING, 2011).

Quanto as diferenças das médias de OD apresentadas entre os outros pontos, com exceção de P8, percebeu-se que P5 e P6 apresentaram diferenças estatísticas significantes quando

comparados a quase todos os outros pontos, pelo teste de Tukey, exibindo $p_{\text{tukey}} \leq 0,001$. O ponto P5 só não foi diferente, de forma significativa, de P6 ($p_{\text{tukey}} = 0,332$), enquanto P6 só não foi diferente, significativamente, de P5 e P7 ($p_{\text{tukey}} = 0,070$).

Salienta-se que os maiores valores de OD foram exibidos por P5 e P6, respectivamente, e que estes não apresentaram diferenças relevantes do parâmetro, pela proximidade que se encontravam (113 metros), sendo os pontos mais próximos entre si, não havendo prováveis fontes de poluição pontual entre eles.

5.3.3 Coeficientes de degradação e reaeração

Após a inserção dos dados obtidos durante as campanhas de monitoramento no modelo QUAL-UFMG, obteve-se a calibração dos coeficientes K_1 , K_2 , K_d e K_s através da ferramenta *SOLVER* do *Excel*, gerando quatro cenários de autodepuração de matéria orgânica. Os valores obtidos pelo modelo, apresentados na Tabela 5.4, foram ajustados buscando a maximização do CD.

Tabela 5.4 – Coeficientes de qualidade da água obtidos por cenário analisado.

Cenário/Faixa	Coef. (dia^{-1})	Trecho							
		P1-P2	P2-P3	P3-P4	P4-P5	P5-P6	P6-P7	P7-P8	P8-P9
1	K_1	0,45	0,45	0,45	0,45	0,34	0,34	0,30	0,28
	K_d	1,00	0,95	0,95	1,67	1,21	1,21	1,57	1,90
	K_s	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50
	K_2 (20°C)	7,97	7,62	7,62	5,85	58,94	58,94	47,75	37,84
2	K_1	0,45	0,45	0,45	0,45	0,45	0,45	0,45	0,45
	K_d	1,68	1,47	1,47	2,12	1,83	1,83	2,04	2,26
	K_s	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50
	K_2 (20°C)	4,69	4,61	4,61	5,26	49,51	49,51	43,59	34,94
3	K_1	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08
	K_d	0,08	0,08	0,08	0,33	0,69	0,69	0,97	1,24
	K_s	0,04	0,04	0,04	0,05	0,05	0,05	0,05	0,06
	K_2 (20°C)	1,66	1,58	1,58	1,39	1,36	1,36	1,31	1,27
4	K_1	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08
	K_d	0,08	0,08	0,08	0,40	0,72	0,72	1,07	1,41
	K_s	0,04	0,04	0,04	0,05	0,05	0,05	0,12	0,19
	K_2 (20°C)	2,21	1,99	1,99	2,83	2,60	2,60	2,36	2,12

Fonte: Elaboração da autora (2021).

Conforme proposto por Von Sperling (2014), os valores dos coeficientes de remoção de DBO carbonácea, K_1 , K_d e K_s , estiveram dentro da faixa de valores propostas pelo autor para

corpos hídricos rasos, com profundidade inferior a 1,0 m ou 1,5 m. Destacando que todos os pontos de monitoramento apresentaram altura máxima da lamina d'água inferiores a 1,0 m.

O coeficiente de decomposição (K_d) mostrou-se maior que o coeficiente de desoxigenação (K_1) para todos os oito trechos estudados da faixa 1 e faixa 2. Na faixa 3 e faixa 4 eles foram superiores ou apresentaram os mesmos valores de K_1 . Ressalta-se que o coeficiente de desoxigenação sofre influência da temperatura, das características da matéria orgânica e da presença de substâncias capazes de reduzir a velocidade das reações químicas (VON SPERLING, 2014).

O comportamento de valores superiores de K_d em relação a K_1 , pode ser associado à ocorrência de sedimentação de matéria orgânica e à remoção de DBO pelo lodo no fundo no curso da água (CHAPRA, 1997). Ademais, no período chuvoso as águas pluviais escoam sobre o solo provocando a dissolução e o arraste de sedimentos para o corpo hídrico (MOLINARI, 2015; ROCHA *et al.*, 2019; TSUJI, 2018), favorecendo o incremento do coeficiente de decomposição, visto que ele contempla as decomposições da carga orgânica pela biomassa presente no curso hídrico (VON SPERLING, 2014).

Enfatiza-se que os valores mais elevados de K_1 e K_d foram exibidos nas faixas 1 e 2, as quais apresentaram os menores valores de vazão. Devendo-se destacar que os corpos hídricos rasos estão mais propensos a possuírem maior decomposição de DBO, em decorrência da biomassa nesses canais ser mais influente por causa dos menores valores de vazão (VON SPERLING, 2014).

Quanto ao coeficiente de sedimentação (K_s), que se refere ao quociente entre a velocidade de sedimentação do material particulado e a altura de lâmina d'água (VON SPERLING, 2014), este se mostrou superior nas faixas 1 e 2 aos valores propostos por Von Sperling (2014), para cursos de água recebendo esgoto bruto concentrado. Em ambas as faixas de vazão, obteve-se 0,50 para K_s , valor coerente com o apresentado por Chapra (1997) para rios rasos, com profundidade inferior a 1 m, recebendo efluente bruto. Segundo Von Sperling (2014), corpos hídricos com menores profundidades possuem valores mais elevados de K_s .

Com relação aos valores de K_s obtidos pelas faixas 3 e 4, percebe-se que eles foram consideravelmente menores do que nas outras faixas de vazão. Os menores valores foram observados na faixa 3, a qual obteve os maiores valores de vazão. Enquanto na faixa 4, segunda a apresentar os maiores valores de vazão, o máximo valor do referido coeficiente foi verificado no trecho final da pesquisa "P8-P9". Local, este último, em que se identificou, por meio de visita em campo, a existência de lançamentos clandestinos de efluentes sanitários.

No que se refere ao coeficiente de reaeração (K_2), que está associado à produção de oxigênio pela reaeração do corpo hídrico (VON SPERLING, 2014), este foi corrigido para a temperatura média de cada ponto de monitoramento, portanto, os valores apresentados já são os ajustados. Assim, os mais altos valores de K_2 do estudo foram apresentados nas faixas 1 e 2 (menores valores de vazão), após a confluência do Córrego do Sapo com o corpo hídrico afluente do P5 (Barrinha), o qual apresentava pequena lâmina da água durante a realização da pesquisa, e ainda possuía escadas hidráulicas em seu percurso.

As faixas 3 e 4 obtiveram baixos valores para o coeficiente de reaeração, podendo estar associado aos seus maiores valores de vazão e a menor criação de turbulências na superfície da água. Os corpos hídricos mais velozes e com menores profundidades possuem tendência a exibirem maiores coeficientes de reaeração, em decorrência da maior propensão à mistura e da existência de turbulências na porção superficial do líquido (VON SPERLING, 2014).

5.3.4 Modelagem da qualidade da água

Os valores obtidos para o coeficiente de determinação (CD), utilizado para a calibração do modelo matemático, são exibidos pela Tabela 5.5.

Tabela 5.5 – Coeficiente de determinação para cada faixa de vazão.

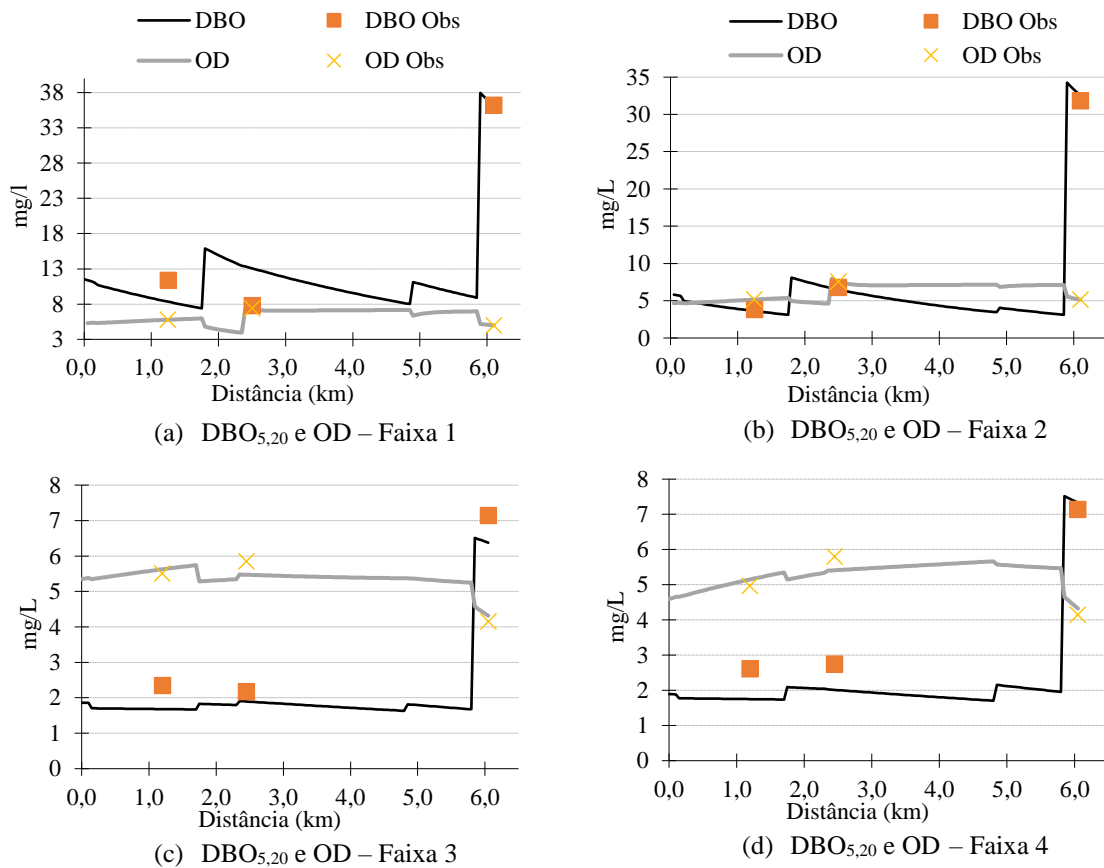
Faixa	CD _{DBO}	CD _{OD}	CD _{Médio}
1	0,92	0,98	0,95
2	1,00	1,00	1,00
3	0,93	0,89	0,91
4	0,90	0,84	0,87

Fonte: Elaboração da autora (2021).

