

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
FACULDADE DE TECNOLOGIA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E  
AMBIENTAL**

**ANÁLISE DA QUALIDADE DA ÁGUA DE CURSOS  
D'ÁGUA DA BACIA  
HIDROGRÁFICA DO RIO ALAGADO (DF/GO) COM A  
APLICAÇÃO DO  
MODELO QUAL-UFMG**

**MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL EM  
ENGENHARIA AMBIENTAL.**

**CHRYSYTIAN EINECK DE MELO**

**ORIENTADOR: RICARDO TEZINI MINOTI**

**MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL EM ENGENHARIA  
AMBIENTAL**

**BRASÍLIA/DF: 05/2022**

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
FACULDADE DE TECNOLOGIA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E  
AMBIENTAL**

**ANÁLISE DA QUALIDADE DA ÁGUA DE CURSOS  
D'ÁGUA DA BACIA  
HIDROGRÁFICA DO RIO ALAGADO (DF/GO) COM A  
APLICAÇÃO DO  
MODELO QUAL-UFMG**

**CHRYSYTIAN EINECK DE MELO**

MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE BACHAREL EM ENGENHARIA AMBIENTAL.

**APROVADA POR:**

---

**RICARDO TEZINI MINOTTI, Dr. – UnB  
(ORIENTADOR)**

---

**RAQUEL MORAES SOARES, Dr. – Unb  
(EXAMINADORA INTERNA)**

---

**ARTHUR TAVARES SCHLEICHER, Dr. – Unb  
(EXAMINADOR INTERNA)**

**BRASÍLIA/DF, 12 DE MAIO DE 2022.**

## FICHA CATALOGRÁFICA

EINECK, CHRYSTIAN

ANÁLISE DA QUALIDADE DA ÁGUA DE CURSOS D'ÁGUA DA BACIA  
HIDROGRÁFICA DO RIO ALAGADO (DF/GO) COM A APLICAÇÃO DO  
MODELO QUAL-UFMG

ix, 102 p., 297 mm (ENC/FT/UnB, Bacharel, Engenharia Ambiental, 2017)

Monografia de Projeto Final – Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia.

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

1. QUAL-UFMG

2. Modelos hidrológicos

3., Qualidade da água

4. Enquadramento.

I. ENC/FT/UnB

II. Título (série)

## REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

EINECK, C.E.M. (2022). *ANÁLISE DA QUALIDADE DA ÁGUA DE CURSOS D'ÁGUA DA BACIA*

*HIDROGRÁFICA DO RIO ALAGADO (DF/GO) COM A APLICAÇÃO DO*

*MODELO QUAL-UFMG*. Monografia de Projeto Final, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 102 p.

## CESSÃO DE DIREITOS

CHRYSTIAN EINECK DE MELO:

*ANÁLISE DA QUALIDADE DA ÁGUA DE CURSOS D'ÁGUA DA BACIA*  
*HIDROGRÁFICA DO RIO ALAGADO (DF/GO) COM A APLICAÇÃO DO*  
*MODELO QUAL-UFMG:*

Bacharel em Engenharia Ambiental / 2022

É concedida à Universidade de Brasília a permissão para reproduzir cópias desta monografia de Projeto Final e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta monografia de Projeto Final pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor.

---

CHRYSTIAN EINECK DE MELO  
CHRYSTIANEINECK@GMAIL.COM

## Agradecimentos

Agradeço a Deus, por me permitir chegar até aqui, apesar de tudo.

Aos meus pais queridos Sandra e Silvio, que me apoiam em tudo que faço e que apesar da distância sempre estiveram presentes em minha vida tornando tudo isso possível, sendo meus grandes exemplos e me fazendo ser quem eu sou hoje!

Aos meus sogros, Zenaide e Argemiro pais para mim que me receberam em sua casa e me deram amor e carinho sem nunca pedir nada em troca, me ajudando nesta e em várias etapas da minha vida.

A minha esposa Sara, compreensiva em toda essa fase difícil estando sempre comigo, tanto nos momentos bons quanto nos momentos difíceis, me apoiando e sempre me instigando a seguir, me assegurando que tudo daria certo.

Aos meus irmãos, que foram sempre grandes amigos e estiveram presentes ao longo da minha vida, fazendo com que eu pudesse contar com eles a qualquer momento.

Ao professor e orientador Dr. Ricardo Tezini Minoti, pelo exemplo profissional e pessoal, pela paciência, atenção, orientação e apoio, mas principalmente pelo fato de não ter desistido de mim.

Aos meus cinco filhos peludos, que me deram amor incondicional e me ajudaram a tornar essa longa jornada mais doce me ensinando o verdadeiro significado do amor.

A todos os professores da coordenação de Engenharia Ambiental e de Civil da Universidade de Brasília pelo exemplo, esclarecimentos, conselhos, ensinamentos e sabedoria com que me guiaram nesta trajetória.

E a todos que em algum momento fizeram parte da minha vida e contribuíram direta e indiretamente nesta jornada e com a finalização desta etapa importante da minha vida.

## Resumo

A bacia hidrográfica do rio Alagado apresenta sérios problemas de poluição. Isto se deve à baixa disponibilidade hídrica dos cursos d'água presentes na bacia e às altas concentrações de poluentes nos efluentes das estações de tratamento de esgoto (ETEs), além de estar localizada em uma área onde se está previsto um grande adensamento populacional e, conseqüentemente, aumento das bacias de esgotamento. A autodepuração trata-se da capacidade dos corpos hídricos de reestabelecer suas características originais devido à decomposição de poluentes, ela ocorre devido a diversos fatores químicos, físicos e biológicos e auxiliam no balanço do oxigênio dissolvido (OD). Modelos matemáticos de qualidade da água são importantes ferramentas no estudo dos efeitos da poluição por fontes pontuais e não pontuais, assim como a avaliação de cenários, visando cumprir a legislação. Este trabalho apresenta os resultados da modelagem matemática da qualidade da água utilizando um modelo de autodepuração dos corpos aquáticos, o QUAL-UFGM, da bacia hidrográfica do Rio Alagado e seus principais tributários, que está localizada tanto no Distrito Federal quanto no estado Goiás. Os dados para utilização do modelo foram obtidos de diversas estações de monitoramento na bacia e de relatórios técnicos. Para se proceder com a análise dos cursos d'água em questão, eles foram divididos em trechos para facilitar o entendimento dos processos ao longo do rio com base nos principais pontos de interesse dos rios ao longo de sua extensão. Os parâmetros simulados foram: oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e fósforo total (PT). As simulações de prognóstico foram feitas para dois tipos de cenários, o cenário atual e o cenário que corresponde ao final do plano de projeto das ETEs presentes na bacia, referente ao ano de 2040. Na avaliação da qualidade de água da bacia verificou-se que a maioria dos trechos estudados apresentam altos níveis de poluição para ambos os cenários estudados, mesmo com o aumento da eficiência de remoção de fósforo no efluente das ETEs para o cenário de 2040, sendo que os valores dos parâmetros de qualidade da água estavam dentro daqueles sugeridos para as classes 4 ou 3. Todavia, a concentração de poluentes que chega no exutório da bacia, ou seja, no reservatório de Corumbá IV, apresenta níveis de qualidade sugeridos para a classe 2. Desta forma, para se que ocorra uma melhora na qualidade da água dos corpos hídricos estudados, deve-se buscar alternativas viáveis que diminuam a poluição frente ao crescimento populacional que ocorrerá na bacia nos próximos anos.

Palavras Chave: QUAL-UFGM, Modelos hidrológicos, qualidade da água, enquadramento.

## Abstract

The Alagado river watershed presents serious pollution problems. This is due to the low water availability of the watercourses present in the basin and the high concentrations of pollutants in the effluents of the wastewater treatment plants (WTPs), in addition to being located in an area where a large population density is expected and, consequently, increase in sewage basins. Self-purification is the ability of water bodies to restore their original characteristics due to the decomposition of pollutants, it occurs due to several chemical, physical and biological factors and helps in the balance of dissolved oxygen (DO). Mathematical models of water quality are important tools in the study of the effects of pollution from point and non-point sources, as well as the evaluation of scenarios, in order to comply with the legislation. This work presents the results of the mathematical modeling of water quality using a self-purification model of water bodies, the QUAL-UFGM, of the Alagado river basin and its main tributaries, which is located both in the Federal District and in the state of Goiás. The data for using the model were obtained from several monitoring stations in the basin and from technical reports. In order to proceed with the analysis of the water courses in question, they were divided into sections to facilitate the understanding of the processes along the river based on the main points of interest of the rivers along its length. The simulated parameters were: dissolved oxygen, biochemical oxygen demand (BOD) and total phosphorus (PT). Prognostic simulations were carried out for two types of scenarios, the current scenario and the scenario that corresponds to the end of the project plan of the WTPs present in the basin, referring to the year 2040. In the evaluation of the water quality of the basin, it was found that most of the stretches studied present high levels of pollution for both scenarios studied, even with the increase in the efficiency of phosphorus removal in the effluent from the WTPs for the 2040 scenario, and the values of the water quality parameters were within those suggested for classes 4 or 3. However, the concentration of pollutants arriving at the basin outlet, that is, in the Corumbá IV reservoir, has suggested quality levels for class 2. In this way, for an improvement in the water quality of the water bodies studied to occur, viable alternatives must be sought that reduce pollution in the face of the population growth that will occur in the basin in the coming years.

Keywords: QUAL-UFGM, Hydrological models, water quality.

## Sumário

1	INTRODUÇÃO . . . . .	14
2	OBJETIVOS . . . . .	16
2.1	OBJETIVO GERAL . . . . .	16
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS . . . . .	16
3	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA . . . . .	17
3.1	IMPACTOS ANTRÓPICOS . . . . .	17
3.1.1	Águas residuárias . . . . .	18
3.1.2	Agricultura . . . . .	18
3.1.3	Resíduos Sólidos . . . . .	19
3.1.4	Desmatamento . . . . .	19
3.1.5	Uso e ocupação do solo . . . . .	20
3.2	PLANEJAMENTO E GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS . . . . .	20
3.2.1	Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos no Brasil . . . . .	20
3.3	Autodepuração de cursos d'água . . . . .	25
3.4	MODELAGEM HIDROLÓGICA . . . . .	28
3.4.1	Classificação dos modelos hidrológicos . . . . .	30
3.5	MODELOS MATEMÁTICOS DA QUALIDADE DA ÁGUA . . . . .	31
3.5.0.1	Cinética da matéria orgânica – DBO . . . . .	31
3.5.0.2	Cinética das formas de nitrogênio . . . . .	34
3.5.0.3	Cinética do oxigênio dissolvido – OD . . . . .	36
3.5.0.4	Perfil do oxigênio dissolvido em função do tempo . . . . .	37
3.5.1	Modelo de Streeter-Phelps . . . . .	39
3.5.2	Modelo QUAL-2E . . . . .	41
3.5.3	Modelo QUAL-UFGM . . . . .	43
3.5.3.1	Propriedades hidráulicas. . . . .	45
3.5.4	Usos do modelo QUAL-UFGM . . . . .	47
3.6	BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO ALAGADO . . . . .	49
3.6.1	Municípios . . . . .	49
3.6.2	Relevo . . . . .	49
3.6.3	Solo . . . . .	50
3.6.4	Clima . . . . .	51
3.6.5	Hidrografia . . . . .	54
4	METODOLOGIA . . . . .	58
4.1	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO . . . . .	59
4.1.1	Caracterização qualitativa das águas na bacia do rio Alagado . . . . .	62

4.1.1.1	Estações de tratamento de esgoto . . . . .	63
4.1.2	Enquadramento dos corpos d'água da BH Alagado . . . . .	67
4.2	ESTRUTURAÇÃO DA BASE DE DADOS . . . . .	69
4.3	SIMULAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA NA BH ALAGADO . . . . .	70
4.3.1	Parâmetros analisados no estudo de autodepuração . . . . .	70
4.3.2	Construção do modelo conceitual . . . . .	71
4.3.3	Aplicação do Modelo QUAL-UFMG . . . . .	72
4.3.3.1	Vazão de esgotos, OD e DBO nos esgotos . . . . .	72
4.3.3.2	OD, DBO, fosforo total, coliformes e temperatura do rio ao longo do trecho	72
4.3.3.3	Vazão do rio . . . . .	73
4.3.3.4	Profundidade do rio (H) e velocidade média do percurso (v) . . . . .	73
4.3.3.5	Determinação dos coeficientes iniciais K1, K2, Ks e Kd . . . . .	76
4.4	Construção de cenários. . . . .	77
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO. . . . .	79
5.1	Simulação da qualidade da água e processo de autodepuração na bacia hidrográfica do Alagado . . . . .	79
5.1.1	Rio Alagado . . . . .	79
5.1.2	Córrego Vargem da Benção e Rio Ponte Alta. . . . .	81
5.2	Cenário 2040 de qualidade de água na bacia hidrográfica do Alagado . . . . .	84
5.2.1	Rio Alagado . . . . .	84
5.2.2	Córrego Vargem da Benção e Rio Ponte Alta. . . . .	86
5.3	Enquadramento de corpos d'água na bacia hidrográfica do Alagado — situação atual e cenário 2040 . . . . .	89
5.3.1	Rio Alagado . . . . .	89
5.3.2	Córrego Vargem da Benção e Rio Ponte Alta. . . . .	92
6	CONCLUSÃO . . . . .	96
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS . . . . .	97
	ANEXOS	103
	ANEXO A – ANEXO A . . . . .	104
	ANEXO B – ANEXO B . . . . .	106