Analisando os valores apresentados por CD, verifica-se que as modelagens para as quatro faixas de vazão tiveram ajuste satisfatório, visto que todas exibiram valores superiores a 0,84, tanto em relação a $DBO_{5,20}$ como ao OD. O melhor ajuste da simulação em relação aos dados de campo foi obtido pela faixa 2, que alcançou CD médio muito próximo de 1,00. Já o pior ajuste foi observado para faixa 4, que atingiu CD médio igual a 0,87. Devendo-se lembrar que segundo Von Sperling (2014), valores próximos de 1 conduzem a melhores ajustes do modelo.

Assim, a capacidade de autodepuração do Córrego do Sapo, no trecho urbano de Rio Verde, relativa aos parâmetros de OD e $DBO_{5,20}$, para cada cenário de vazão, é exibida pelos perfis de concentração presentes na Figura 5.5.

Figura 5.5 – Perfis de concentração ao longo do percurso estudado.



Fonte: Elaboração da autora (2021).

Analisando os perfis de concentração de matéria orgânica, percebeu-se que em todos os quatro cenários analisados, houve incrementos elevados da DBO_{5,20} próximo ao quilômetro 6,0 do trecho estudado (P8), e também redução do parâmetro OD. Esse comportamento sugere a existência lançamentos de cargas poluentes e degradação ambiental no local, provocando o início da zona de degradação, havendo maior concentração da carga orgânica e máximo consumo de oxigênio dissolvido. Segundo Braga *et al.* (2005), Molinari (2015) e Von Sperling (2011), quando há a perturbação das condições do meio aquático, através dos lançamentos de efluentes, forma-se distintas zonas de sucessão ecológica do processo de autodepuração do corpo hídrico.

Durante as campanhas de monitoramento, identificou-se na bacia hidrográfica do P8 (Buriti) o lançamento de esgoto sanitário dos moradores da região, além do possível lançamento de esgoto industrial com tratamento ineficiente, advindo de um laticínio que despeja seus efluentes no corpo hídrico após a etapa de tratamento. Ressaltando-se que o P8 exibiu, durante toda a pesquisa, água turva, com coloração acinzentada e mau cheiro. Mesmo no período chuvoso (faixas 3 e 4), em que se costuma ter maior diluição da matéria orgânica, as

concentrações de $DBO_{5,20}$ apresentaram considerável crescimento quando comparadas aos outros pontos.

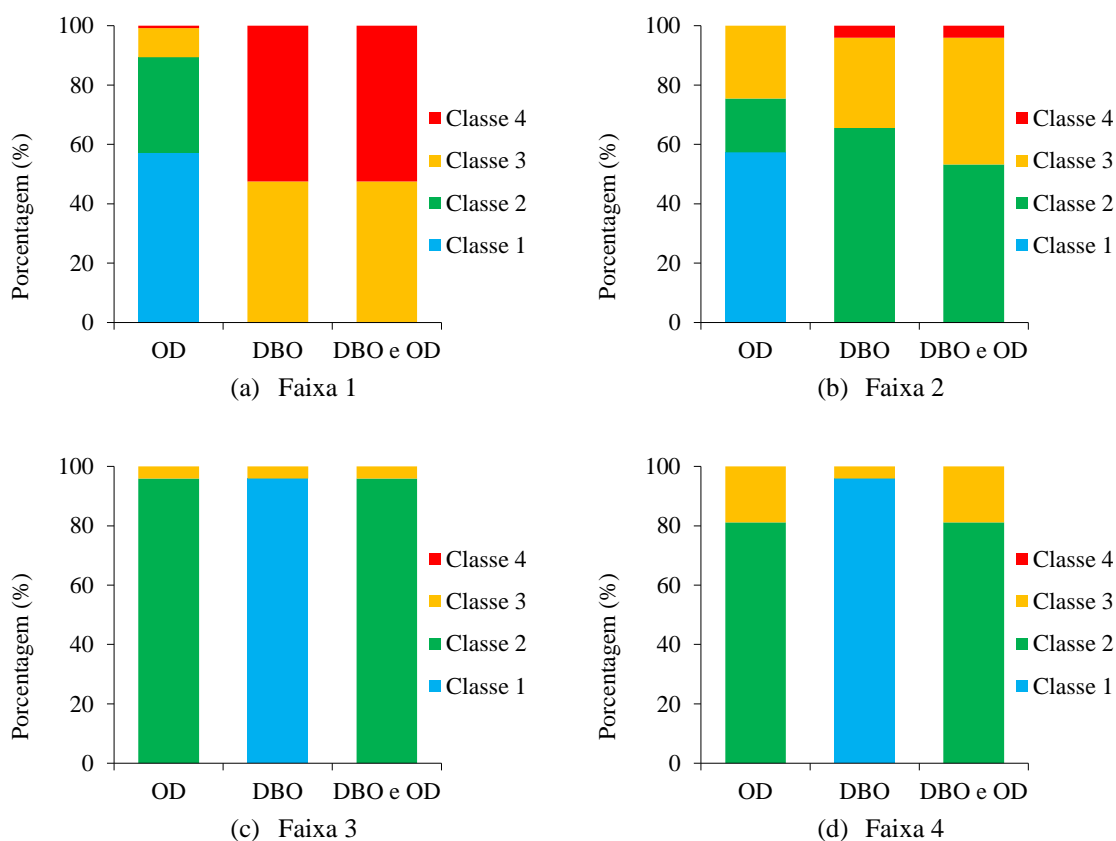
Outro ponto que se destacou negativamente, havendo aumento da $DBO_{5,20}$ e redução do OD, foi o P4 localizado próximo ao quilômetro 2,0. Os piores valores dos parâmetros de qualidade da água nesse local foram exibidos nas faixas 1 e 2, período mais seco da pesquisa. O referido ponto está situado a jusante uma indústria de grãos, que pode realizar o lançamento de efluentes tratados com baixa eficiência no curso da água, e também de um barramento de água, podendo ambos terem contribuído para o aumento de nutrientes no meio aquático, favorecendo o aparecimento de algas e o processo de eutrofização (BLAAS; KROEZE, 2016).

As faixas 1 e 2 tiveram ordem de grandeza, com relação a $DBO_{5,20}$, cerca de seis vezes maior na região crítica identificada do que as faixas 3 e 4, demonstrando maior comprometimento do corpo hídrico quando este flui com menor vazão. Adicionalmente notou-se que nas faixas com menores valores de vazão (faixas 1 e 2), entre os quilômetros 2,0 e 3,0 (P5), existiu relevante acréscimo do OD, indicando que no período de estiagem e baixa ocorrência de chuvas, este local possuía grande capacidade de reinserção de oxigênio em suas águas, e pode ser relacionado com a baixa lâmina d'água e com a presença de escadas hidráulicas na extensão do Córrego Barrinha.

Avaliando-se a os valores de $DBO_{5,20}$ e OD em todo o Córrego do Sapo, nas quatro faixas de vazão, verifica-se que ele possui boa capacidade de autodepuração até o momento que recebe o afluente do ponto P8 (Córrego Buriti), e a curvas sofrem saltos nas concentrações de $DBO_{5,20}$ e decréscimos de OD. Antes da confluência com o P8, o corpo hídrico principal apresenta valores razoavelmente equilibrados dos parâmetros, e mesmo apresentando prejuízos de qualidade da água após a mistura com o ponto 4, ele consegue se recuperar dos danos causados, retornando para condições semelhantes a que estava antes da mistura. No entanto, devido aos impactos da mistura com o tributário do ponto P8 serem mais proeminentes, a capacidade de autodepuração do Córrego do Sapo é reduzida e ele só voltará às condições naturais a jusante da área de estudo.

Avaliando-se a simulação obtida pela modelagem QUAL-UFGM juntamente com os padrões de OD e $DBO_{5,20}$, estabelecidos para a classificação da qualidade de águas doces pela Resolução nº 357 de 2005 do CONAMA, observa-se, conforme Figura 5.6, que as duas faixas de vazão a apresentarem maior trecho em extensão linear com melhores classes de qualidade da água foram as faixas 3 e 4, justamente as que obtiveram as maiores vazões durante a realização da pesquisa.

Figura 5.6 – Percentual de extensão em cada classe de qualidade de água.



Fonte: Elaboração da autora (2021).

A faixa 1 foi a mais negativa, ela não apresentou nenhum trecho que pudesse ser classificado como classes 1 ou 2, quando utilizados os critérios de análise de $DBO_{5,20}$ e OD simultâneos. Além disso, a faixa possuiu maior extensão classificada como classe 4 (52,46%), seguida da classe 3 (47,54%).

Enquanto a faixa 2 foi melhor em termos de qualidade do que a faixa 1, visto que apresentou menor extensão classificada como classe 4 (4,10%) e maior trecho como classe 2 (53,28%) e 3 (42,62%),

As faixas 3 e 4 não foram classificadas como classe 4, e ambas possuíram maiores trechos atendendo os requisitos da classe 2 (95,90% e 81,15% respectivamente), quando utilizados os parâmetros de $DBO_{5,20}$ e OD juntos. Portanto, evidencia-se que nas faixas de maiores vazões o corpo hídrico possuiu melhor qualidade, e que se estas condições se mantivessem nos períodos de seca, usos mais exigentes da água poderiam ser realizados.

Reforça-se que as informações do comportamento de autodepuração, da qualidade da água nos períodos secos e chuvosos, e dos pontos críticos encontrados, principalmente P8 e P4, poderão constituir material auxiliar na tomada de decisão por parte dos gestores municipais.

Assim, espera-se que os resultados obtidos por esta pesquisa contribuam para que seja possível realizar melhor gerenciamento do Córrego do Sapo.