## Lista de ilustrações

Figura 1 – Matriz institucional dos integrantes do SINGREH em 2019. . . . .	21
Figura 2 – Mapa da Divisão Hidrográfica Nacional. . . . .	22
Figura 3 – Classes de enquadramento das águas doces e usos respectivos. . . . .	24
Figura 4 – Zonas de autodepuração e sucessão ecológica. . . . .	26
Figura 5 – Fluxograma dos modelos hidrológicos. . . . .	29
Figura 6 – Aspectos de classificação dos Modelos. . . . .	30
Figura 7 – DBO exercida (oxigênio consumido) e DBO remanescente (matéria orgânica remanescente) ao longo do tempo. . . . .	32
Figura 8 – Valores típicos dos coeficientes de remoção de DBO (K1 e Kd base e, 20°C). . . . .	33
Figura 9 – Pontos característicos da curva de depleção do OD. . . . .	39
Figura 10 – Trecho do rio dividido em elementos computacionais. . . . .	42
Figura 11 – Representação esquemática dos constituintes simulados no modelo QUAL-UFMG e de inter-relações. . . . .	44
Figura 12 – Mapa de declividade da bacia hidrográfica do rio Alagado (DF/GO). . . . .	50
Figura 13 – Mapa da Solos da Bacia Hidrográfica do Rio Alagado (DF/GO). . . . .	51
Figura 14 – Classificação Climática de Koppen para o Goiás (GO) e Distrito Federal (DF). . . . .	52
Figura 15 – Precipitação média mensal histórica na área da bacia hidrográfica do rio Alagado (DF/GO). . . . .	53
Figura 16 – Umidade relativa do ar média mensal histórica na área da bacia hidrográfica do rio Alagado (DF/GO). . . . .	53
Figura 17 – Precipitação média mensal histórica na área da bacia hidrográfica do rio Alagado (DF/GO). . . . .	54
Figura 18 – Principais cursos, d'água da Bacia do Rio Alagado no Distrito Federal. . . . .	55
Figura 19 – Reservatório Corumbá IV. . . . .	56
Figura 20 – Bacia hidrográfica do Corumbá. . . . .	56
Figura 21 – Fluxograma da metodologia. . . . .	58
Figura 22 – Mapa da Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Alagado (DF/GO). . . . .	59
Figura 23 – Índice de Conformidade ao Enquadramento (ICE). . . . .	61
Figura 24 – Diagrama esquemático dos cursos d'água Córrego Vargem da Benção (ou Estiva), Rio Ponte Alta e Rio Alagado, com locação das estações fluviométricas e pontos de lançamento das ETEs do DF. . . . .	62
Figura 25 – ETE Recanto das Emas. . . . .	64
Figura 26 – Lançamento de DBO pela ETE Recanto das Emas no período de 2018 a 2019. . . . .	64
Figura 27 – ETE Gama. . . . .	65
Figura 28 – Lançamento de DBO pela ETE Gama no período de 2018 a 2019. . . . .	65
Figura 29 – ETE Santa Maria. . . . .	66
Figura 30 – Lançamento de DBO pela ETE Santa Maria no período de 2018 a 2019. . . . .	66

Figura 31 – ETE Alagado. . . . .	67
Figura 32 – Lançamento de DBO pela ETE Alagado no período de 2018 a 2019. . . . .	67
Figura 33 – Correlação da velocidade em função da vazão para o Rio Ponte Alta. . . . .	74
Figura 34 – Correlação da profundidade em função da vazão para o Rio Ponte Alta. . . . .	74
Figura 35 – Correlação da velocidade em função da vazão para o Rio Alagado. . . . .	75
Figura 36 – Correlação da profundidade em função da vazão para o Alagado. . . . .	75
Figura 37 – OD Rio Alagado . . . . .	79
Figura 38 – DBO Rio Alagado . . . . .	80
Figura 39 – Fósforo total Rio Alagado . . . . .	81
Figura 40 – OD Rio Ponte Alta . . . . .	82
Figura 41 – DBO Rio Ponte Alta . . . . .	83
Figura 42 – Fósforo total Rio Ponte Alta . . . . .	83
Figura 43 – OD Rio Alagado . . . . .	85
Figura 44 – DBO Rio Alagado . . . . .	85
Figura 45 – Fósforo total Rio Alagado . . . . .	86
Figura 46 – OD Rio Ponte Alta . . . . .	87
Figura 47 – DBO Rio Ponte Alta . . . . .	88
Figura 48 – Fósforo total Rio Ponte Alta . . . . .	89
Figura 49 – Porcentagem da extensão do trecho 1 do Rio Alagado dentro dos padrões Classe 2. . . . .	90
Figura 50 – Porcentagem da extensão do trecho 2 do Rio Alagado dentro dos padrões Classe 3. . . . .	91
Figura 51 – Porcentagem da extensão do trecho 3 do Rio Alagado dentro dos padrões Classe 2. . . . .	92
Figura 52 – Porcentagem da extensão do Córrego Vargem da Benção dentro dos padrões Classe 3. . . . .	93
Figura 53 – Porcentagem da extensão do trecho 2 do Rio Ponte Alta o dentro dos padrões Classe 3. . . . .	94
Figura 54 – Porcentagem da extensão do trecho 3 do Rio Ponte Alta o dentro dos padrões Classe 3. . . . .	95
Figura 55 – DBO dos cursos da água ao longo dos anos. . . . .	104
Figura 56 – OD dos cursos da água ao longo dos anos. . . . .	104
Figura 57 – PT dos cursos da água ao longo dos anos. . . . .	105
Figura 58 – Conformidade dos cursos da água estudados em relação ao enquadramento. . . . .	106

## Lista de tabelas

Tabela 1 – Distribuição dos dados por colunas em planilha. . . . .	47
Tabela 2 – Estações Fluviométricas da BH do Alagado. . . . .	60
Tabela 3 – Estações Fluviométricas da BH do Alagado . . . . .	60
Tabela 4 – Classificação dos corpos hídricos segundo resolução CONAMA 357/2005. . .	68
Tabela 5 – Comparativo entre as propostas de enquadramento existentes para o DF. Adaptado de CTPA/CBH, 2014. . . . .	69
Tabela 6 – Dados de entrada para os cenários atual e futuro para cada ETE. . . . .	71
Tabela 7 – Divisão do Rio Alagado e o comprimento de cada trecho . . . . .	71
Tabela 8 – Divisão do Córrego Vargem de Benção e Rio Alagado e o comprimento de cada trecho. . . . .	72
Tabela 9 – Valores típicos dos coeficientes de remoção de DBO (K1 e Kd) (base e, 20°C). .	76
Tabela 10 – Valores típicos de K2 (base e, 20° C). . . . .	76
Tabela 11 – Dados ETEs presente na bacia do Rio Alagado para o cenário atual. . . . .	77
Tabela 12 – Dados ETEs presente na bacia do Rio Alagado para o cenário futuro. . . . .	78
Tabela 13 – Valores de saída para os principais parâmetros do Rio Alagado . . . . .	84
Tabela 14 – Valores de saída para os principais parâmetros do Córrego Vargem da Benção e Rio Ponte Alta . . . . .	87

## Lista de equações

Equação 3.1.....	32
Equação 3.2.....	32
Equação 3.3.....	32
Equação 3.4.....	32
Equação 3.5.....	33
Equação 3.6.....	34
Equação 3.7.....	34
Equação 3.8.....	35
Equação 3.9.....	35
Equação 3.10.....	35
Equação 3.11.....	35
Equação 3.12.....	36
Equação 3.13.....	36
Equação 3.14.....	36
Equação 3.15.....	37
Equação 3.16.....	37
Equação 3.17.....	38
Equação 3.18.....	38
Equação 3.19.....	38
Equação 3.20.....	38
Equação 3.21.....	39
Equação 3.22.....	40
Equação 3.23.....	40
Equação 3.24.....	42
Equação 3.25.....	45
Equação 3.26.....	45
Equação 3.27.....	45
Equação 3.28.....	46
Equação 3.29.....	46
Equação 3.30.....	46
Equação 3.31.....	46
Equação 3.32.....	46

## Lista de abreviaturas e siglas

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRH	Associação Brasileira de Recursos Hídricos
AGERH	Agência Estadual De Recursos Hídricos
ANA	Agência Nacional de Água
ASCE	American Society of Civil Engineers
BH	Bacia Hidrográfica
CAESB	Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal
CBH	Comitê de Bacia Hidrográfica
CNRH	Conselho Nacional de Recursos Hídricos
CODEPLAN	Companhia de Planejamento do Distrito Federal
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CO	Dióxido de carbono
CRH/DF	Conselho de Recursos Hídricos do Distrito Federal
CTPA	Câmara Técnica Permanente de Assessoramento
CX	Cambissolo Háplico
DA	Despesas Administrativas
DAS	Documento de Arrecadação do Simples Nacional
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DF	Distrito Federal
DL	Diretoria de Logística
EMATER	Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa
ETA	Estação de Tratamento de Água
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
GO	Goiás

IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICE	Índice de Conformidade ao Enquadramento
INCRA	Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
LV	Latossolo Vermelho
LVA	Latossolo Vermelho- Amarelo
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MS	Ministério da Saúde
NO	Óxido Nítrico
NTK	Nitrogênio Total Kjeldhal
OD	Oxigênio Dissolvido
ONG	Organizações Não Governamentais
PARA	Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos
PGIRH/DF	Plano de Gerenciamento Integrado dos Recursos Hídricos do Distrito Federal
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PT	Fósforo total
RIDE/DF	Região Integrada de Desenvolvimento do Distrito Federal e Entorno
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SINGREH	Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos
SNIRH	Sistema Nacional de Informações Sobre Recursos Hídricos
TCC	Trabalho de Conclusão de Curso
UCS	Uso e Cobertura do Solo
UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais
UFRGS	Universidade Federal do Rio Grande do Sul

UFRRJ	Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
UH	Unidade Hidrológica
UR	Umidade Relativa do Ar
URH	Unidades De Resposta Hidrológica
USEPA	United States Environmental Protection Agency
VMP	Valor Máximo Permitido
WWF	World Wide Fund for Nature

# 1 INTRODUÇÃO

O constante crescimento populacional vem impactando cada vez mais o planeta devido a um aumento da necessidade por recursos ambientais. Esse crescimento desordenado gera diversas consequências ao meio ambiente a medida em que leva à uma ocupação desordenada e irregular do solo. Essa ocupação irregular do solo afeta tanto direta quanto indiretamente a qualidade de corpos hídricos próximos à ocupação.

Os ecossistemas aquáticos são de suma importância para a sobrevivência humana, pois estes agem na regulação do clima e servem como fonte de alimento para as populações locais. A ocupação desordenada do solo afeta a dinâmica destes ecossistemas, modificando-a e alterando-a de forma que chega a impactar diretamente na saúde da população. Sendo assim, a poluição destes ecossistemas representa um enorme risco para a sociedade.

A poluição do meio ambiente aquático pode ocorrer de diversas formas, sendo as principais fontes de poluição os efluentes domésticos, efluentes industriais e resíduos da agricultura. Para entender melhor de que forma essa poluição entra nos corpos hídricos torna-se necessário fazer um estudo das características principais da bacia como uso e ocupação do solo.

Uma maneira de se controlar essa contaminação é justamente entender a capacidade de autodepuração de cada corpo hídrico, ou seja, o restabelecimento do equilíbrio no meio aquático, conhecendo a quantidade de poluentes que cada corpo d'água consegue admitir de forma que suas aspectos de qualidade não sejam afetados. O processo de autodepuração nos rios tem grande potencial em relação a melhoria da qualidade da água, dado que ele permite que as características iniciais de equilíbrio possam ser restauradas

Nos últimos anos o uso de modelos matemáticos para representar a realidade vem se tornando cada vez mais difundido. Essa ferramenta é capaz de auxiliar na tomada de decisão por parte das autoridades à medida em que ajuda no entendimento dos processos na bacia hidrográfica e permite a criação de possíveis cenários futuros. Dessa forma, os estudos e investigações científicas voltadas para o entendimento desses processos na bacia possibilitam que a preservação dos recursos hídricos e o desenvolvimento das regiões dentro da bacia ocorram de forma conjunta (DE SOUZA VIANA et al., 2018).

Os modelos matemáticos compõem um conjunto de procedimentos que possibilitam representar alternativas propostas e simular situações reais que poderiam ocorrer dentro de uma faixa de incertezas, sendo o modelo matemático de qualidade da água visto como um auxiliar extremamente útil para simular diferentes possibilidades, onde seu conhecimento se torna essencial para que as alternativas e os resultados sejam representativos e possam ser devidamente avaliados (Tucci, 1998). Uma ferramenta simples e de crescente utilização para a modelagem da qualidade da água é a plataforma QUAL-UFMG, formulada por von Sperling (2007).

O programa em Excel QUAL-UFMG, desenvolvido em planilhas, visa possibilitar a modelagem de rios através da utilização de um modelo baseado no QUAL2-E, o qual foi



desenvolvido pela US Environmental Protection Agency (USEPA). Isso proporcionou maior clareza em cada etapa da modelagem, ficando o processo mais simples. O modelo simula os parâmetros: Oxigênio Dissolvido (OD), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Nitrogênio e suas frações, fósforo, suas frações e Coliformes Termotolerantes (PEREIRA; BARBOSA, 2019).

A bacia hidrográfica do Rio Alagado é uma unidade hidrologica (UH) da bacia do Rio Corumbá, um dos principais afluentes da bacia do rio Paranaíba. Ela está inserida tanto no Distrito Feral quanto no estado do Goiás e é afluente do reservatório de corumbá IV, no braço onde se situa o futuro ponto de captação de água para o consumo humano.

Diante do supracitado, o presente trabalho é um estudo de caráter exploratório sobre a atual situação dos corpos aquáticos constituintes da bacia do Rio Alagado (DF e GO) utilizando o modelo de qualidade da água QUAL-UFMG. Quanto à organização, o presente trabalho está estruturado com base nos seguintes capítulos: (2) objetivos gerais e específicos; (3) fundamentação teórica e revisão bibliográfica; (4) materiais e métodos; (5) resultados; (6) conclusão e, por último, as referências bibliográficas.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

O presente trabalho possui como objetivo geral avaliar a qualidade da água e a capacidade de autodepuração do rio Alagado (DF/GO) e de seus principais tributários.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Estimar e analisar os efeitos das cargas pontuais de poluição e a capacidade de autodepuração dos corpos aquáticos utilizando o modelo matemático QUAL-UFGM.
- Estimar e avaliar as cargas pontuais de poluição frente ao plano de projeto das estações de tratamento de esgotos presentes na bacia.
- Avaliar o atendimento às classes de enquadramento dos corpos aquáticos em razão das cargas poluidoras pontuais afluentes.

## 3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 3.1 IMPACTOS ANTRÓPICOS

Durante muitos anos questões ambientais como mudanças climáticas eram geralmente atribuídas a causas naturais. Porém, nos últimos dois séculos, foi ficando cada vez mais evidente principal causa de alterações ambientais são as atividades humanas.

A exploração da natureza pelo ser humano traz drásticas consequências para a biosfera, visto que os danos causados desequilibram totalmente as relações entre os seres vivos e seus ecossistemas.

Os habitats aquáticos, especialmente os ecossistemas de água doce, estão mais sujeitos à poluição do que outros ambientes devido ao uso da água em processos industriais, assim como o lançamento de efluentes industriais e de centros de desenvolvimento urbano. O termo poluição pode ser definido como alteração nas características físicas, químicas ou biológicas de águas naturais decorrentes de atividade humana (TUCCI, 2001).

A degradação de bacias hidrográficas ocorre devido a diversos fatores como: desmatamento, urbanização, obras de terraplenagem, mineração, dentre outros (BENINI; MENDIONDO, 2015).

Dessa forma a análise do uso e ocupação do solo destaca-se como um fator primordial na avaliação ambiental, que não pode ser realizada apenas do ponto de vista físico, dado que deve ser entendida de forma integrada, considerando-se a relação existente entre fatores naturais e as formas de uso e ocupação pela sociedade (ROMÃO; SOUZA, 2011).

Em todo o mundo, o uso da água e o mau planejamento levam a poluição de rios, lagos e recursos hídricos subterrâneos mais secos e poluídos, com grandes perdas de biodiversidade de organismos aquáticos e danos ao próprio ecossistema. O homem, assim como a fauna e a flora, é diretamente afetado pela deterioração da qualidade da água, que pode ser gerada por poluição, desmatamentos, queimadas, entre outros. Dessa forma, devem-se buscar técnicas para correção, mitigação e, sobretudo, prevenção de impactos ambientais negativos que ocorram nas bacias/sub-bacias hidrográficas (FERNANDES, 2014).

As ações humanas podem ser responsáveis por causar pequenas ou grandes alterações, dependendo da atividade. De acordo com Schneider *et al.* (2011) a presença de industrialização acarreta as maiores cargas de poluentes para o ambiente lótico, mas a simples presença da urbanização e as atividades agrícolas são também importantes geradores de poluição

Para que se possa adotar medidas de controle da poluição em bacias hidrográficas, é de extrema importância que áreas que fornecem substâncias fertilizantes como nitrogênio e fósforo sejam identificadas e mapeadas (STEINKE & SAITO, 2008).

Os esgotos domésticos e resíduos industriais são exemplos de fontes de poluição pontual em corpos aquáticos. Essas fontes são consideradas pontuais na medida em que os poluentes atingem um determinado corpo de água de forma concentrada no espaço, com localização definida e frequentemente com regime contínuo de produção (LIMA *et al.*, 2016).

As fontes de poluição não pontuais, ou difusas, geralmente são de difícil identificação, pois elas são geradas por ao longo de toda a bacia e geralmente adentram o corpo aquático de maneira descontínua. Há dificuldades em monitorar as fontes difusas, pois depende do mapeamento e do uso do solo da bacia, devido à relação intrínseca entre solo drenado e a qualidade da água (SOUZA, 2012).

### 3.1.1 Águas residuárias

As águas residuárias são compostas basicamente por esgotos domésticos ou de origem animal e resíduos industriais. Quando ocorre o despejo destes resíduos em corpos aquáticos, nota-se a ocorrência de grandes danos ao ecossistema e seu respectivo desequilíbrio.

A poluição que vem dos efluentes domésticos, apesar de geralmente ser menos nociva ao meio ambiente que a poluição industrial, também pode causar grandes danos aos ecossistemas, pois em sua composição há a presença de microrganismos patogênicos, matéria orgânica e também nutrientes, que podem levar os ambientes aquáticos a eutrofização (MENDONÇA & MENDONÇA, 2017).

A eutrofização de corpos aquáticos se trata do processo em que um corpo aquático se torna extremamente ricos em nutrientes como nitrogênio e fosforo. A eutrofização desencadeia uma reação no ecossistema, uma vez que produtores primários como algas e plantas passam a ter um crescimento exponencial de biomassa. O excesso de algas e matéria vegetal eventualmente se decompõe, consumindo o oxigênio dissolvido no corpo aquático e o levando a sua completa deterioração.

Os problemas com a eutrofização assim como a matéria orgânica de efluentes domésticos e também as águas residuárias industriais podem ser evitados com algumas medidas como tratamento da água residuária. Pesquisas visando maior conhecimento desse fenômeno natural, o qual é intensificado por ações antrópicas, são fundamentais para o desenvolvimento de ações de prevenção e melhoria qualitativa de corpos d'água (TRINDADE; MENDONÇA, 2014).

### 3.1.2 Agricultura

A poluição e deterioração de corpos aquáticos, principalmente nas áreas rurais, se dá por meio da contaminação destes por substâncias tanto orgânicas quanto inorgânicas, por agentes biológicos, sendo amplamente utilizados, e muitas vezes de forma inadequada, de fertilizantes e dos resíduos gerados pela criação intensiva de animais (DE RESENDE, 2002).

Existem diversas estratégias para reduzir o dano causado por parte da atividade agrícola aos corpos d'água. Elas devem ter como meta a redução do deflúvio superficial, a redução do uso de agroquímicos e o manejo adequado dos efluentes produzidos pelos sistemas de criação de animais em confinamento (MERTEN & MINELLA, 2002).

### 3.1.3 Resíduos Sólidos

A população do planeta vem aumentando de forma desenfreada nos últimos anos, já ultrapassamos a marca dos sete bilhões, num crescimento de dois bilhões em apenas 25 anos. Sendo assim, é possível observar um aumento na produção e consumo e, conseqüente, geração de resíduos por parte dessa população.

A quantidade de resíduos sólidos produzidos pelas populações, guarda relação não só com o nível de riqueza, refletido na capacidade econômica para consumir, mas também com os valores e hábitos de vida, determinantes do grau de disposição para a realização do consumo (GODECKE et al, 2012).

A poluição de corpos aquáticos por parte dos resíduos sólidos ocorre devido decomposição dos resíduos sólidos urbanos, principalmente dos que possuem matéria orgânica em sua composição, que geram gases e chorume. A composição do chorume é extremamente variável e depende de vários fatores como as condições ambientais locais, tempo de disposição, forma de operação do aterro e até mesmo as características do próprio despejo (SERAFIM et al, 2003).

Quando o local de disposição final do resíduo sólido não é projetado para coletar e tratar todo o chorume, é esperado que recursos hídricos que se localizem próximo ao local de disposição sofram com poluição severa, levando a uma aceleração da dispersão dos materiais poluentes, podendo atingir áreas que nem sequer estejam próximos do local de disposição dos resíduos (ROSA et al, 2012).

Para que se possa prevenir a poluição de recursos hídricos por parte de resíduos sólidos deve-se buscar uma forma de conscientizar a população para os danos que o excesso de consumo causa ao meio ambiente, assim como fomentar a disposição correta de resíduos, a reutilização e a reciclagem. Conforme a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS. Lei no 12.305 de 2010), destinação final ambientalmente adequada é a destinação de resíduos que inclui a reutilização, a reciclagem, a compostagem, a recuperação e o aproveitamento energético (BRASIL, 2010).

### 3.1.4 Desmatamento

As florestas são essenciais nas nossas vidas, desde o ar que respiramos até a madeira utilizada como matéria-prima para a manufatura de produtos. Elas são a casa de mais da metade das espécies de animais terrestres e mais de 1 bilhão de pessoas dependem dela para viver (WWF, 2021).

Algumas das conseqüências do desmatamento são mudanças climáticas, perda de recursos naturais como solo, água e enchentes, perda de biodiversidade, perda de “habitat” e conflitos, perdas econômicas e perdas sociais (CHAKRAVARTY, 2012).

### 3.1.5 Uso e ocupação do solo

Nas últimas décadas o desenvolvimento econômico agrícola do Brasil foi caracterizado pelo uso intensivo dos recursos ambientais sem o devido planejamento o que, juntamente com as características de solo e clima, promoveu grandes perdas de solo por erosão.

O resultado disso é o carreamento de grandes quantidades de solo, matéria orgânica e produtos agrícolas para dentro dos cursos d'água no período de chuvas, levando a um significativo aumento da concentração de sólidos e nutrientes no corpo aquático (VANZELA et al, 2010).

As mudanças no regime de vazões de uma bacia hidrográfica podem ser resultado de mudanças do tipo de uso do solo, da variação climática, de construção de barragens ou de aumento da irrigação, dentre outros fatores (GOMES et al, 2008).

Para diminuir esse problema e desenvolver políticas públicas voltadas para uma gestão sustentável dos recursos naturais, é necessário que o Uso e Cobertura do Solo (UCS) sejam monitorados da maneira correta (COELHO et al, 2014).

## 3.2 PLANEJAMENTO E GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS

A água é um recurso que faz parte do interesse direto da sociedade como um todo, assim como a maioria das instituições públicas de diferentes níveis, do setor privado e de Organizações Não Governamentais (ONGs). Dessa forma, pode-se dizer que a água é um recurso extremamente importante que possui diversos interesses intersetoriais por parte da sociedade.

Ao longo dos anos foi ficando cada vez mais claro que a gestão de recursos hídricos não pode ser feita exclusivamente por profissionais do setor de águas, dado que os problemas relacionados a água estão se interconectando e formando uma rede de gestão que engloba as mais diversas áreas (BISWAS, 2008).

Segundo Tundisi (2003), “As pressões sobre os usos dos recursos hídricos provêm de dois grandes problemas que são o crescimento das populações humanas e o grau de urbanização e aumento das necessidades para irrigação, e produção de alimentos.”.

### 3.2.1 Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos no Brasil

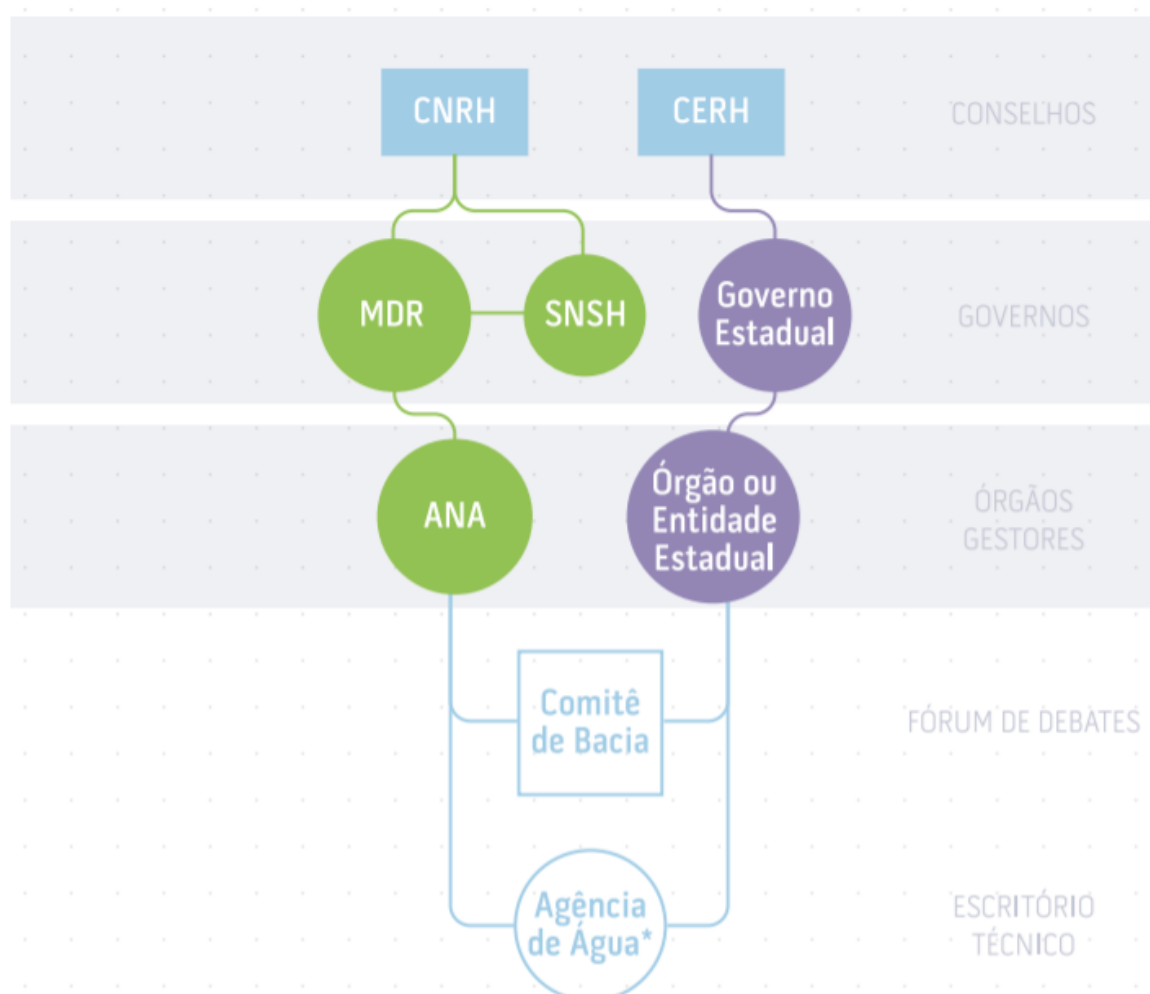
A gestão de recursos hídricos no Brasil teve início por volta da década de 30, com o decreto nº 24.643, de 10 julho de 1934, O Código de Águas, que estabelecia formas de fiscalizar, distribuir, integrar e usar a água. Apesar ter sido o pontapé inicial para a gestão de recursos hídricos no Brasil, ele ainda possui diversas lacunas que deveriam ser preenchidas, além do fato de que sua implementação efetiva nunca foi realizada, as ações que o seguiram foram exclusivamente setoriais e nunca foram regulamentadas (ANA, 2002).

No ano de 1987, a Associação Brasileira de Recursos Hídricos (ABRH) se manifestou através da Carta de Salvador sobre a necessidade de se criar um sistema nacional de recursos hídricos e de se aperfeiçoar a legislação pertinente, de forma que ela contemple os usos múltiplos

da água, a gestão descentralizada e participativa, a criação de um sistema nacional de informações de recursos hídricos e o desenvolvimento tecnológico e capacitação do setor.

A partir de várias iniciativas, surge um amplo processo de discussão que contou com a participação da comunidade técnica no sentido de encaminhar propostas para a reforma constitucional de 1988. Desses fatos ocorre a inclusão do artigo 21, XIX, na constituição de 1988, “. Compete à União instituir Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e definir critérios de outorga de direito de uso...”.

A Lei Federal no 9.433, de 9 de janeiro de 1997, instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH). Além disso, ela determina que a bacia hidrográfica é a unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos. O Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), é um órgão colegiado, consultivo e deliberativo, integrante do SINGREH. Desde então, o país dispõe de um instrumento legal que quando efetivamente implementado garantirá às gerações futuras a disponibilidade de água em condições adequadas (ANA, 2002).



\* Agência de bacia ou entidade com função legal similar ou órgão gestor estadual de recursos hídricos

Figura 1 – Matriz institucional dos integrantes do SINGREH em 2019.

CNRH: Conselho Nacional de Recursos Hídricos; CERH: Conselho Estadual de Recursos Hídricos; MDR: Ministério do Desenvolvimento Regional; SNSH: Secretaria Nacional de Segurança Hídrica; ANA: Agência Nacional de Águas; Fonte: ANA, 2020.

A PNRH é implementada pela atuação do SINGREH. O CNRH é um colegiado consultivo, normativo e deliberativo que ocupa a instância mais alta na hierarquia do SINGREH (ANA, 2020).

Em abril de 1999, o Presidente da República anunciou que criaria uma agência governamental na forma de uma autarquia. O Projeto de Lei de criação da Agência Nacional de Águas (ANA) foi aprovado pelo Congresso Nacional em 20 de junho de 2000, o que resultou na Lei 9.984 sancionada em julho daquele ano, que dispõe sobre a criação da ANA.