Estudos mais recentes que abordam a qualidade da água em corpos hídricos, por meio de modelos matemáticos, podem ser encontradas em trabalhos desenvolvidos por Flynn *et al.* (2015); Abbaspour *et al.* (2015); Jamshidi *et al.* (2015); Molinari (2015); Jamshidi; Nicksokhan (2015); Liu J., Liu Q. e Yang (2016); Jamshidi *et al.* (2018); Soares (2018); Jamshidi (2019); Nagisetty, Flynn e Uecker (2019).

5.3.5 Análise de incerteza

A análise de incerteza possibilita que a variabilidade dos dados de entrada utilizados nos modelos de qualidade da água possa ser incorporada à apreciação dos resultados, possibilitando que tomadas de decisões possam ser baseadas em termos estatísticos. Ela também permite a análise de sensibilidade das respostas geradas a partir da variação dos valores de entrada do modelo (SJÖSTRAND *et al.*, 2019; VON SPERLING, 2014).

Para a realização da análise de incerteza e de sensibilidade dos quatro cenários de modelagem da qualidade da água, abordados nesta pesquisa, foi utilizada a Simulação de Monte Carlo. A referida técnica é um dos métodos utilizados na literatura para a realização da análise de incerteza em modelos de qualidade de água (BURIGATO COSTA *et al.*, 2019).

A Simulação de Monte Carlo é feita a partir da estimativa da provável variância dos dados de entrada, da distribuição de frequência de cada parâmetro, e da definição do número de simulações necessárias (COX, 2003; VON SPERLING, 2014). Em cada rodada da Simulação de Monte Carlo são estimadas as concentrações dos parâmetros de qualidade da água (MAHJOURI; ABBASI, 2015).

Este estudo adotou mil rodadas na Simulação de Monte Carlo para cada uma das quatro modelagens de qualidade da água. Em todos os cenários foi escolhido o exutório do Córrego do Sapo para aplicação do método, correspondente ao ponto P9.

Os valores de entrada selecionados para a análise de incerteza foram os dos coeficientes K_1 , K_d , K_s e K_2 e suas respectivas faixas de variação foram obtidas seguindo distribuição uniforme. Para K_1 e K_s adotou-se 10% de variação; para K_d utilizou-se 20% de variação, e por fim para K_2 empregou-se 80% de variação. Os valores fixos adotados foram aqueles obtidos em cada um dos modelos na posição do ponto P9, enquanto o percentual de variação em torno dos mesmos foi estipulado com base nos valores propostos por Von Sperling (2014) e no risco

de variação associado a cada coeficiente, sendo o maior grau de incerteza relativo ao coeficiente K_2 .

A determinação dos valores mínimos, máximos e de entrada da simulação são dados pela Equação (5.2), Equação (5.3) e Equação (5.4), respectivamente.

$$\text{Valor mínimo} = \text{Valor fixo} \times (1 - \text{Percentual de variação} \div 100) \quad (5.2)$$

$$\text{Valor máximo} = \text{Valor fixo} \times (1 + \text{Percentual de variação} \div 100). \quad (5.3)$$

$$\text{Valor} = \text{Valor mínimo} + \text{Valor aleatório} \times (\text{Valor máximo} - \text{Valor mínimo}) \quad (5.4)$$

Buscando analisar os dados de saída, influenciados pela variação dos coeficientes K_1 , K_d , K_s e K_2 , foram examinadas as mil respostas dos parâmetros OD e $\text{DBO}_{5,20}$ no ponto P9, para cada faixa de vazão trabalhada pela pesquisa, como mostra a Tabela 5.6.

Tabela 5.6 – Dados de saída da Simulação de Monte Carlo.

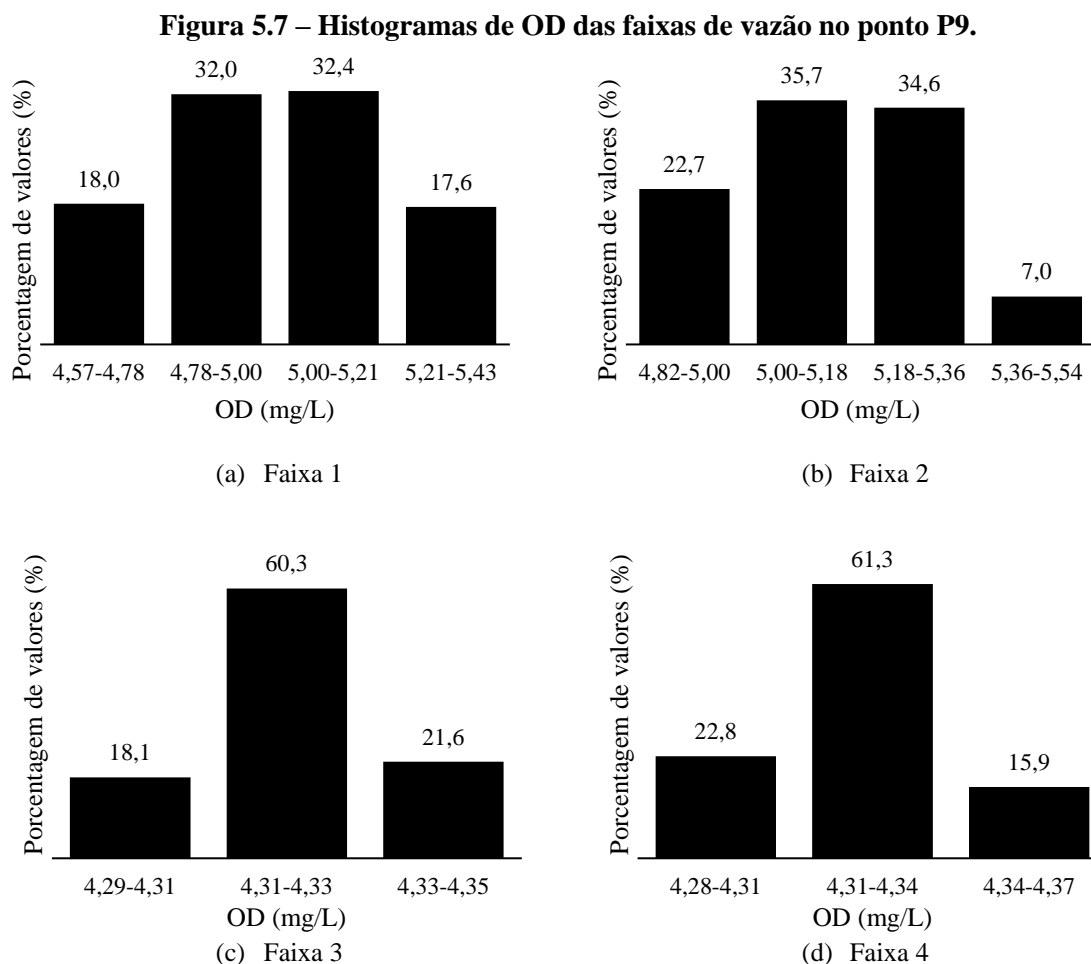
Faixa	Parâmetro	Média	Desvio Padrão (sd)	Valor mínimo	Valor máximo
1	OD	5,00	0,20	4,57	5,40
	$\text{DBO}_{5,20}$	36,13	0,04	36,06	36,21
2	OD	5,14	0,15	4,82	5,45
	$\text{DBO}_{5,20}$	32,47	0,04	32,39	32,55
3	OD	4,32	0,01	4,29	4,34
	$\text{DBO}_{5,20}$	6,38	< 0,01	6,37	6,39
4	OD	4,32	0,02	4,28	4,36
	$\text{DBO}_{5,20}$	7,33	0,01	7,32	7,34

Fonte: Elaboração da autora (2021).

Observa-se que em nenhum dos quatro cenários a $\text{DBO}_{5,20}$ apresentou alteração relevante de sua concentração, exibindo em todos os casos desvio padrão inferior a 0,04 mg/L.

Com relação ao OD, nota-se que as faixas 1 e 2 apresentaram maior influência pela variação dos coeficientes de entrada. A faixa 1 obteve OD médio de 5,00 mg/L e desvio padrão de 0,20 mg/L, e a faixa 2 exibiu OD médio de 5,14 mg/L e desvio padrão de 0,15 mg/L. A análise de incerteza mostra que nas faixas 3 e 4, os resultados foram pouco influenciados pelas alterações nos valores de entrada. Na faixa 3 a média de OD obtida pelas simulações foi de 4,32 mg/L, enquanto o desvio padrão foi de 0,01 mg/L, ao passo que na faixa 4 o OD médio foi de 4,32 mg/L e desvio padrão correspondeu a 0,02 mg/L.

Como o parâmetro OD apresentou maior incerteza de seus resultados, a Figura 5.7 exibe o comportamento no ponto P9 dos valores de saída de OD obtidos pelas mil rodadas da Simulação de Monte Carlo.



Fonte: Elaboração da autora (2021).

Analisando os histogramas da Figura 5.7, e o disposto pela legislação nº 357/2005 CONAMA, no que se refere ao parâmetro OD para a classificação da qualidade de águas doces, notou-se que 50% das simulações da faixa 1 atenderam à classe 2, apresentando OD superior a 5,0 mg/L, e os outros 50% corresponderam a classe 3, exibindo OD entre 4,0 e 5,0 mg/L. Na faixa 2 percebeu-se que 41,6% das simulações encaixaram dentro da classe 2, e 58,4% estiveram em concordância com a classe 3. Já para as faixas 3 e 4, detectou-se que 100% das simulações corresponderam à classe 3.

No entanto, deve-se destacar que segundo a Resolução nº 357/2005 do CONAMA, corpos hídricos de classe 2 devem ter $DBO_{5,20}$ máxima de 5 mg/L, e de classe 3 devem ter a concentração limite de 10 mg/L. Desse modo, dado ao intervalo de variação da $DBO_{5,20}$,

expresso pela Tabela 5.6, na realidade, todas as simulações das faixas 1 e 2 seriam pertencentes à classe 4, enquanto as faixas 3 e 4 permaneceriam atendendo ao preconizado para a classe 3.

Realizando a análise sensibilidade das quatro faixas de vazão por meio da Simulação de Monte Carlo, separou-se o conjunto de dados de cada modelo em dois grupos de amostras. Os valores de entrada variados novamente foram dos coeficientes K_1 , K_d , K_s e K_2 .

O critério adotado para separar as amostras foi a grandeza do parâmetro OD. Dessa forma, o primeiro grupo de amostras foi constituído com os quinhentos menores valores de OD (abaixo do percentil 50%), e o segundo foi formado com os quinhentos maiores valores de OD (acima do percentil 50%).

Como as faixas 1 e 2 foram as mais influenciadas pelos parâmetros de entrada do modelo, analisou-se a variação de cada coeficiente para estas faixas a partir do teste t (bicaudal) de Student, adotando o nível de significância (α) de 5%. Portanto, os parâmetros importantes para o modelo foram aqueles que apresentaram valores-p abaixo de 0,05, indicando que a hipótese de que as médias dos dois grupos de amostras são iguais deveria ser rejeitada.

Nas faixas 1 e 2, os coeficientes de entrada que se mostraram relevantes na determinação da concentração de saída de OD, apresentando diferenças significativas nos dois grupos amostrais da Simulação de Monte Carlo, foram K_d e K_2 , visto que os dois exibiram valores-p menores que 0,05.

Pesquisas nos últimos anos, relacionadas ao estudo de recursos hídricos que adotaram a Simulação de Monte Carlo foram realizadas por Flynn *et al.* (2015); Jamshidi *et al.* (2018); Mahjouri e Abbasi (2015); Silva (2014); Soares (2018).

Flynn *et al.* (2015) utilizaram a Simulação de Monte Carlo com o total de duas mil rodadas para restringir o alcance das distribuições dos valores de entrada. Já Jamshidi *et al.* (2018) realizaram a análise de incerteza em um rio localizado no Irã, através de Simulação de Monte Carlo, variando os valores de vazão do corpo hídrico, as taxas cinéticas, o OD, as cargas poluidoras de lançamento e a temperatura. O oxigênio dissolvido foi considerado o parâmetro principal na análise de sensibilidade. Os resultados mostraram que as concentrações iniciais de OD do rio na cabeceira, inundações sazonais e taxas de aeração (K_2) e decomposição (K_d) do rio foram as principais causas de incerteza no estudo.

Mahjouri e Abbasi (2015) realizaram a análise de incerteza relacionada ao fluxo de um rio do Irã, utilizando a técnica de transformação fuzzy e a análise de Monte Carlo para obterem o risco de violação das condições ambientais. Enquanto Silva (2014) utilizou a modelagem

QUAL-UFMG para realizar o estudo do comportamento dos compostos de nitrogênio no Rio Piracicaba (MG) e adotou a Simulação de Monte Carlo para obtenção da análise de incerteza.

Soares (2018) realizou um estudo semelhante quanto a análise de incerteza e de sensibilidade, utilizando a Simulação de Monte Carlo. Sua pesquisa abordou a modelagem da qualidade da água no Rio dos Bois também no estado de Goiás. Os valores de OD foram avaliados para quatro campanhas de monitoramento, correspondentes aos meses de outubro, novembro, janeiro e março. A pesquisa utilizou mil rodadas para cada cenário, em pontos específicos do curso hídrico. Foi empregando a distribuição normal para cada coeficiente, sendo variado os dados de vazão, de OD, de concentração de saturação, de K_1 e K_2 . O estudo obteve os piores cenários quanto aos valores de OD corresponderam a outubro e novembro, e em contrapartida as maiores concentrações de OD foram em março e janeiro.

A análise de sensibilidade feita por Soares (2018) empregou somente a variação dos coeficientes K_1 e K_2 , e apresentou resultados similares com os obtidos pela presente pesquisa, no que se refere a estes dois parâmetros. No estudo de Soares (2018) as amostras também foram separadas em dois grupos de quinhentos valores, divididas de acordo com a mediana de oxigênio dissolvido, sendo identificado que K_1 não foi determinante em nenhuma campanha de monitoramento, e que K_2 foi um importante parâmetro na influência dos valores de OD, considerando o nível de significância de 5%.

5.4 Conclusões

O modelo QUAL-UFMG apresentou ajuste satisfatório nas quatro faixas de vazão trabalhadas, exibindo coeficiente de determinação acima de 0,84 em todas elas. A análise de incerteza mostrou que as faixas 1 e 2 seriam as mais críticas, quando analisados simultaneamente os parâmetros OD e $DBO_{5,20}$, por apresentarem 100% das simulações atendendo ao preconizado para os corpos hídricos de classe 4. Enquanto a análise de sensibilidade indicou que os coeficientes significativos na alteração das concentrações de OD foram K_d e K_2 .

Notou-se que os cenários com menores valores de vazão, faixas 1 e 2, coincidentes com os períodos de estiagem ou pequena precipitação, foram os que apresentaram maiores concentrações de $DBO_{5,20}$. Portanto, nestes locais o corpo hídrico teve suas condições de equilíbrio do meio mais comprometidas pelas poluições pontuais. Quanto aos valores de OD,

não foi identificado diferenças significativas entre as faixas de vazão, com exceção das faixas 1 e 4, que predominaram as discrepâncias oriundas das características do uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica, e do carreamento de sedimentos para o leito do corpo hídrico no período de chuvoso, proporcionando menores concentrações de OD devido a decomposição da matéria orgânica.

Ademais, percebeu-se que o local mais crítico com relação a poluição das águas estava no ponto de mistura com o afluente do ponto P8 (Córrego Buriti), havendo lançamento de efluentes com elevadas concentrações de matéria orgânica nesta região. Outro local crítico, com interferência negativa nos parâmetros de $DBO_{5,20}$ e OD, foi o ponto P4, correspondente ao Córrego São Tomás de Baixo, o qual apresentava características indicativas do processo de eutrofização.

Por meio da realização deste estudo, verificou-se que o trecho do Córrego do Sapo com maior capacidade de autodepuração de matéria orgânica estava após a confluência com o curso d'água afluente do ponto P5 (Córrego Barrinha), o qual possuía alta capacidade de reaeração em decorrência de suas características hidráulicas.

Conclui-se que o Córrego do Sapo possui boa capacidade de autodepuração de matéria orgânica entre o P1 e o P8, área urbana de Rio Verde, conseguindo reestabelecer suas condições de OD, mesmo sofrendo com alterações na $DBO_{5,20}$ causadas no trajeto do corpo hídrico, especialmente no trecho posterior à mistura com as águas advindas do tributário do ponto P4. Após a confluência com o ponto P8, o Córrego do Sapo acaba tendo suas condições do meio aquático drasticamente alteradas pela alta carga orgânica lançada no local. Dessa forma, verificou-se que na extensão estudada, entre P8 e o P9, o corpo hídrico não conseguiu retornar as suas condições naturais tendo sua capacidade de autodepuração reduzida nessa região.

5.5 Referências bibliográficas (Capítulo 2 - Artigo 2)

ABBASPOUR, K. C.; ROUHOLAHNEJAD, E.; VAGHEFI, S.; SRINIVASAN, R.; YANG, H.; KLØVE, B. A continental-scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model. **Journal of Hydrology**, v. 524, p. 733–752, 2015.

ALVES, S.; SCOPEL, I.; MARTINS, A. P.; ALVES, W. Análise Morfométrica da Bacia do Ribeirão das Abóboras – Rio Verde (GO). **Geociências**, v. 35, n. 4, p. 652–667, 2016.

BLAAS, H.; KROEZE, C. Excessive nitrogen and phosphorus in European rivers: 2000-2050. **Ecological Indicators**, v. 67, p. 328–337, 2016.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; MIERZWA, J. C.; BARROS, M. T. L. de; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à engenharia ambiental**. 2^a ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.

BRITO, N.; SANTOS, G. O.; RODRIGUES, G. A. Sistema de reuso de água da chuva para residências pequenas (70 m²) no município de Rio Verde, Goiás, centro-oeste, Brasil. **Ciência & Tecnologia**, v. 12, n. 1, p. 56–66, 2020.

BURIGATO COSTA, C. M. da S.; DA SILVA MARQUES, L.; ALMEIDA, A. K.; LEITE, I. R.; DE ALMEIDA, I. K. Applicability of water quality models around the world—a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 36, p. 36141–36162, 2019.

CASTAÑÉ, P. M.; SÁNCHEZ-CARO, A.; SALIBIÁN, A. Water quality of the Luján river, a lowland watercourse near the metropolitan area of Buenos Aires (Argentina). **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, n. 10, p. 1–14, 30 out. 2015.

CASTRO, P. A. L.; SANTOS, G. O. Condições climáticas como ferramenta de planejamento agrícola e urbano , o caso do município de Rio Verde , Goiás. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente, Maringá (PR)**, v. 14, n. 3, 2021.

CHAPMAN, D. V. **Water quality assessments - a guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring**. 2^a ed. Londres: UNESCO/WHO/UNEP, 1996.

CHAPRA, S. C. **Surface water-quality modeling**. New York: McGraw-Hill, 1997.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. . Brasil: Diário Oficial da União. , 2005

COX, B. A. A review of currently available in-stream water-quality models and their applicability for simulating dissolved oxygen in lowland rivers. **Science of the Total Environment**, v. 314–316, n. 03, p. 335–377, 2003.

FLYNN, K. F.; SUPLEE, M. W.; CHAPRA, S. C.; TAO, H. Model-based nitrogen and phosphorus (nutrient) criteria for large temperate rivers: 1. Model development and application. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 51, n. 2, p. 421–446, 2015.

GOMES, S. H. R.; GUEDES, H. A. S.; SIQUEIRA, T. M.; CÔRREA, L. B.; ANDREAZZA, R.; HÜFFNER, A. N. Modelagem sazonal da qualidade da água do Rio dos Sinos/RS utilizando o modelo QUAL-UFMG. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 23, p. 275–285, 2018.

HAN, D.; CURRELL, M. J.; CAO, G.; HALL, B. Alterations to groundwater recharge due to anthropogenic landscape change. **Journal of Hydrology**, v. 554, p. 545–557, 2017.