A Divisão Hidrográfica Nacional foi instituída pelo (CNRH). Ela estabelece às doze Regiões Hidrográficas brasileiras (Figura 2), sendo basicamente bacias, grupo de bacias ou sub-bacias hidrográficas próximas, com características naturais, sociais e econômicas similares (ANA, 2020).



Figura 2 – Mapa da Divisão Hidrográfica Nacional.

Fonte: CNRH, 2003.














O Comitê de Bacia Hidrográfica (CBH) se trata de fórum de debates que ajuda na tomada de decisão em relação à gestão dos recursos hídricos de uma bacia hidrográfica específica. Há comitês de bacias hidrográficas interestaduais e bacias estaduais.

A PNRH estabelecido pela Lei no 9.433/97, é um dos instrumentos que auxilia na gestão das águas no Brasil. O conjunto de diretrizes, metas e programas que constituem o PNRH foi construído em amplo processo de mobilização e participação social. Dessa forma, pode-se dizer que o objetivo do PNRH é “estabelecer um pacto nacional para a definição de diretrizes e políticas públicas voltadas para a melhoria da oferta de água, em quantidade e qualidade, gerenciando as demandas e considerando ser a água um elemento estruturante para a implementação das políticas setoriais, sob a ótica do desenvolvimento sustentável e da inclusão social”. (ANA, 2021).

A PNRH estabeleceu cinco instrumentos básicos de gestão dos recursos hídricos, estes são: o planejamento dos recursos hídricos, o enquadramento dos corpos d'água em classes, segundo os usos preponderantes da água, a outorga dos direitos de uso de recursos hídricos, a cobrança pelo uso dos recursos hídricos e o Sistema Nacional de Informações de Recursos Hídricos (SNIRH).

O enquadramento dos corpos hídricos em classes de qualidade segundo os usos (Figura 3) visa garantir água de qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas, assim como diminuir os custos de combate à poluição hídrica. O enquadramento ocorre por meio do estabelecimento de classes de qualidade conforme a resolução no 357 de 2005 e no 396 de 2008 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), que dispõem sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes.

USOS DAS ÁGUAS DOCES	CLASSES DE ENQUADRAMENTO				
	ESPECIAL	1	2	3	4
Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas 	Classe mandatória em Unidades de Conservação de Proteção Integral				
Proteção das comunidades aquáticas 		Classe mandatória em Terras Indígenas			
Recreação de contato primário 					
Aquicultura 					
Abastecimento para consumo humano 	Após desinfecção	Após tratamento simplificado	Após tratamento convencional	Após tratamento convencional ou avançado	
Recreação de contato secundário 					
Pesca 					
Irrigação 		Hortalças consumidas cruas e frutas que se desenvolvem rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película	Hortalças, frutíferas, parques, jardins, campos de esporte e lazer,	Culturas arbóreas, cereíferas e forrageiras	
Dessedentação de animais 					
Navegação 					
Harmonia paisagística 					

Observação: As águas de melhor qualidade podem ser aproveitadas em uso menos exigente, desde que este não prejudique a qualidade da água.

Figura 3 – Classes de enquadramento das águas doces e usos respectivos.

A outorga de direito de uso de recursos hídricos é a concessão emitida pelo governo estadual ou federal para o uso da água em qualquer atividade que possa provocar alterações negativas nas condições naturais de corpos aquáticos. Ela procura assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água, assim como os direitos de acesso aos recursos hídricos. Ela é extremamente necessária quando se trata de regularizar e legalizar o uso de recursos hídricos por parte de qualquer empreendimento que recorra à água (AGERH, 2021).

O processo de tomada de decisão envolve diversos fatores, tais como a quantidade e a qualidade de informações disponíveis. Sendo assim, nós temos com um dos instrumentos de gestão de recursos hídricos no Brasil o SNIRH, sendo um poderoso aliado durante o processo de tomada de decisão.

O SNIRH possui como Objetivos:

- Reunir, dar consistência e divulgar os dados e informações sobre a situação qualitativa e quantitativa dos recursos hídricos no Brasil;
- Atualizar permanentemente as informações sobre disponibilidade e demanda de recursos hídricos em todo o território nacional;
- Fornecer subsídios para a elaboração dos Planos de Recursos Hídricos.

### 3.3 Autodepuração de cursos d'água

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

A introdução de matéria orgânica em um corpo de água leva ao consumo do oxigênio dissolvido. Isto ocorre devido ao processo de estabilização da matéria orgânica, realizado pelas bactérias decompositoras aeróbias, que usam o oxigênio como acceptor final de elétrons na sua respiração.

A autodepuração pode ser definida como o potencial dos cursos de água de recuperarem o equilíbrio, por mecanismos naturais, após o lançamento de cargas poluidoras. Esse equilíbrio é reestabelecido à medida que a matéria orgânica é convertida em compostos mais simples e estáveis como água e gás carbônico, e a biomassa microbiana volta aos níveis anteriores..

Os mecanismos naturais que influem no potencial de autodepuração dos rios são decorrentes de fatores físicos, químicos, bioquímicos e biológicos, nos quais se ressaltam: a velocidade das águas, a vazão, a morfologia do leito, a temperatura e a transparência da água, a quantidade de oxigênio dissolvido na água, a concentração de substâncias orgânicas, inorgânicas e a quantidade de biomassa de microrganismos presente nos efluentes e no corpo hídrico(BRAGA et al., 2005).

Segundo Braga e colaboradores (2005), considerando o perfil longitudinal dos cursos de água e o tempo, existem processos de sucessões ecológicas associadas a zonas fisicamente identificáveis nos rios, caracterizadas como zonas de autodepuração ou recuperação, conforme a Figura 4, de forma que:

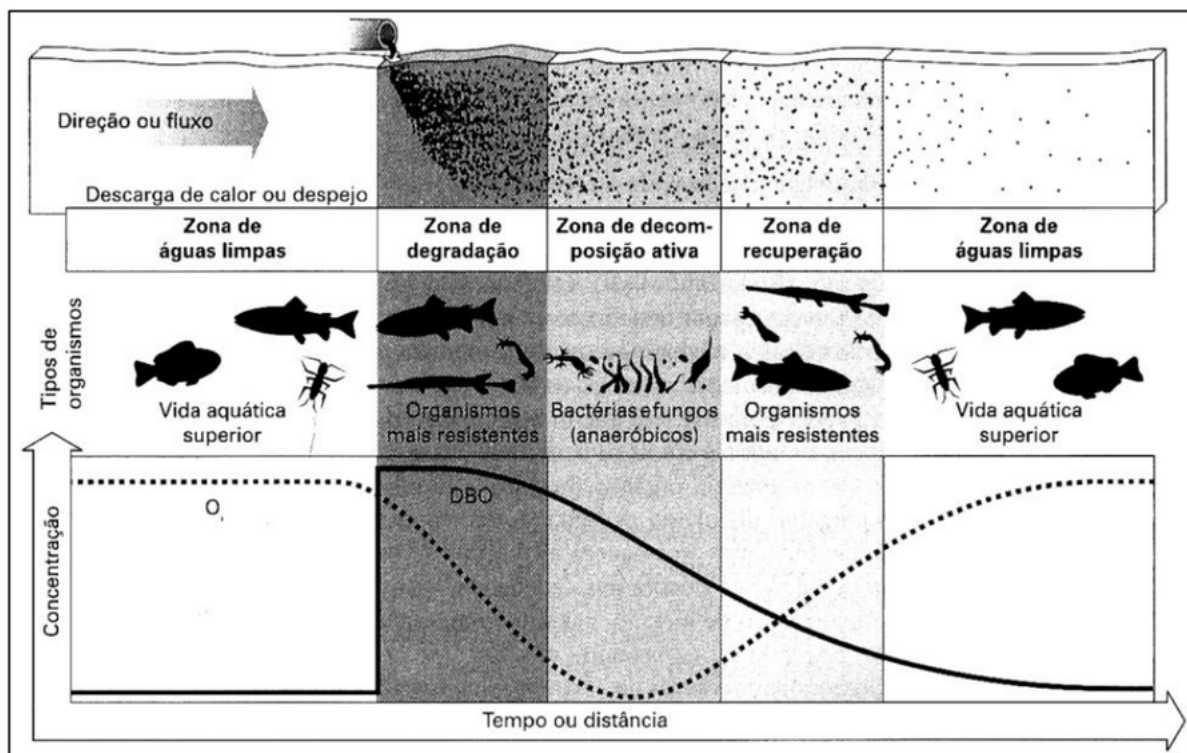


Figura 4 – Zonas de autodepuração e sucessão ecológica.

Fonte: Braga, 2005.

Considerando que a autodepuração é um processo que se desenvolve temporalmente e que as alterações no meio aquático ocorrem ao longo do curso d'água, pode-se associar esses estágios de sucessão com as zonas de autodepuração. As principais zonas de autodepuração são: zona de degradação, zona de decomposição ativa, zona de recuperação e zona de águas limpas, sendo que esta última ocorre nas situações de equilíbrio antes do despejo de poluente e depois da autodepuração, como pode ser observado na figura 4.

- Zona de decomposição ativa:

A primeira zona do processo de autodepuração e tem início logo à jusante do ponto de lançamento. Nesta zona, a água se apresenta turva, devido aos sólidos presentes nos esgotos. A sedimentação de sólidos leva a formação de bancos de lodo.

O processo de decomposição da matéria orgânica feita pelos microrganismos decompositores pode ter um início lento, que depende da adaptação dos seres decompositores ao efluente. Além disso, o consumo de oxigênio dissolvido para as atividades respiratórias dos microrganismos pode ser também reduzido, possibilitando que seja encontrado oxigênio dissolvido insuficiente para a vida de peixes. Após o período de adaptação, a decomposição da matéria orgânica aumenta consideravelmente e dessa forma, o oxigênio dissolvido diminui na mesma proporção.

Devido à decomposição da matéria orgânica, há um aumento nos teores de gás carbônico, um dos subprodutos do processo respiratório microbiano. Com o aumento das concentrações

de o gás carbônico, ele é convertido para ácido carbônico na água, levando a uma queda no pH da água, tornando-a mais ácida. Os compostos nitrogenados complexos encontram-se ainda em níveis elevados, embora já ocorra a conversão de grande parte deles em amônia.

Neste trecho é possível observar uma diminuição de espécies de seres vivos, apesar de o número de indivíduos em cada espécie ainda ser grande, caracterizando ecossistema aquático em desequilíbrio. Além disso, observa-se o desaparecimento das formas menos adaptadas, a predominância e desenvolvimento das formas mais resistentes e mais compatíveis com as novas configurações.

- Zona de decomposição ativa:

Trata-se da zona em torno da qual a concentração de oxigênio dissolvido atinge o valor mínimo, podendo inclusive se igualar a zero em alguns casos específicos. Após a fase inicial de perturbação, o ecossistema tenta se reorganizar, com os microrganismos exercendo suas funções de decomposição da matéria orgânica. Pode-se dizer que nesta zona a qualidade da água encontra-se em seu estado mais deteriorado.

Nesta zona o oxigênio dissolvido atinge sua menor concentração, e, dependendo da concentração de matéria orgânica presente no efluente lançado pode ser que o oxigênio dissolvido seja completamente consumido pelos microrganismos. Nesta situação, é possível observar condições anaeróbias em toda a massa líquida no trecho em questão. Devido a este fato, toda a vida aeróbia presente no corpo hídrico desaparece, substituída pela presença de organismos anaeróbios.

Em relação à comunidade aquática, número de bactérias originárias do trato intestinal, sendo estas patogênicas ou não, diminui devido às condições adversas à sua sobrevivência. Desta forma, o número de protozoários aumenta em toda a massa líquida e ocorre uma predominância destes. Ocorre a presença de alguns microrganismos e larvas de insetos, dotados de meios para sobreviver nas condições do meio e a macrofauna se encontra restrita no número de espécies presentes no meio.

- Zona de recuperação:

Quando a fase de decomposição ativa se encerra o corpo hídrico começa a etapa de recuperação do meio. Nesta fase, a água encontra-se em um estado mais límpido e claro. Os depósitos de lodo que sedimentam no fundo do trecho apresentam uma textura completamente diferente da anterior, não ocorrendo o desprendimento de gases e de mau cheiro.

Nesta etapa, a matéria orgânica se encontra em um estado mais estável, dado que grande parte dela já foi consumida nas etapas anteriores, isto resulta na redução do consumo de oxigênio realizado pela respiração de microrganismos aeróbios. Sendo assim, conjuntamente com a reaeração do corpo hídrico através do oxigênio presente na atmosfera, elevam-se os níveis de oxigênio dissolvido na massa líquida, ou seja, a produção de oxigênio pela reaeração atmosférica passa a ser maior que o consumo para a estabilização da matéria orgânica, eliminando as

condições de anaeróbios presentes na etapa anterior, isso acarreta mudança na fauna e na flora aquática.

Devido a esta mudança das condições do meio, o número de bactérias e protozoários no corpo hídrico diminui. Da mesma forma, as condições do meio favorecem a reprodução de algas verdes e azuis, assim como os flagelados e diatomáceas. Os microcrustáceos atingem seu maior nível, além disso, é possível observar muitos moluscos, vermes, dinoflagelados, esponjas, musgos e larvas de insetos. A cadeia alimentar está mais diversificada, gerando a alimentação dos primeiros peixes, mais tolerantes as novas condições do meio.

- Zona de águas limpas:

As águas se encontram limpas novamente como em seu estado inicial. Teores de oxigênio dissolvido, matéria orgânica e bactérias encontrados antes do lançamento do efluente voltam ao normal.

É possível observar no corpo hídrico a predominância das formas completamente oxidadas e estáveis dos compostos minerais, apesar de o lodo de fundo não estar completamente estabilizado. A concentração de oxigênio dissolvido na massa líquida se aproxima da condição de saturação em razão do baixo consumo pela população microbiana e da elevada produção pelas algas.

Devido à elevada produção de oxigênio pelas bactérias e as altas concentrações de nutrientes mineralizados, ocorre um reestabelecimento da cadeia alimentar. A quantidade de espécies se diversifica e o ecossistema se organiza novamente de modo semelhante o estado anterior ao lançamento.

### 3.4 MODELAGEM HIDROLÓGICA

Tucci (1998) destaca o modelo hidrológico como uma ferramenta utilizada para representar os processos que ocorrem na bacia hidrográfica e, dessa forma, prever as consequências das diferentes ocorrências em relação aos valores observados.

A bacia hidrográfica pode ser considerada a unidade hidrológica de estudo e planejamento. Isso ocorre pois as características da bacia estão diretamente ligada à produção de água. Para que se possa entender as como estas características estão interligadas, torna-se necessário a realização de estudos hidrológicos da bacia hidrográfica. Dessa forma, os estudos e investigações científicas voltadas para o entendimento desses processos na bacia possibilitam que a preservação dos recursos hídricos e o desenvolvimento das regiões dentro da bacia ocorram de forma conjunta (DE SOUZA VIANA et al, 2018).