JAMSHIDI, S. An approach to develop grey water footprint accounting. **Ecological Indicators**, v. 106, 2019.

JAMSHIDI, S.; NIKSOKHAN, M. H.; ARDESTANI, M.; JABERI, H. Enhancement of surface water quality using trading discharge permits and artificial aeration. **Environmental Earth Sciences**, v. 74, n. 9, p. 6613–6623, 2015.

- JAMSHIDI, S.; NIKSOKHAN, M. H.; ARDESTANI, M.; IMANI, S. Operation-based uncertainties in river waste load allocation and their impacts on controlling discharges. **Civil Engineering and Environmental Systems**, v. 35, n. 1–4, p. 223–240, 2018.
- JAMSHIDI, S.; NIKSOKHAN, M. H. Multiple pollutant discharge permit markets, a challenge for wastewater treatment plants. **Journal of Environmental Planning and Management**, v. 59, n. 8, p. 1438–1455, 2015.
- LIMA, B. P. **Enquadramento de corpos d'água no nordeste brasileiro como instrumento de gestão e sustentabilidade ambiental: o caso da bacia hidrográfica Acarape do Meio - CE**. 2016. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Ceará, Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Fortaleza-CE, 2016.
- LIMA, E. E. S. **Modelagem matemática da qualidade da água como suporte ao enquadramento da bacia do Rio Una - PE**. 2016. Dissertação (Mestrado Profissional) - Associação Instituto de Tecnologia de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental, Recife, 2016.
- LIU, J.; LIU, Q.; YANG, H. Assessing water scarcity by simultaneously considering environmental flow requirements, water quantity, and water quality. **Ecological Indicators**, v. 60, p. 434–441, 2016.
- LOPES SOBRINHO, O. P.; SANTOS, L. N. S.; SANTOS, G. O.; CUNHA, F. N.; SOARES, F. A. L.; TEIXEIRA, M. B. Balanço hídrico climatológico mensal e classificação climática de Köppen e Thornthwaite para o município de Rio Verde, Goiás. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 27, p. 19–33, 2020.
- LUZ, E. da. **Monitoramento da qualidade da água da bacia hidrográfica do Rio Ligeiro no município de Pato Branco - PR**. 2018. Dissertação (Mestrado) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Pato Branco, 2018.
- LUZ, E. da; TOMAZONI, J. C.; POKRYWIECKI, T. S. Monitoramento da qualidade da água e avaliação da capacidade de autodepuração do Rio Ligeiro no município de Pato Branco – PR. **Geociências**, v. 38, n. 3, p. 755–768, 2019.
- MAHJOURI, N.; ABBASI, M. R. Waste load allocation in rivers under uncertainty: application of social choice procedures. **Environmental monitoring and assessment**, v. 187, n. 2, 1 fev. 2015.
- MEDEIROS, D. L. R. de. **Análise da qualidade da água do Riacho das Piabas para o reúso agrícola**. 2020. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Campina Grande, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Campina Grande, 2020.
- MOLINARI, B. S. **Modelagem espacial da qualidade de água na bacia do Rio Piabanha/RJ**. 2015. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Rio de Janeiro, 2015.
- MORUZZI, R. B.; DA CONCEIÇÃO, F. T.; SARDINHA, D. de S.; HONDA, F. P.; NAVARRO, G. R. B. Avaliação de cargas difusas e simulação de autodepuração no Córrego da Água Branca, Itirapina (SP). **Geociências**, v. 31, n. 3, p. 447–458, 2012.

MOURÃO JÚNIOR, P. R. **Aplicação do modelo de autodepuração de qualidade das águas QUAL-UFMG**. 2010. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Ouro Preto, Programa de Pós-Graduação e Sustentabilidade Sócio-econômica e Ambiental, Ouro Preto, 2010.

NAGISETTY, R. M.; FLYNN, K. F.; UECKER, D. Dissolved oxygen modeling of e ffl uent-dominated macrophyte-rich Silver Bow Creek. **Ecological Modelling**, v. 393, p. 85–97, 2019.

OLIVEIRA FILHO, A. A. de; LIMA NETO, I. E. Modelagem da qualidade da água do rio Poti em Teresina (PI). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 1, p. 3–14, 2018.

PARREIRA, A. G. B.; MARASCA, I.; SOLINO, A. J. da S.; SANTOS, G. O. Balanço Hídrico Climatológico Para O Município De Rio Verde, Goiás. **Científic@ - Multidisciplinary Journal**, v. 6, n. 1, p. 26–33, 2019.

PIMENTA, S. M.; PEÑA, P. A.; GOMES, P. S. Aplicação de métodos físicos, químicos e biológicos na avaliação da qualidade das águas em áreas de aproveitamento hidroelétrico da bacia do rio São Tomás, município de Rio Verde – Goiás. **Sociedade & Natureza**, v. 21, n. 3, p. 393–412, 2009.

RIQUIERI, J. C. **Comparação entre ferramentas computacionais de modelagem da qualidade da água em ambiente lótico**. 2018. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Uberlândia-MG, 2018.

ROCHA, H. M.; CABRAL, J. B. P.; BATISTA, D. F.; OLIVEIRA, L. G. Vista do Avaliação físico-química e microbiológica das águas da bacia hidrográfica do rio Paraíso Jataí-GO. **Geosul**, v. 34, n. 72, p. 51–74, 2019.

RODGER B. BAIRD, CHAIR EUGENE W. RICE, A. D. E. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23. ed. Whashington: Water Environment Federation, American Public Health Association , American Water Works Association, 2017.

SALLA, M. R.; PEREIRA, C. E.; FILHO, J. E. A.; DE PAULA, L. M.; PINHEIRO, A. M. Estudo da autodepuração do Rio Jordão, localizado na bacia hidrográfica do Rio Dourados. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 105–114, jan. 2013.

SANTOS, G. O.; RIBEIRO, R. de L.; PARREIRA, T. P.; SILVA, D. F.; SILVA, K. A.; AZEREDO, C. F. Monitoramento da água em bacia hidrográfica com diferentes usos do solo no município de Rio Verde (GO). **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente, Maringá (PR)**, v. 12, n. 1, p. 249–271, 2019.

SILVA, M. C. A. A. da. **Modelagem matemática da qualidade da água como suporte ao enquadramento da bacia do Rio Goiana - PE**. 2015. Dissertação (Mestrado Profissional) - Instituto de Tecnologia de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental, Recife - PE, 2015.

SILVA, S. R.; SILVA JUNIOR, M. A. B.; LIMA, E. E. S. de. Analysis and modeling of water quality as a contribution to the preliminary framework proposal for the Una River (Pernambuco/Brazil). **Revista Ambiente e Agua**, v. 13, n. 6, 2018.

SILVA, T. C. **Aplicação do método de Monte Carlo para análise de incerteza na simulação do comportamento dos compostos de nitrogênio em rios**. 2014. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Espírito Santo, Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Desenvolvimento Ambiental, Vitória, 2014.

SJÖSTRAND, K. .; LINDHE, A. .; SÖDERQVIST, T. .; ROSÉN, L. Cost-Benefit Analysis for Supporting Intermunicipal Decisions on Drinking Water Supply. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 145, n. 12, p. 1–12, 2019.

SOARES, S. S. **Modelagem da qualidade da água em um trecho do Rio dos Bois, Goiás**. 2018. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Goiás, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária, Goiânia, 2018.

TEODORO, A.; IDE, C. N.; RIBEIRO, M. L.; BROCH, S. A. O.; DA SILVA, J. B. Implementação do conceito capacidade de diluição de efluentes no modelo de qualidade da água QUAL-UFMG: estudo de caso no Rio Taquarizinho (MS). **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 18, n. 3, p. 275–288, 2013.

TSUJI, T. M. **Monitoramento e modelagem das águas de drenagem pluvial no núcleo urbano da bacia do ribeirão Riacho Fundo, Brasília – DF**. 2018. Dissertação (Mestrado) - Universidade Brasília, Departamento de Engenharia Civil e Ambientall, Brasília, 2018.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. 2ª ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014.

_____. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4ª ed. Belo Horizonte: UFMG, 2011.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Verificou-se que os Córregos Buriti e São Tomás de Baixo demonstraram ser locais críticos dentro do trecho estudado. Observou-se que os possíveis responsáveis pelas poluições pontuais nesses locais são os moradores das regiões, sem a devida coleta e afastamento de esgoto, e as indústrias (de grãos e laticínio) situadas nas áreas das microbacias hidrográficas, as quais realizam despejos, provavelmente, com baixa eficiência de tratamento no corpo hídrico.

O Córrego Buriti foi o que se mostrou com piores parâmetros de qualidade da água, apresentando as mais altas concentrações de $DBO_{5,20}$, os mais baixos valores de OD, a maior média de DQO, além das maiores concentrações de SS. Por meio do estudo de capacidade de autodepuração em todo o trecho estudado, novamente, verificou-se o quão crítico o afluente é para a qualidade da água no exutório do Córrego do Sapo.

No Córrego São Tomás de Baixo, além da existência de fontes de poluições relevantes, notou-se a presença excessiva de algas a jusante do barramento de água existente que podem ter favorecido o incremento dos sólidos suspensos, a elevação da $DBO_{5,20}$, e os reduzidos valores de OD, em decorrência do processo de eutrofização.

Destaca-se que para a maioria dos pontos de monitoramento, as mais elevadas vazões e valores de SS foram identificados nos períodos com maior incidência de precipitação, e pode ser associado ao carreamento de partículas sólidas pela drenagem das áreas com grande presença de solo exposto. Nos locais em que essa situação não ocorreu, percebeu-se a influência de outros fatores como a existência de poluições pontuais e movimentações de talude às margens do corpo hídrico.

Os melhores resultados de OD e $DBO_{5,20}$ foram observados no Córrego Barrinha. O corpo hídrico apresentou alta capacidade de reaeração e de autodepuração de matéria orgânica, confirmadas pela modelagem obtida pelo QUAL-UFMG.