Segundo Tucci (2005) os modelos hidrológicos precipitação-vazão surgiram da necessidade de se obter séries hidrológicas mais longas e representativas de vazões para diferentes usos dos projetos de recursos hídricos. As séries de precipitação, normalmente, são mais longas que as de vazão. Além disso, com a modificação das bacias pela construção de

obras hidráulicas e alterações no uso do solo, as séries de vazões deixaram de ser homogêneas. Baseando-se na precipitação, é possível determinar ou estimar as vazões desconhecidas para os novos cenários existentes ou previstos para as bacias.

A Figura 5 apresenta um fluxograma da estrutura em que os diferentes processos do ciclo hidrológico estão inseridos com o intuito de representar as características do ciclo hidrológico.

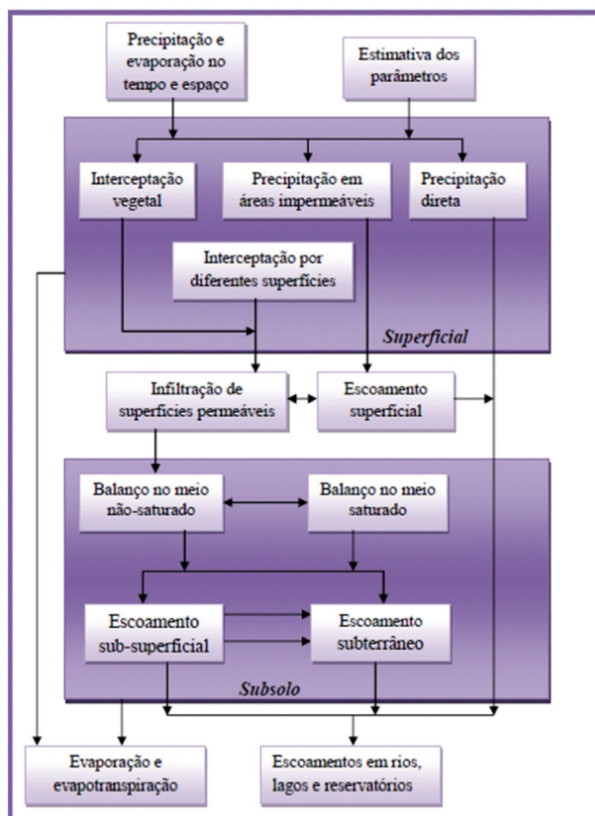


Figura 5 – Fluxograma dos modelos hidrológicos.

Fonte: Tucci, 2005.

A modelagem hidrológica constitui uma ferramenta extremamente útil quando se trata de auxiliar na gestão de recursos hídrico e na tomada de decisão sobre os usos da água e do solo, além de ajudar na compreensão dos diversos fatores que afetam o balanço hídrico e a formação de fluxo nas bacias hidrográficas (RENNÓ & SOARES, 2003).

Segundo Blainski et al. (2013), “os modelos hidrológicos se consolidaram como ferramentas de representação desses processos com alto potencial para a simulação de cenários de mudanças climáticas, de alterações do uso do solo e de intervenções antrópicas em diferentes escalas espaciais e temporais”.

A modelagem possibilita verificar a coerência dos dados observados, obtidos a partir das observações hidrológicas nas bacias hidrográficas. Com base nesses dados os modelos hidrológicos podem ser calibrados, permitindo a geração de séries sintéticas e a utilização dos modelos para se obter dados em bacias não monitoradas (SANTOS, 2009).

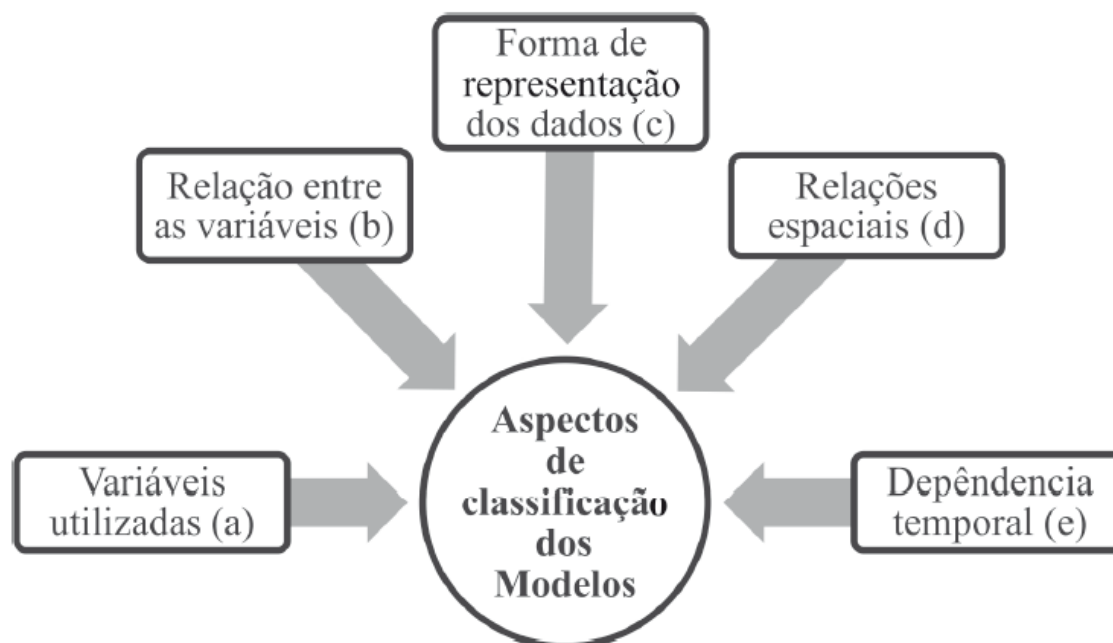
Para avaliar os processos hidrológicos que acontecem no interior da bacia é necessário que se faça um monitoramento da bacia no tempo e no espaço, por estações pluviométricas, fluviométricas, meteorológicas e sedimentológicas instaladas em diferentes locais. Entretanto, esse monitoramento, muitas vezes torna-se inviável pelo seu alto custo, e nem sempre abrange todas as partes da bacia.

Dessa forma, existem outros tipos de modelos hidrológicos mais simplificados e outros muito mais complexos e robustos como os desenvolvidos com base na computação e a inserção do Sistema de Informação Geográfica (SIG).

### 3.4.1 Classificação dos modelos hidrológicos

Um modelo pode ser definido como um sistema de equações composto por variáveis e parâmetros que servem para fornecer uma representação aproximada da realidade de modo a auxiliar na tomada de decisões.

Geralmente, os modelos são classificados conforme o tipo de variáveis utilizadas na modelagem (estocásticos ou determinísticos), o tipo de relações entre essas variáveis (empíricos ou conceituais), a forma de representação dos dados (discretos ou contínuos), a existência ou não de relações espaciais (concentrados ou distribuídos) e a existência de dependência temporal (estacionários ou dinâmicos) (MOREIRA, 2005).



**Figura 6 – Aspectos de classificação dos Modelos.**

Fonte: Marinho Filho et al, 2013.

Pode ser dizer que um determinado tipo de modelo é estocástico quando uma ou mais variáveis envolvidas na modelagem têm um comportamento aleatório, possuindo distribuição de probabilidade. Caso ele produza respostas idênticas para o mesmo conjunto de entradas,



mesmo quando uma variável de entrada tiver caráter aleatório, ele será um modelo determinístico (ALMEIDA et al, 2017).

São empíricos aqueles em que se ajustam os valores calculados aos dados observados, através de funções que não possuem nenhuma relação com os processos físicos envolvidos. Por outro lado, no modelo conceitual, as funções utilizadas na sua elaboração consideram os processos físicos (TUCCI, 2005).

Modelos concentrados são aqueles que não consideram a variabilidade espacial das variáveis hidrológicas envolvidas no processo modelado, ou seja, a área da bacia é representada de forma única, impossibilitando a distribuição das características físicas relacionadas ao solo, à vegetação e à chuva.

Considera-se o modelo como distribuído quando suas variáveis e parâmetros dependem do espaço e/ou tempo. Eles possuem a capacidade de representar a variação espacial das características físicas da bacia hidrográfica. Este tipo de modelo permite que de dados de pluviometria sejam manipulados considerando sua variabilidade espacial, contribuindo para uma representação mais realista do modelo.

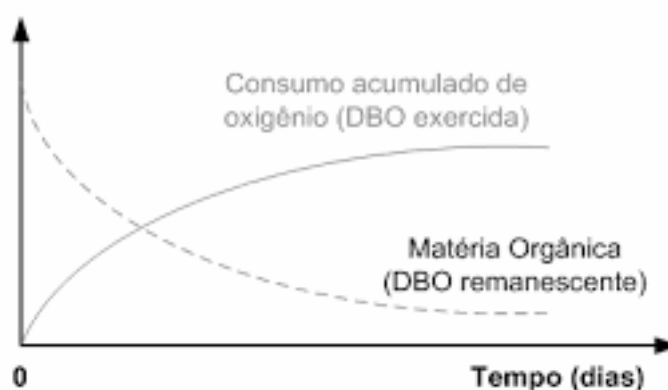
Os modelos podem ser estacionários, onde descrevem o fenômeno em determinado momento, ou seja, os parâmetros não possuem variação no tempo. Por outro lado, nos modelos dinâmicos, os parâmetros podem variar no tempo, sendo, desta forma, as variáveis funções do tempo.

Um modelo hidrológico pode ser definido como discreto quando visa a modelagem de períodos isolados da série, normalmente buscando representar eventos de cheia ou de recessão. Um sistema é dito contínuo quando os fenômenos são contínuos no tempo. Eles sempre buscam representar longos períodos da série, muitas vezes, contemplando épocas de comportamentos hidrológicos diferentes (MARINHO FILHO et al, 2013).

### 3.5 MODELOS MATEMÁTICOS DA QUALIDADE DA ÁGUA

#### 3.5.0.1 Cinética da matéria orgânica – DBO

O principal efeito ecológico imediato da poluição orgânica em um curso d'água é o decréscimo dos teores de oxigênio dissolvido. Este decréscimo está associado à Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) (VON SPERLING, 2007). A progressão da DBO temporalmente, de acordo com estes dois conceitos, pode ser observada na Figura 7:



**Figura 7 – DBO exercida (oxigênio consumido) e DBO remanescente (matéria orgânica remanescente) ao longo do tempo.**

A cinética da reação da matéria orgânica remanescente ocorre através de uma reação de primeira ordem expressa segundo a equação diferencial 1:

$$\frac{dL}{dt} = -K_1 * L \quad (3.1)$$

Onde:

- Q = concentração de DBO remanescente (mg/L);
- U = tempo (dia);
- K1 = coeficiente de desoxigenação (dia-1 ).

Feito a integração temos:

$$L = L_0 e^{-k_1 t} \quad (3.2)$$

Sendo que:

$$y = L_0 - L \quad (3.3)$$

Após substituição temos que:

$$y = L_0 \left( 1 - e^{-k_1 t} \right) \quad (3.4)$$

Onde:

- y = DBO exercida em tempo t (mg/L);

- $L_0$  = DBO remanescente ou demanda última representando a DBO total ao final da estabilização (mg/L);
- $K_1$  = coeficiente de desoxigenação (dia<sup>-1</sup>).

O coeficiente  $K_1$  depende das características da matéria orgânica, além da temperatura e da presença de outras substâncias inibidoras. Este coeficiente é normalmente determinado em laboratório, sendo que esses valores são observados apenas em rio lentos e profundos. Geralmente, os valores do coeficiente de desoxigenação são maiores na natureza, esta diferença é causada pela sedimentação da matéria orgânica e remoção da DBO pelo lodo do fundo. O coeficiente de decomposição da DBO no rio  $K_d$  abrange estes dois fenômenos de sendo que  $K_d \geq K_1$

Origem	$K_1$	$K_d$ (rio)	
	(laboratório)	Rios rasos	Rios profundos
Curso d'água recebendo esgoto bruto concentrado	0,35-0,45	0,50-1,00	0,35-0,50
Curso d'água recebendo esgoto bruto de baixa concentração	0,30-0,40	0,40-0,80	0,30-0,45
Curso d'água recebendo efluente primário	0,30-0,40	0,40-0,80	0,30-0,45
Curso d'água recebendo efluente secundário	0,12-0,24	0,12-0,24	0,12-0,24
Curso d'água recebendo águas limpas	0,08-0,20	0,08-0,20	0,08-0,20

Figura 8 – Valores típicos dos coeficientes de remoção de DBO ( $K_1$  e  $K_d$  base e, 20°C).

Fonte: Mourão (2010).

De acordo com Chapra (1997), o coeficiente responsável pela quantificação da sedimentação do lodo de fundo é o  $K_s$ , que se trata do quociente entre a velocidade de sedimentação da matéria orgânica sedimentável e a profundidade do rio, dado por:

$$K_s = \frac{V_s}{h} \quad (3.5)$$

Onde:

- $K_s$  = coeficiente de sedimentação;
- $V_s$  = velocidade de sedimentação do material particulado;
- $H$  = profundidade do rio.

O metabolismo microbiano é amplamente afetado pela temperatura do meio em que ele está inserido, causando, portanto, variações na taxa de conversão da matéria orgânica. A relação empírica entre a temperatura e a taxa de desoxigenação pode ser expressa da seguinte forma:

$$K1_t = K1_{20} * \theta^{(T-20)} \quad (3.6)$$

Onde:

- $K1_T = K1$  a uma temperatura  $T$  qualquer (d<sup>-1</sup>);
- $K1_{20} = K1$  a uma temperatura  $T = 20^\circ\text{C}$  (d<sup>-1</sup>);
- $T$  = temperatura do líquido (oC);
- $\theta$  = coeficiente de temperatura.

Essa equação também é válida para os coeficientes  $K_d$  e  $K_s$ , mas os valores usualmente empregados para  $\theta$  são 1,047 e 1,024, respectivamente (LIMA, 2019).

Para obter o coeficiente da remoção da matéria orgânica, considerando tanto a decomposição quanto a sedimentação, é necessário somar  $K_d$  e  $K_s$ , obtendo assim o coeficiente  $K_r$ , que se trata da remoção da matéria orgânica.

### 3.5.0.2 Cinética das formas de nitrogênio

Na matéria orgânica, o nitrogênio sofre decomposição desde proteínas complexas a aminoácidos, amônia, nitritos e nitratos.

O estágio da poluição causada por um efluente pode ser determinado através do conhecimento da forma de nitrogênio predominante que se encontra a jusante do lançamento. Nitrogênio orgânico ou amônia indicam uma poluição recente e, caso seja uma poluição antiga, o nitrato vira a forma predominante. Já as concentrações de nitrito são normalmente mais reduzidas (VON SPERLING, 2007).

Nas águas naturais ou nas águas poluídas (efluentes), o nitrogênio pode se apresentar em diferentes formas, as mais comuns são nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico, nitrito e nitrato, cujas concentrações somadas constituem o nitrogênio total. A soma do nitrogênio orgânico e do nitrogênio amoniacal é referido como nitrogênio Kjeldahl (NTK). O nitrogênio amoniacal faz parte do ciclo do nitrogênio.

As bactérias nitrificantes presentes nos corpos receptores de efluentes são responsáveis por oxidar o nitrogênio amoniacal, que se trata de uma forma tóxica para a vida aquática. A partir desse processo o oxigênio dissolvido na água é consumido, o que pode causar significativo déficit de oxigênio dissolvido, com consequências prejudiciais aos ecossistemas aquáticos como a eutrofização. O cálculo destas formas pode ser feito utilizando-se as equações 6 a 10.

Nitrogênio orgânico: (Acumulação = - Amonificação – Sedimentação):

$$\frac{dN_{org}}{dt} = -K_{oa} * N_{org} - K_{so} * N_{org} \quad (3.7)$$

Amônia: (Acumulação = Amonificação – Nitrificação + Liberação pelo sedimento de fundo):

$$\frac{dN_{amon}}{dt} = K_{oa} * N_{org} - K_{an} * N_{amon} + \frac{S_{Namon}}{H} \quad (3.8)$$

Nitrito: (Acumulação = Nitrificação):

$$\frac{dN_{nitri}}{dt} = K_{an} * N_{amon} - K_{nn} * N_{nitri} \quad (3.9)$$

Nitrato: (Acumulação = Nitrificação):

$$\frac{dN_{nitra}}{dt} = K_{nn} * N_{nitri} \quad (3.10)$$

Nitrogênio total:

$$N_{tot} = N_{org} + N_{amon} + N_{nitri} + N_{nitra} \quad (3.11)$$

Onde:

- $N_{tot}$  = nitrogênio total;
- $N_{org}$  = nitrogênio orgânico;
- $N_{amon}$  = amônia;
- $N_{nitri}$  = nitrito;
- $N_{nitra}$  = nitrato;
- $K_{so}$  = coeficiente de remoção do nitrogênio orgânico por sedimentação;
- $K_{oa}$  = coeficiente de conversão de nitrogênio orgânico a amônia;
- $K_{an}$  = coeficiente de conversão de amônia a nitrito (coef. de nitrificação);
- $K_{nn}$  = coeficiente de conversão do nitrito a nitrato (coef. de nitrificação);
- $S_{Namon}$  = coeficiente de liberação de amônia pelo sedimento de fundo;
- $H$  = profundidade do curso d'água.

### 3.5.0.3 Cinética do oxigênio dissolvido – OD

Quando a água está exposta ao ar livre, ocorre uma troca de moléculas da fase líquida para a gasosa e da gasosa para líquida, até atingir um equilíbrio, onde os dois os fluxos passam a ser de igual grandeza e não ocorra mudança global das concentrações do gás nas duas as fases. Este equilíbrio dinâmico pode ser definido como a concentração de saturação ( $C_s$ ) do gás na fase líquida. O QUAL2E considera como principais fontes de geração a própria reaeração atmosférica, a fotossíntese das algas e o oxigênio contido no fluxo de entrada. Já as fontes de remoção incluem a oxidação de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada, demanda sedimentar de oxigênio e a respiração de algas (MOURAO, 2010).

A cinética da reaeração é caracterizada através de uma equação de primeira ordem onde a taxa de absorção de oxigênio é diretamente proporcional ao seu déficit no meio aquático, ou seja, quanto menor a concentração de oxigênio dissolvido no meio, maior a taxa de troca entre o ar e a água. A cinética da reaeração pode ser representada por uma reação de primeira ordem, como a equação 11:

$$\frac{dD}{dt} = -k_2 * D \quad (3.12)$$

Onde:

- D = déficit de oxigênio dissolvido diferença entre a concentração de saturação ( $C_s$ ) e a concentração no dado instante t (mg/L);
- t = tempo (dia);
- $K_2$  = coeficiente de reaeração (dia<sup>-1</sup>).

A taxa de absorção de oxigênio é diretamente proporcional ao déficit existente. A medida que a concentração de oxigênio dissolvido aumenta devido a reaeração, é possível observar que o déficit diminui, justificando o sinal negativo na Equação 12.

Após integrar a equação 12, temos que:

$$D = D_0 * e^{-k_2 t} \quad (3.13)$$

Rescrevendo a equação acima obtemos:

$$C = C_s - (C_s - C_0) * e^{-k_2 t} \quad (3.14)$$

Onde:

- C = concentração de OD em um tempo t (mg/l);

- Cs = concentração de saturação de OD (mg/l);
- C0 = concentração inicial de OD em t = 0 (mg/l)

O coeficiente de reaeração tem maior influência no balanço de oxigênio dissolvido do que o Ks, indicando que o modelo é mais sensível às variações da reaeração. Segundo Von Sperling (2007), existem três formas para se estimar K nas simulações do oxigênio dissolvido em um curso de água:

- Valores correlacionados com a vazão do curso de água;
- Valores em função das características hidráulicas do corpo de água;
- Valores médios tabelados.

Corpos aquáticos mais rasos e mais velozes tem a tendência de possuir um K elevado devido à maior facilidade de mistura ao longo da profundidade e também da criação de maiores turbulências nas superfícies. O aumento da temperatura reduz a solubilidade (concentração de saturação) do oxigênio no meio líquido e acelera os processos de absorção do oxigênio (aumento do K), de modo que é importante considerar a sua influência (VON SPERLING, 2007). A correção de K pela temperatura do meio se dá pela seguinte fórmula:

$$K_{2T} = K_{20} * \theta^{(T-20)} \quad (3.15)$$

Onde:

- K<sub>2T</sub> = K<sub>2</sub> a uma temperatura T qualquer (d<sup>-1</sup>);
- K<sub>20</sub> = K<sub>2</sub> a uma temperatura T = 20°C (d<sup>-1</sup>);
- T = temperatura do líquido (°C);
- $\theta$  = coeficiente de temperatura.

#### 3.5.0.4 Perfil do oxigênio dissolvido em função do tempo

O déficit de oxigênio de uma determinada amostra de água pode ser dito como a diferença entre a concentração de saturação de OD e a concentração de OD presente na amostra. O déficit de OD pela DBO é expresso pela equação 13:

$$D = C_s - C \quad (3.16)$$

Onde:

- D = déficit de oxigênio na amostra (mg/L);
- Cs = concentração de saturação de oxigênio dissolvido da amostra (mg/L);
- C = concentração de oxigênio dissolvido presente na amostra (mg/L).

Considerando uma situação, onde apenas a desoxigenação e a reaeração atmosférica interferem no balanço de oxigênio dissolvido, a taxa de oxigênio com o tempo pode ser expressa pela equação diferencial abaixo, proveniente da relação das equações de desoxigenação e reaeração.

A taxa de variação do déficit de OD = consumo de OD — produção de OD:

$$\frac{dD}{dt} = K_d * L - K_a * D \quad (3.17)$$

A integração desta equação leva a:

$$D_t = \frac{K_d * L_0}{K_2 * K_r} * \left( e^{-k_r t} - e^{-k_2 t} \right) + D_0 * e^{-k_2 t} \quad (3.18)$$

Esta é a equação geral que indica a variação do déficit de oxigênio em função do tempo. A curva da concentração de OD (Ct) é obtida através da equação 14 abaixo:

$$C_t = C_s - D_t \quad (3.19)$$

Assim, tem-se a concentração de OD em um instante de tempo t:

$$C_t = C_s - \frac{K_d * L_0}{K_2 * K_r} * \left( e^{-k_r t} - e^{-k_2 t} \right) + D_0 * e^{-k_2 t} \quad (3.20)$$

Onde:

- Ct = concentração de OD em um instante de tempo t.

Que nos leva ao oxigênio dissolvido, indicado na figura 9:



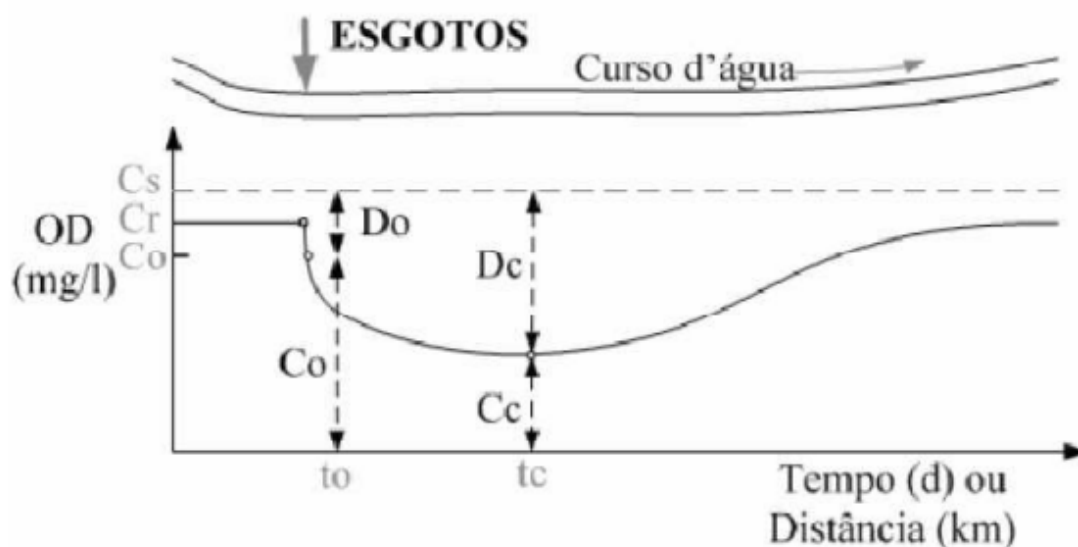


Figura 9 – Pontos característicos da curva de depleção do OD.

### 3.5.1 Modelo de Streeter-Phelps

O modelo de Streeter-Phelps trata-se de um modelo matemático desenvolvido em 1925 por Harold Warner Streeter e Earle Bernard Phelps que associa um dos principais sistemas que determina o oxigênio dissolvido em um curso de água superficial que recebe a descarga de águas residuárias. Leva-se em consideração apenas os efeitos de desoxigenação e reaeração para o balanço de oxigênio dissolvido (VON SPERLING, 2007), ou seja, considera a degradação das substâncias orgânicas dissolvidas, degradadas por processos de fornecimento de reaeração física para o balanço de OD, não incluindo oxidação de amônia, absorção de algas, processo de desnitrificação e a produção fotossintética (MENDES et al., 2019). Este modelo tem sido adotado tanto para fontes pontuais como para fontes difusas, sendo muito útil para iniciar um estudo de autodepuração de corpos hídricos (PERIN, 2013).

Segundo Tucci (1998), o modelo de Streeter e Phelps foi desenvolvido para rios de regime de escoamento permanente uniforme. Neste modelo considera-se que ocorre uma mistura instantânea e perfeita no ponto do lançamento da carga da poluição, considerando apenas o efeito advectivo do transporte de massa e a fase carbonácea no consumo da matéria orgânica.

O conceito básico do modelo de Streeter & Phelps é que o processo de decomposição da matéria orgânica no meio aquático ocorre devido a uma reação de primeira ordem. Assim, nesse tipo de reação, a taxa de redução da matéria orgânica é proporcional à concentração de matéria orgânica presente em um dado instante de tempo (Braga, et al., 2003), como pode ser observado na equação 1.

$$DBO_t = L_0 * e^{-K_1 * t} \quad (3.21)$$

Onde:

- $DBO_t$  = Quantidade de oxigênio dissolvido consumido desde o instante inicial até o instante  $t$ ;
- $L_0$  = é a DBO imediata após o ponto de lançamento, ou seja, a quantidade total de oxigênio necessária para completa estabilização da matéria orgânica;
- $K_1$  = é a constante de desoxigenação que depende do tipo de efluente;
- $t$  = tempo em dias.

O modelo de Streeter Phelps é constituído basicamente por duas equações diferenciais ordinárias, onde uma modela a oxidação da parte biodegradável da matéria orgânica e outra modela o fluxo de oxigênio que advém da dinâmica da reaeração atmosférica. Essas equações recebem o nome de equações de demanda bioquímica de oxigênio e de reaeração (BEZERRA et al., 2008).

De acordo com Fleck et al. (2013), o modelo clássico de Streeter-Phelps visa analisar como o consumo de oxigênio dissolvido varia ao longo do espaço e do tempo, após o lançamento de determinada carga poluente. Portanto, de modo a se aplicar o modelo de forma correta, é necessário que se conheça alguns aspectos importantes, tais como a vazão do sistema estudado e da carga poluente, a demanda bioquímica de oxigênio e oxigênio dissolvido, a demanda bioquímica de oxigênio do efluente, o  $K_1$  (coeficiente de desoxigenação) e o  $K$  (coeficiente de reaeração), a temperatura da água, além de outras características gerais do sistema em questão. Quando todas essas informações forem levantadas, o processo de cálculo do modelo ocorre em função do tempo (IDE & RIBEIRO, 2009), como pode ser observado na equação 2:

Sabendo que:

$$C_t = C_s - D_t \quad (3.22)$$

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

$$C_t = C_s - \left( \frac{K_1 * L_0}{K_2 - K_1} \right) * (e^{-K_1 * t} - e^{-K_2 * t}) + (C_s - C_0) * e^{-K_2 * t} \quad (3.23)$$

onde:

- $C_t$  = déficit de oxigênio dissolvido (mg.L<sup>-1</sup>);
- $C_0$  = concentração inicial de oxigênio, logo após a mistura (mg.L<sup>-1</sup>);
- $C_s$  = concentração de saturação de oxigênio (mg.L<sup>-1</sup>);
- $K_1$  = Coeficiente da taxa de desoxigenação (dia<sup>-1</sup>);
- $K_2$  = Coeficiente da taxa de reaeração (dia<sup>-1</sup>);

- $L_0$  = Concentração de determinado poluente, no corpo receptor, após a mistura com o despejo;  $D_0$ : Déficit inicial de oxigênio dissolvido no ponto de mistura ( $\text{mg.L}^{-1}$ ).

A planilha em Excel QUAL-UFGM foi baseada no software QUAL-2E que, por sua vez, utiliza as equações de Streeter-Phelps.

### 3.5.2 Modelo QUAL-2E

O modelo QUAL-2E é um modelo versátil utilizado para simular a qualidade de águas correntes, que permite a simulação de até 15 parâmetros associados à qualidade de água, entre eles a demanda bioquímica de oxigênio (demanda carbonácea), oxigênio dissolvido, demanda bentônica de oxigênio, clorofila, nitrogênio (amônia, nitrito e nitrato), fósforo, coliformes, material radioativo, minerais conservativos, temperatura, em qualquer combinação desejada pelo usuário (PALMIERI, 2004).