Por meio do comportamento de $DBO_{5,20}$ e OD no Córrego do Sapo, constatou-se que ele possui boa capacidade de autodepuração de matéria orgânica entre o P1 e o P8, correspondente a área urbana de Rio Verde. Posteriormente ao ponto P8, Córrego Buriti, a capacidade de autodepuração do corpo hídrico principal é reduzida em virtude das altas concentrações de matéria orgânica.

Através da divisão dos cenários de autodepuração, percebeu-se que as faixas com maiores vazões apresentaram melhores classes de água, de acordo com os critérios de classificação de qualidade de água estabelecidos pela Resolução nº 357/2005 do CONAMA. Portanto, as poluições pontuais e difusas foram mais prejudiciais à qualidade da água durante o período de seca ou com pouco volume de chuvas.

Quanto aos usos da água estabelecidos pela Resolução nº 357/2005 do CONAMA, verificou-se que os corpos hídricos Buriti, São Tomás de Baixo e exutório do Sapo, podem estar sendo usados de maneira prejudicial à saúde humana e animal, visto que todos esses trechos foram classificados como classe 4 por esta pesquisa.

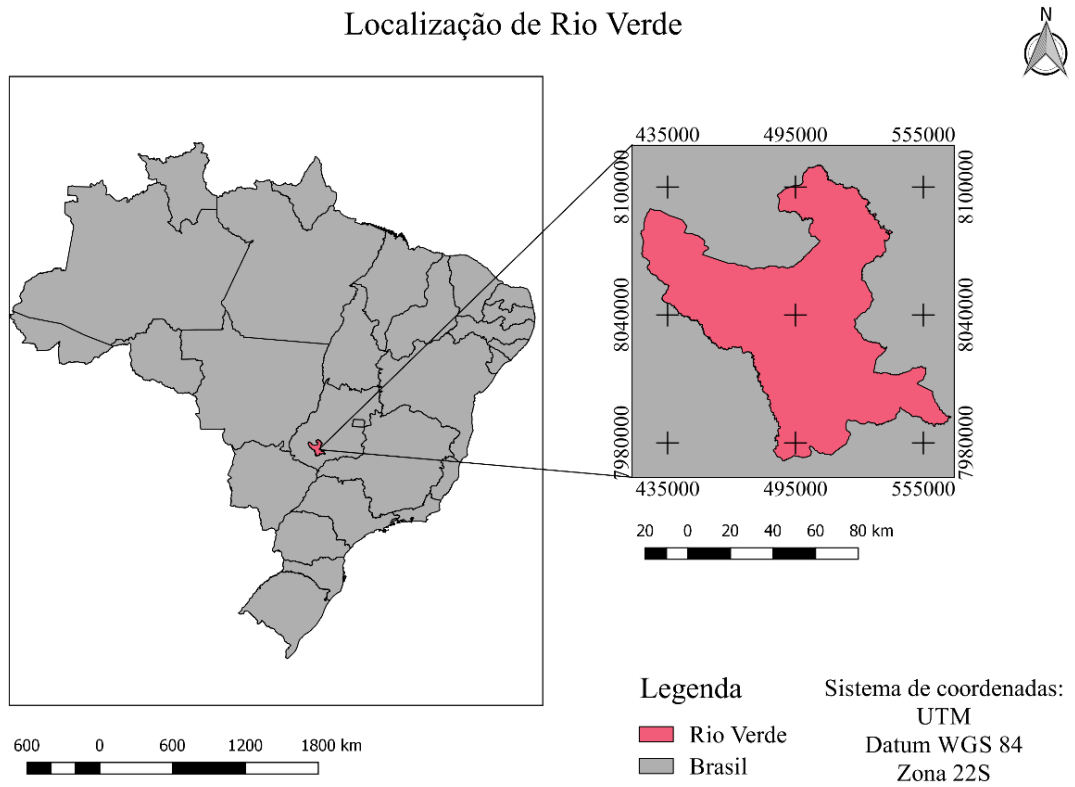
Por fim, espera-se que os resultados obtidos pelo estudo possam fornecer, para a comunidade e órgãos públicos, informações que contribuam para o gerenciamento do Córrego do Sapo. Destacando-se que parcerias poderiam ser formadas entre os órgãos interessados, tais como a Secretaria Municipal de Meio Ambiente, Agência Municipal de Água e Esgoto e o Comitê de Bacia Hidrográfica dos Rios dos Bois e Turvo, visando a promoção da adequada gestão de recursos hídricos no município de Rio Verde – GO.

7 APÊNDICE

CAPÍTULO 1

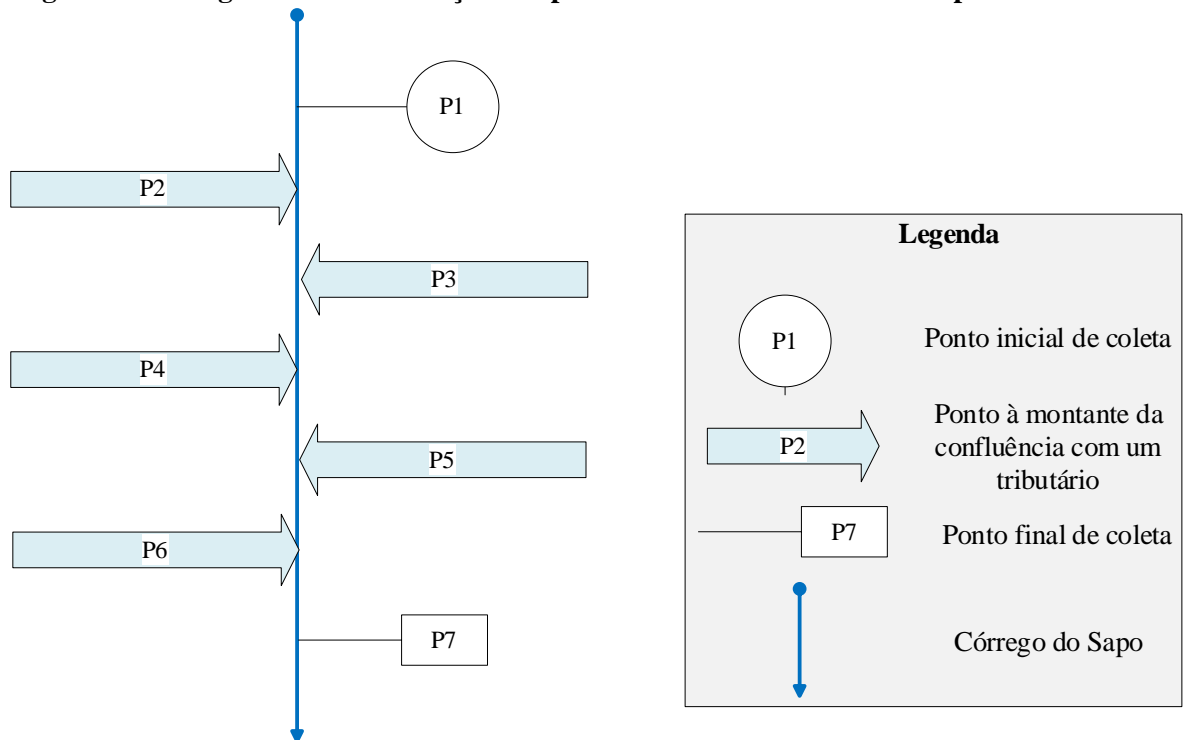
Figura 7.1 – Localização do município de Rio Verde – GO.

Localização de Rio Verde



Fonte: Elaboração da autora (2021).

Figura 7.2 – Diagrama de distribuição dos pontos de monitoramento do Capítulo 1.



Fonte: Elaboração da autora (2021).

Figura 7.3 – Fluxímetro utilizado para medição de vazão.



Fonte: Autora (2021).

Figura 7.4 – Bancada hidráulica utilizada para calibração do fluxímetro.



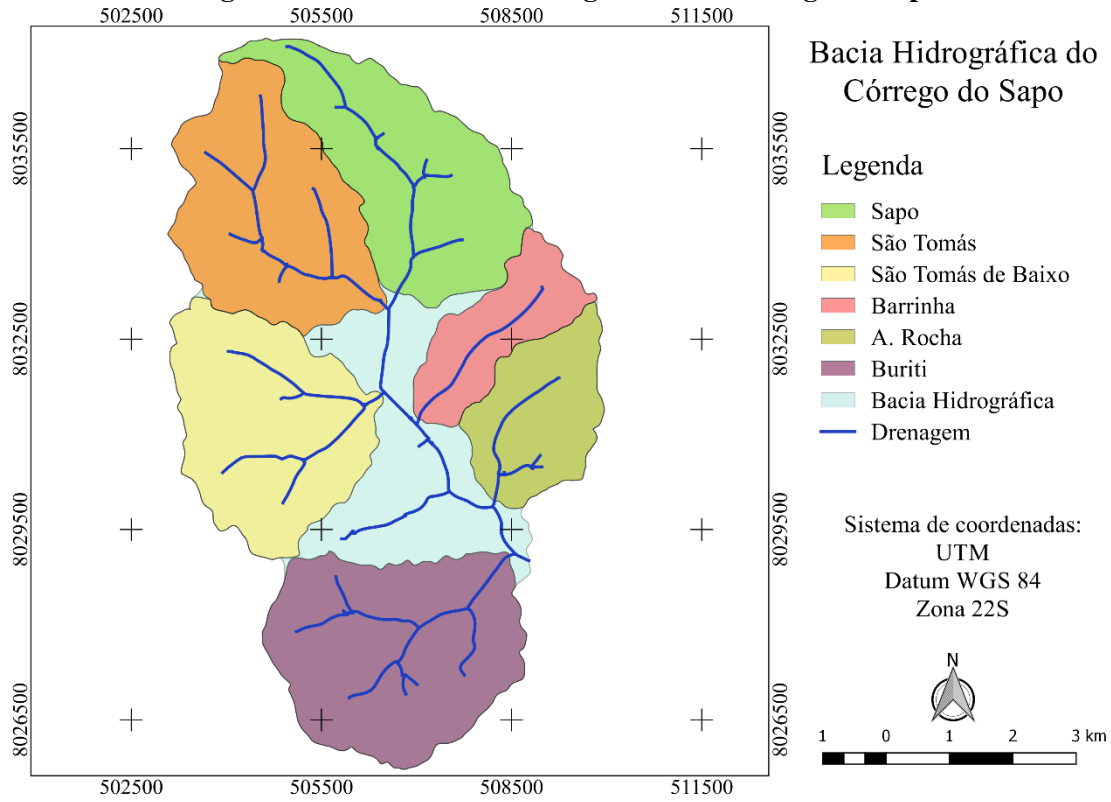
Fonte: Autora (2021).