O modelo QUAL-2E pode ser utilizado em dois tipos de regime, tanto permanente quanto dinâmico. No regime permanente, a simulação realizada é do impacto dos lançamentos de esgoto na qualidade da água do rio e a identificação da magnitude e das características de qualidade da fonte não pontual. Por outro lado, no regime dinâmico, é possível analisar variações de oxigênio dissolvido que ocorrem durante o dia devido à fotossíntese que é pelas algas (OPPA, 2007).

O QUAL-2E é um modelo matemático unidimensional, disponível como “software” de uso livre, utilizado para determinar a qualidade da água de cursos hídricos. A aplicabilidade do modelo é restrita para valores constantes de velocidade de fluxo do curso hídrico e vazão de lançamento da carga poluente (FLECK et al., 2013).

Em relação às características hidráulicas do modelo, podemos caracterizar o balanço hídrico como sendo a soma dos fluxos de entrada e retirada do respectivo elemento, de forma que consideramos o elemento temporal nulo, em virtude de que o QUAL2E opera em regime estacionário.

No modelo QUAL-2E utiliza-se a transporte de massa unidimensional com integração numérica espaço-temporal, da qual obtemos a solução através das diferenças finitas, mediante um esquema implícito de regressão que se trata do método de resolução numérica das equações diferenciais. No modelo utiliza-se dois mecanismos principais para o transporte de poluentes: advecção e dispersão. Para sua utilização, realiza-se a representação esquemática que consiste na divisão do rio em trechos com características hidráulicas constantes (Figura 10).

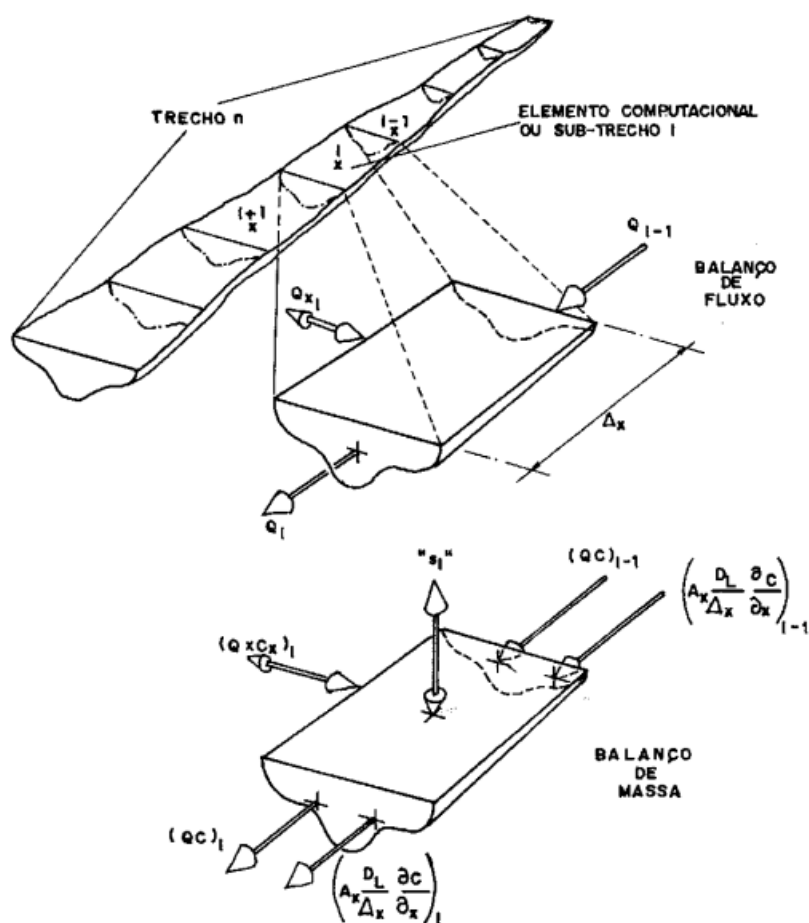


Figura 10 – Trecho do rio dividido em elementos computacionais.

Fonte: Linfield e Barnwel (1987).

O balanço de massa que o modelo utiliza para calcular as concentrações das variáveis de qualidade de água simuladas é apresentado na equação 3:

$$\frac{\partial M}{\partial t} A = \frac{\partial (A_x D_L \frac{\partial C}{\partial x})}{A_x \partial x} - \frac{\partial (A \bar{\mu} C)}{A_x \partial x} dx + (A_x dx) \frac{dC}{dt} + s \quad (3.24)$$

Onde:

M = Massa;

X = Distância;

t = Tempo;

C = Concentração da substância desejada;

A<sub>x</sub> = Área da seção transversal;

D<sub>L</sub> = Coeficiente de dispersão longitudinal;

μ = velocidade média do curso d'água;

s = Fontes ou sumidouros externos da substância analisada.

O modelo QUAL2E possui certas limitações. Uma delas é que o modelo simula apenas condições em que o fluxo e as descargas de efluentes na bacia são constantes. Além disso, ele possui limitações dimensionais no que se refere ao número de trechos, onde temos que o máximo são quinze trechos, e elementos computacionais que possui um de máximo quinhentos elementos. Embora o modelo possua essas limitações, ele é um modelo amplamente utilizado em todo o mundo, havendo diversos exemplos de aplicação no Brasil.

### 3.5.3 Modelo QUAL-UFMG

O modelo matemático QUAL-UFMG permite a modelagem de rios através do programa no Excel que foi baseado no modelo QUAL-2E, desenvolvido pela *United States Environmental Protection Agency* (USEPA) O modelo possibilita uma simulação rápida e simples, até para usuários sem conhecimento do QUAL -2 E (PERIN, 2013).

O QUAL-UFMG permite a modelagem dos seguintes constituintes ao longo do rio:

- Demanda bioquímica de oxigênio;
- Oxigênio dissolvido;
- Nitrogênio total e sua fração orgânica, amoniacal, nitrito e nitrato;
- Fósforo total e suas frações orgânicas e inorgânicas;
- Coliformes termotolerantes (fecais) ou E.coli.

Pode-se dizer que estrutura do modelo QUAL-UFMG é bem parecida com o modelo QUAL-2E, apesar de possuir algumas diferenças como o fato de não incluir algas em todas suas inter-relações com os outros constituintes. O objetivo dessas simplificações era facilitar a utilização do modelo, dado que a representação dos processos que envolvem as algas é extremamente complexa e os valores dos coeficientes são de difícil determinação. Além disso, o modelo opta pela integração numérica pelo método de Euler e a desconsideração da dispersão longitudinal.

O fato do QUAL-UFMG ser em planilhas torna possível uma simulação simples e rápida, mas para que sua utilização seja correta e os resultados palpáveis é necessário que a seleção de dados de entrada, como os coeficientes de desoxigenação e de reaeração, seja feita conforme a literatura pertinente. (VON SPERLING, 2007).

O modelo QUAL-UFMG foi utilizado para simulações de diversos cenários para cursos d'água componentes do Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do Distrito Federal.

As simulações feitas pelo QUAL-UFMG estão representadas de forma planificada na Figura 11:

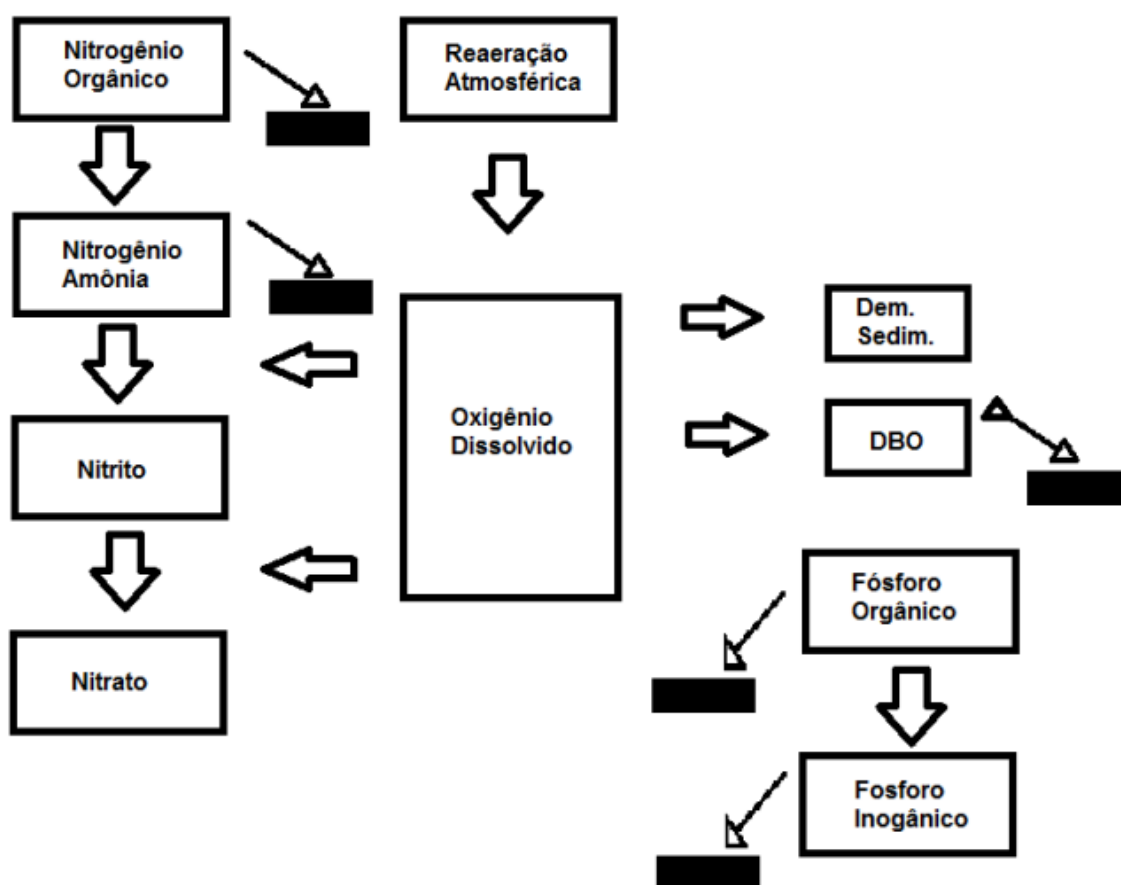


Figura 11 – Representação esquemática dos constituintes simulados no modelo QUAL-UFMG e de inter-relações.

Fonte: Von Sperling (2007).

Ao final da modelagem, os resultados podem ser facilmente visualizados através de gráficos contidos do programa. Além disso, é possível comparar imediatamente os resultados com os padrões ambientais, que devem ser inseridos conforme legislação aplicada a cada corpo hídrico. Além dos gráficos dos perfis dos parâmetros de qualidade, o programa também gera gráfico do perfil da amônia livre, das vazões e dos componentes do balanço do oxigênio dissolvido, como demanda carbonácea e oxidação do nitrito (PRETZEL, 2017).

O programa é composto basicamente de quatro planilhas, são elas:

- Fórmulas Coefic — Planilha que contém todas as fórmulas utilizadas para os cálculos da modelagem do rio, bem como valores usuais dos coeficientes;
- Diagrama Unifilar — Planilha destinada ao usuário para detalhar o diagrama unifilar do rio que está sendo modelado;
- Rio Principal — Contém a modelagem do rio principal, onde os cálculos são efetuados e os resultados apresentados;

- Tributario 1 — Esta planilha é opcional, caso seja modelado algum tributário do rio principal, esta deverá ser utilizada e os resultados da simulação deverão ser transportados para a planilha Rio-Principal.

As entradas de cargas poluidoras no modelo são feitas a partir da vazão e das concentrações dos constituintes de interesse. Para cada nova contribuição de cargas é calculada uma nova equação de mistura que irá determinar as novas concentrações dos constituintes e a vazão do curso d'água (LIMA, 2019).

Tem-se que a equação da mistura é dada pela seguinte fórmula:

Onde:

$$C_0 = \frac{Q_r C_r + Q_e C_e}{Q_r + Q_e} \quad (3.25)$$

- $C_0$  = concentração do constituinte após a mistura (mg/l);
- $Q_r$  = vazão do rio (m<sup>3</sup>/s);
- $C_r$  = concentração do constituinte no rio (mg/l);
- $Q_e$  = vazão do efluente (m<sup>3</sup>/s);
- $C_e$  = concentração do constituinte no efluente (mg/l);
- 

### 3.5.3.1 Propriedades hidráulicas.

Alguns dados são necessários para utilizar o modelo QUAL-UFMG, dado que o modelo assume o escoamento uniforme em condutos livres, isso resulta no fato que a profundidade, área molhada da secção transversal e a velocidade devem ser constantes ao longo do conduto. Com base nesses dados e na utilização do coeficiente de rugosidade de Manning, tem-se a Equação 4.

$$U = \frac{1}{n} \left( R_h^{2/3} * i^{2/3} \right) \quad (3.26)$$

Juntamente com a equação da continuidade  $U = Q/A$ , tem-se a Equação de Manning (22), uma das bases do modelo.

$$Q = \frac{1}{n} \left( A R_h^{2/3} * i^{2/3} \right) \quad (3.27)$$

Onde:

- Q = vazão (m<sup>3</sup> /s);
- A = área da secção transversal (m<sup>2</sup> );
- Rh = Raio hidráulico(m);
- i = declividade (m/m);
- n = Coeficiente de Rugosidade de Manning.

Como o QUAL-UFMG opera em regime estacionário, ou seja, o componente temporal, o balanço hidráulico para um elemento computacional pode ser escrito da seguinte forma:

$$\left(\frac{\partial Q}{\partial t}\right)_t = \sum_t Q_x \quad (3.28)$$

Onde o termo à direita representa a soma dos fluxos de entrada e retirada do respectivo elemento. A resolução da fórmula de Manning permite utilizar fórmulas que possibilitam obter as características hidráulicas de cada trecho, que podem ser encontradas a partir das seguintes equações:

$$U = a * Q^b \quad (3.29)$$

$$y = c * Q^d \quad (3.30)$$

$$B_{med} = e * Q^f \quad (3.31)$$

Como:

$$Q = A * U = B_{med} * y * U \quad (3.32)$$

Temos que b+d+f = 1 e a.c.e = 1.

Onde:

- Q = vazão volumétrica ou fluxo no trecho;



- U = velocidade,
- Y = profundidade do canal
- a, b, c, d, e, f = constantes empíricas.