Figura 7.5 – Medição de vazão em campo (exutório do Córrego do Sapo).



Fonte: Autora (2021).

Figura 7.6 – Microbacias hidrográficas do Córrego do Sapo.



Fonte: Elaboração da autora (2021).

Figura 7.7 – Baixa lâmina da água no Córrego Barrinha.



Fonte: Autora (2021).

Figura 7.8 – Escadas de aeração no Córrego Barrinha.



Fonte: Autora (2021).

Figura 7.9 – Movimentação de talude no Córrego do Sapo.



Fonte: Autora (2021).

Figura 7.10 – Ponto de mistura entre os Córregos São Tomás de Baixo e Sapo.



Fonte: Autora (2021).

Figura 7.11 – Lançamento de esgoto sanitário por moradores no Córrego Buriti.



Fonte: Autora (2021).

Figura 7.12 – Ponto de lançamento do efluente tratado da indústria de grãos.



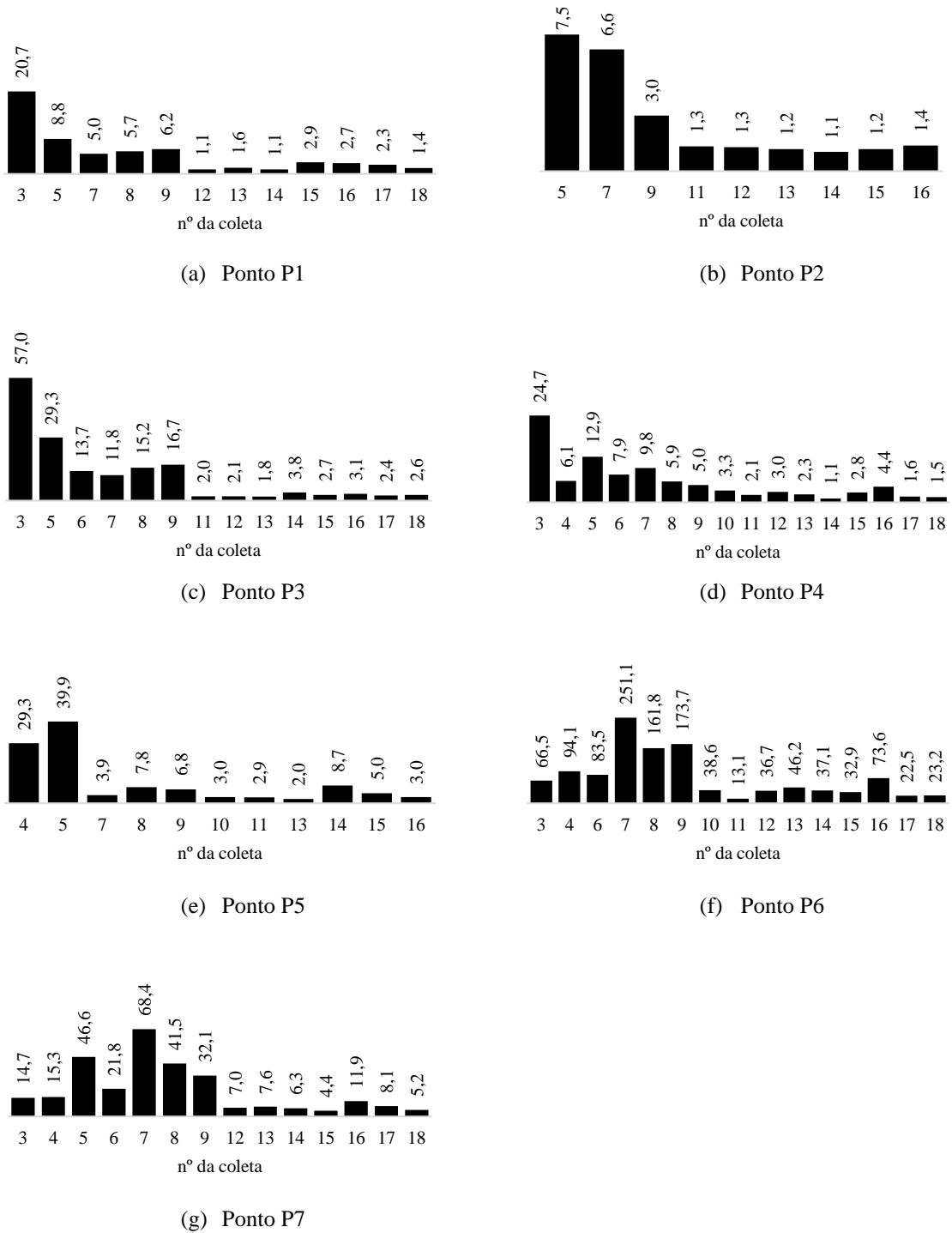
Fonte: Autora (2021).

Figura 7.13 – Córrego Buriti.



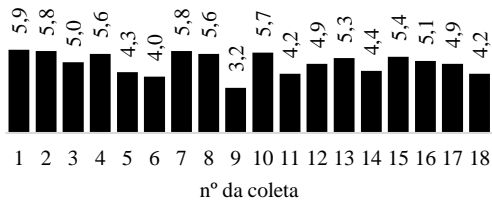
Fonte: Autora (2021).

Figura 7.14 – DBO_{5,20} (mg/L) dos pontos de monitoramento.

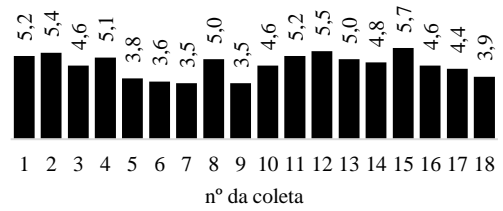


Fonte: Elaboração da autora (2021).

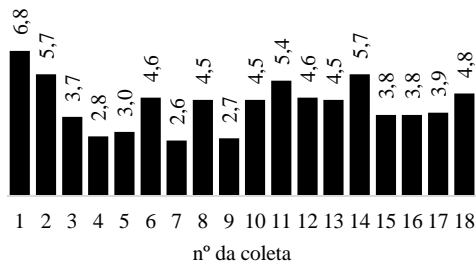
Figura 7.15 – OD (mg/L) dos pontos de monitoramento.



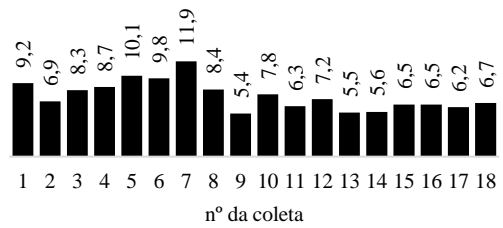
(a) Ponto P1



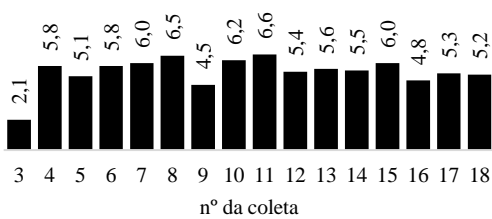
(b) Ponto P2



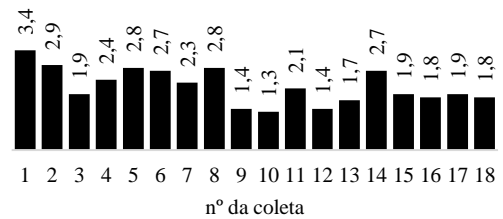
(c) Ponto P3



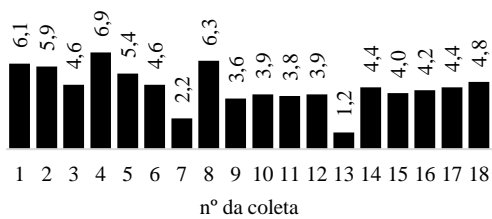
(d) Ponto P4



(e) Ponto P5



(f) Ponto P6

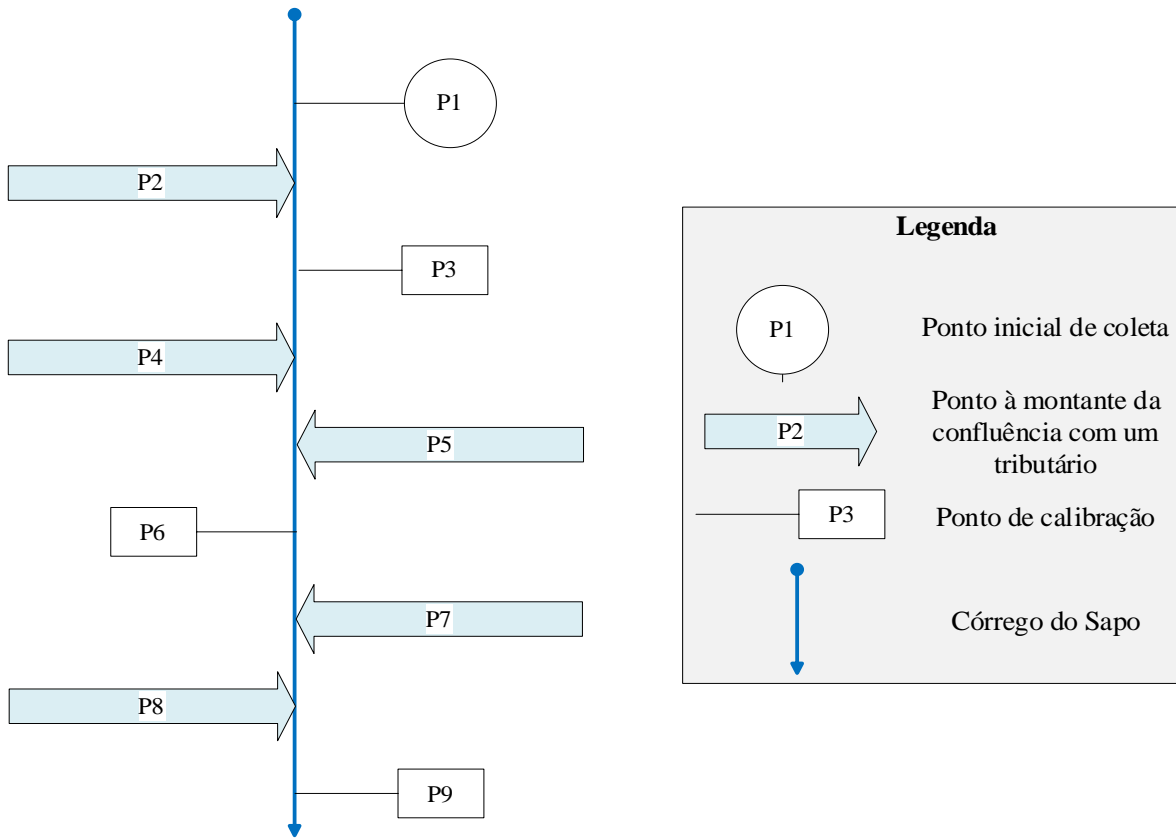


(g) Ponto P7

Fonte: Elaboração da autora (2021).

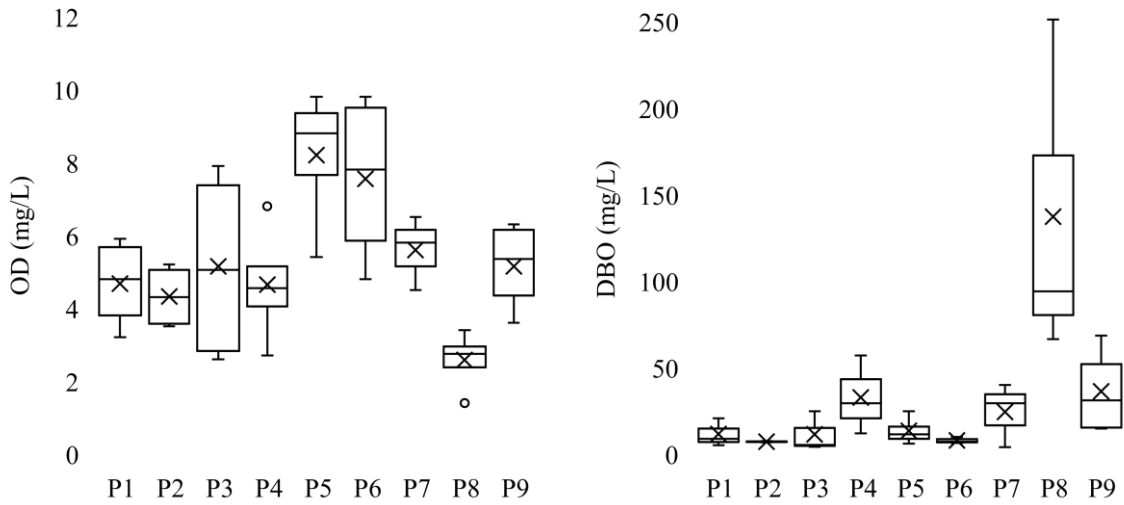
CAPÍTULO 2

Figura 7.16 – Diagrama de distribuição dos pontos de monitoramento do Capítulo 2.



Fonte: Elaboração da autora (2021).

Figura 7.17 – Parâmetros de qualidade da água (Faixa 1).

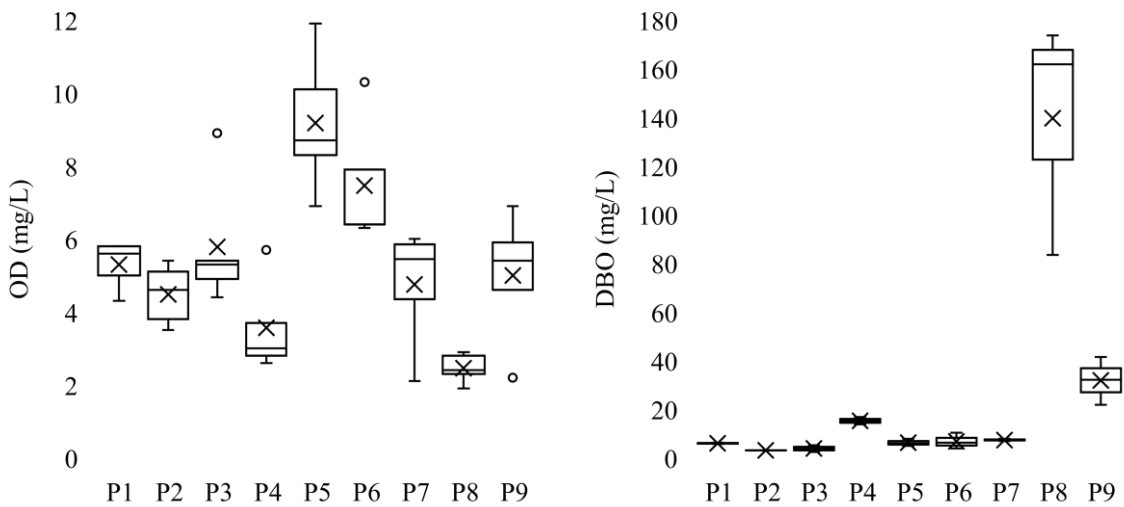


(a) Oxigênio Dissolvido (OD)

(b) DBO_{5,20}

Fonte: Elaboração da autora (2021).

Figura 7.18 – Parâmetros de qualidade da água (Faixa 2).

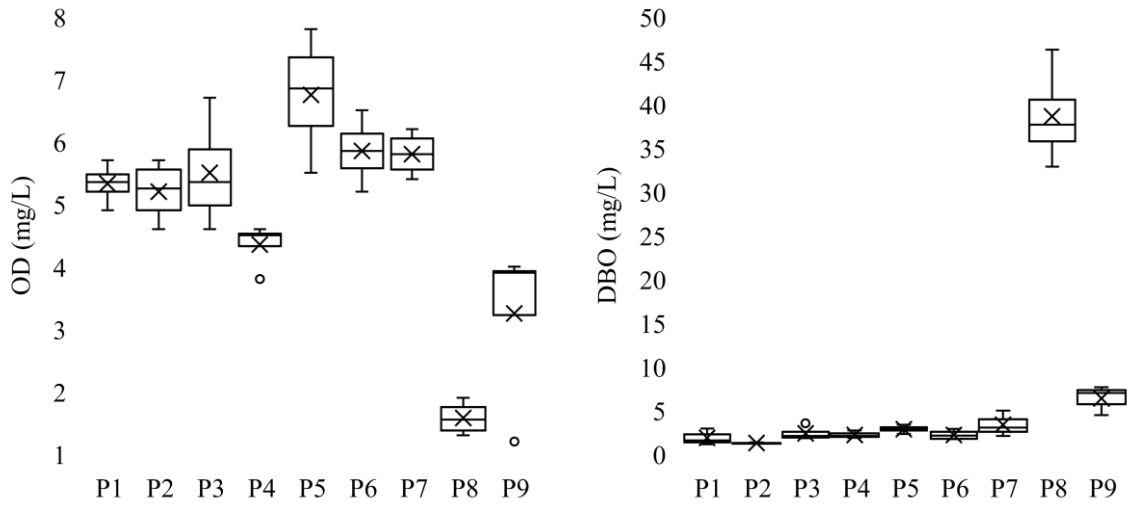


(a) Oxigênio Dissolvido (OD)

(b) DBO_{5,20}

Fonte: Elaboração da autora (2021).

Figura 7.19 – Parâmetros de qualidade da água (Faixa 3).

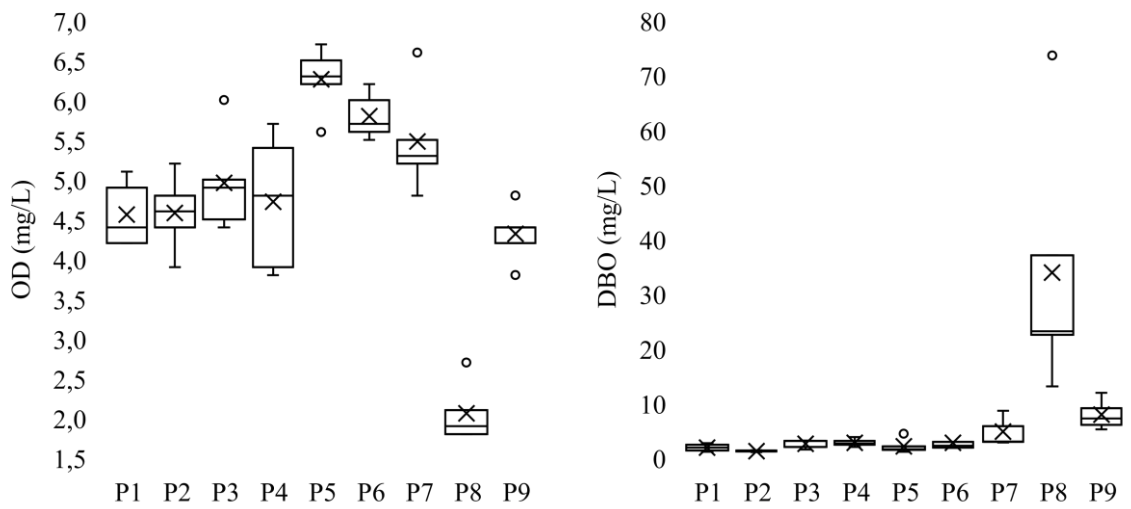


(a) Oxigênio Dissolvido (OD)

(b) DBO_{5,20}

Fonte: Elaboração da autora (2021).

Figura 7.20 – Parâmetros de qualidade da água (Faixa 4).



(a) Oxigênio Dissolvido (OD)

(b) DBO_{5,20}

Fonte: Elaboração da autora (2021).