Em relação à modelagem de qualidade da água, é necessário obter esta equação de ajuste para cada trecho do rio. Assim sendo, deve-se solucionar a fórmula de Manning através de equações de ajustes para os diversos trechos em que o rio foi dividido. Para solucionar a equação de Manning, é essencial conhecer a declividade em cada trecho, coeficiente de rugosidade de Manning e a largura média válida para todo o trecho. Com estes dados, é construída uma planilha com os dados distribuídos por diferentes colunas.

Colunas	Dados
Col.1	Profundidade y
Col.2	Área: $A=(b+2y).y$
Col.3	Perímetro Molhado: $P=b+2y(1+Z^2)^{0,5}$
Col.4	Raio Hidráulico: $R_h=A/P$
Col.5	Fórmula de Manning (Equação 3.37): $Q=(1/n).A.R_h^{(2/3)-0,5}$
Col.6	Velocidade: $U=Q/A$
Col.7	Largura a meia profundidade: $B_{médio}=b+Zy$
Col.8	Largura no topo (nível de água): $B = b+2Z.y$ (Z = declividade da parede lateral)

**Tabela 1 – Distribuição dos dados por colunas em planilha.**

Fonte: Tonon (2014).

Por fim, última etapa trata-se da construção de gráficos de velocidade em função da vazão e da profundidade do canal em função de vazão. A partir desses gráficos são obtidos os valores de a, b, c, d, e, f, constantes empíricas utilizadas como dado de entrada no QUAL-UFMG.

### 3.5.4 Usos do modelo QUAL-UFMG

Teodoro et al. (2013) utilizaram o modelo QUAL-UFMG para simular algumas equações para determinação de vazão de diluição e cobrança pelo lançamento de efluentes. Foram simulados cenários hipotéticos de qualidade da água para estimar a capacidade de autodepuração e diluição de efluentes em um estudo de caso no Rio Taquarizinho. O modelo conseguiu estimar as vazões de diluição requeridas pelos lançamentos e contabilizar os custos dos mesmos variando-se as vazões de referência, enquadramento e carga orgânica lançada no rio.

Gomes et al. (2018) modelaram sazonalmente a qualidade da água do Rio dos Sinos, no estado do Rio Grande do Sul, utilizando como suporte o modelo matemático QUAL-UFMG. De forma geral, a utilização do modelo matemático QUAL-UFMG para avaliação da qualidade da água do Rio dos Sinos se mostrou adequado, visto que ocorreu uma similaridade entre os dados observados e a curva simulada no processo de calibração. Para a variável OD, o modelo

apresentou uma eficiência boa e para as variáveis DBO, fósforo total e nitrogênio total o modelo foi considerado aceitável.

Tonon (2014) avaliou o processo de autodepuração do rio Lambari no trecho que compreende o lançamento pontual do esgoto doméstico proveniente da área urbana de Poços de Caldas (MG). Dois modelos foram utilizados para calibrar as variáveis da qualidade da água, o modelo tradicional de Streeter-Phelps e o modelo QUAL-UFMG. A calibração dos dois modelos, de forma geral, teve resultados aceitáveis e plausíveis, os coeficientes mostraram-se com uma boa aderência aos dados de campo e ambos os modelos demonstraram ser úteis para tomadas de decisão nos planos de gerenciamento de recursos hídricos.

Ide e Ribeiro (2009) utilizaram o modelo QUAL-UFMG para simular cenários e prever o comportamento do Rio Taquarizinho em período de estiagem. Foram simulados os parâmetros Oxigênio Dissolvido (OD) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) para o lançamento pontual de efluentes provenientes de um curtume, dois matadouros e duas estações de tratamento de esgoto. Os valores obtidos para a simulação foram satisfatórios garantindo uma boa calibração e uma aplicação satisfatória.

Rodrigues et al. (2009) avaliaram a qualidade da água do Rio Anhanduí, localizado em Campo Grande, MS, com intuito de apresentar o diagnóstico atual e futuro do manancial, frente a cenários distintos de eficiência de uma Estação de Tratamento de Esgoto utilizando o modelo QUAL-UFMG. Para tanto, foram realizadas quatro simulações, considerando diferentes eficiências. Em todas as simulações o modelo foi considerado satisfatório para se analisar a qualidade da água do Rio.

Perin (2013) avaliou a situação e a simulação de cenários futuros para o rio km 119 localizado na cidade de Campo Mourão — PR, utilizando como ferramenta de apoio o modelo matemático de qualidade da água QUAL — UFMG. Os parâmetros simulados foram: oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO). Na calibração verificou-se que a qualidade da água do rio km 119 apresenta boas condições de qualidade e o modelo pôde auxiliar na tomada de decisão em relação à gestão do recurso hídrico.

Lima (2019) avaliou a capacidade de autodepuração do rio Paraíba do Sul, analisando fontes pontuais de poluição de origem doméstica, industrial e dos afluentes ao Paraíba do Sul no seu trecho fluminense. Foram simuladas as interações da DBO, OD e nitrato através do modelo matemático QUAL-UFMG. A calibração dos coeficientes aproximou os resultados obtidos pelo modelo da realidade.

Costa e Teixeira (2010) aplicaram o modelo matemático de qualidade de águas superficiais QUAL-UFMG para avaliar a qualidade das águas do ribeirão do Ouro, em Araraquara (SP). A partir dos resultados obtidos foi possível determinar as zonas de autodepuração e verificar o atendimento aos padrões de qualidade de águas estabelecidos na Resolução CONAMA 357/2005. Além disso, o modelo e os resultados encontrados poderão subsidiar gestores e pesquisadores na prevenção, controle e estudos referentes à poluição desse corpo de água.

## 3.6 BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO ALAGADO

### 3.6.1 Municípios

A bacia hidrográfica do Rio Alagado está localizada tanto no Distrito Federal quanto no estado do Goiás. No DF ela abrange as Regiões Administrativas do Recanto das Emas, de Santa Maria e do Gama. Já no Goiás, ela engloba os municípios do Santo Antônio do Descoberto e do Novo Gama.

O município do Novo Gama apresenta uma população estimada de 117.703 pessoas, com uma densidade demográfica de 487 hab./km<sup>2</sup> e apresenta 38,6% de domicílios com esgotamento sanitário adequado. O Município também apresenta um lixão que está localizado na bacia do rio Alagado, outra possível fonte de poluição das águas da bacia.

Por outro lado, o município de Santo Antônio do Descoberto apresenta uma população estimada de 75.829 pessoas, com uma densidade demográfica de 66,99 hab./km<sup>2</sup> e apresenta 42,8% de domicílios com esgotamento sanitário adequado (IBGE, 2021).

Na Região Administrativa do Gama, a estimativa da população urbana em 2018 foi de 132.466 pessoas. No que diz respeito ao esgotamento sanitário, 94,5% dos domicílios estavam ligados à rede geral da CAESB; 6% declararam ter fossa séptica; e o esgotamento a céu aberto estava presente em 0,1%.

Em Santa Maria, estima-se que a população em 2018 era de 132.466 pessoas. Em relação aos esgotos, 97,7% dos domicílios estavam ligados à rede geral da CAESB; 3,3% declararam ter fossa séptica.

Por fim, no Recanto das Emas, a estimativa aponta para uma população em torno de 130.043 pessoas, sendo que 95,7% dos domicílios estavam ligados à rede geral da CAESB; 5,2% declararam ter fossa séptica; 3,7% tinham fossa rudimentar (CODEPLAN, 2018).

### 3.6.2 Relevo

A maioria do relevo da Bacia Hidrográfica do Ribeirão Alagado pode ser descrita, conforme a classificação da Embrapa, em suavemente ondulado e ondulado, sendo que eles ocupam por volta de 80% da área. Em segundo lugar temos o relevo plano, que ocupa cerca de 10% do terreno, e por fim o fortemente ondulado, representando algo em torno de 8% do terreno. A Bacia não tem áreas que possuem declividade maior que 75%. O relevo do local de estudo é apresentado na Figura 12.

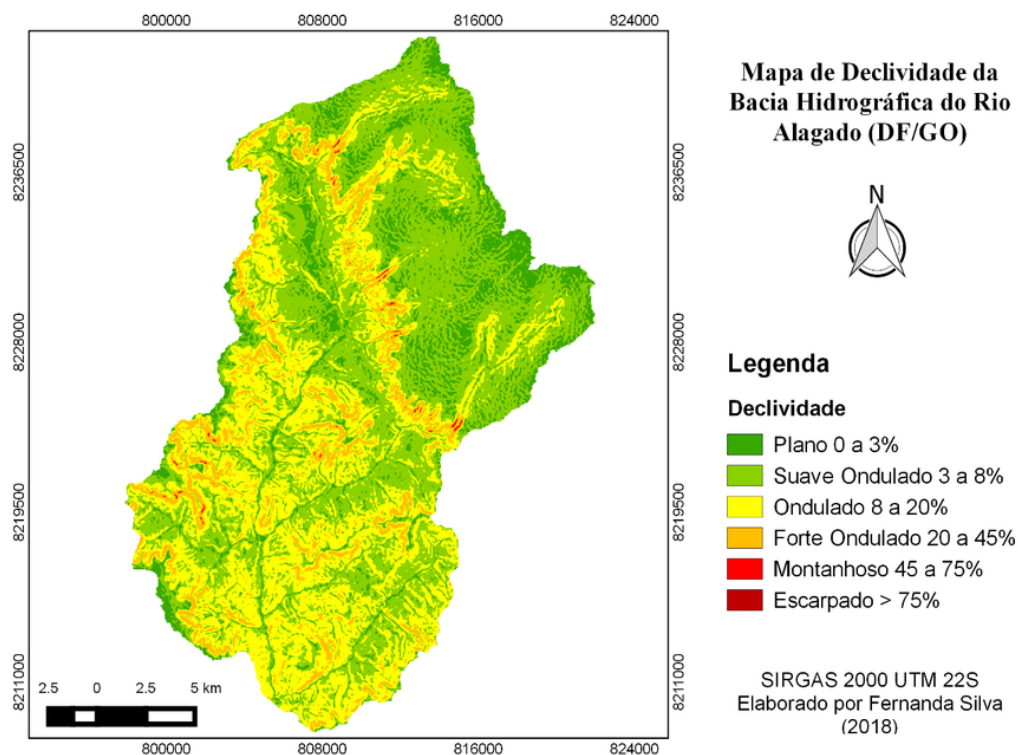


Figura 12 – Mapa de declividade da bacia hidrográfica do rio Alagado (DF/GO).

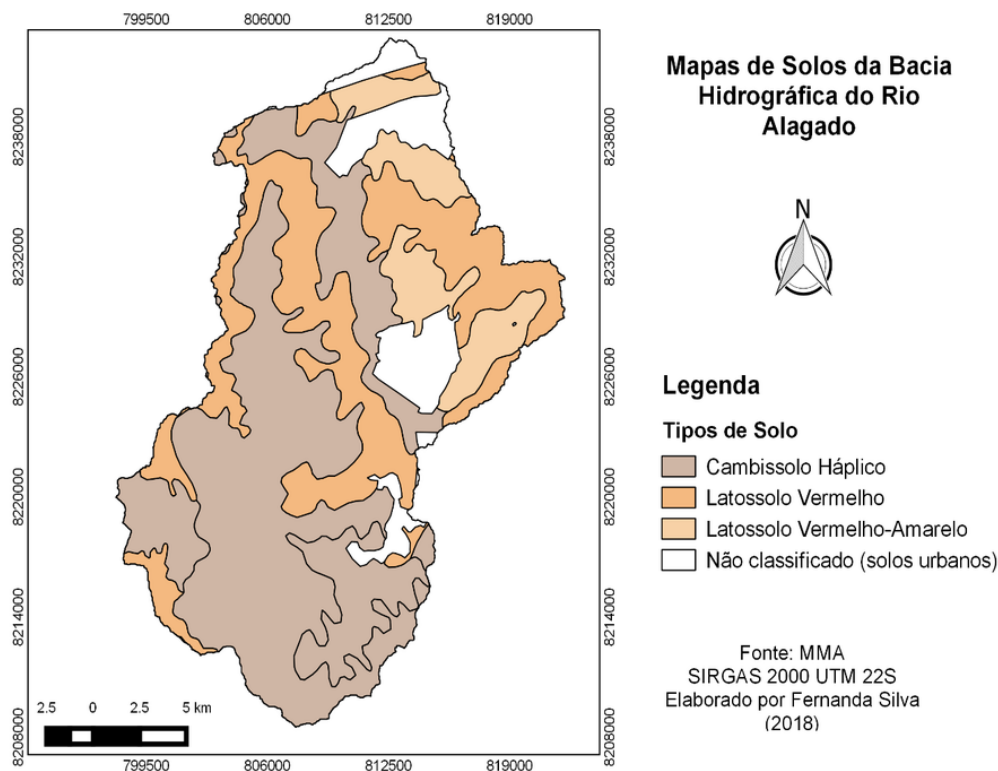
Fonte: Silva, 2019.

### 3.6.3 Solo

A região da bacia presente possui três tipos de solo principais em sua composição, estes são: Cambissolo Háptico (CX) que abrange cerca de 53% da área da bacia, Latossolo Vermelho (LV), que ocupa cerca de 28 % e o Latossolo Vermelho- Amarelo (LVA), cobrindo apenas 10%. Parte da área não foi classificada por abranger áreas urbanizadas. Na Figura 20 é apresentado o mapa de solos da bacia hidrográfica do rio Alagado.

Os cambissolos são solos que possuem o horizonte subsuperficial com pouca alteração física e química, porém na medida necessária para desenvolver cor e estrutura. Eles possuem, em geral, minerais primários que são facilmente intemperizáveis e teores mais elevados de silte, indicando baixo grau de intemperização. Os cambissolos hápticos são Cambissolos identificados normalmente em relevos que possuem forte ondulação ou montanhosos, diferindo um pouco do tipo de relevo encontrado na região.

Os latossolos, tanto o vermelho quanto o amarelo podem ser definidos como solos altamente intemperizados, dessa forma, há uma concentração de minerais secundários como hidróxidos, óxidos e oxi-hidróxidos tanto do ferro (Fe) quanto do alumínio (Al), levando o solo a possuir uma coloração avermelhada ou amarelada, escura ou clara, dependendo do tipo de mineral e de sua concentração no solo (EMBRAPA, 2004).



**Figura 13 – Mapa da Solos da Bacia Hidrográfica do Rio Alagado (DF/GO).**

Fonte: Silva, 2019.

#### 3.6.4 Clima

Cardoso et al. (2014) realizaram a classificação climática de Koppen-Geiger para o estado de Goiás (GO) e Distrito Federal (DF), onde, para a localização da bacia hidrográfica do Rio Alagado o tipo predominante de clima Koppen-Geiger é o Aw (Figura 14), que se trata de um clima tropical com estação seca no inverno. Os climas de tipo “Aw” apresentam uma estação mais seca no inverno ou verão, de modo que o mês mais seco apresenta precipitações inferiores a 60 mm, equivalente a menos de 4% da precipitação anual total (MCKNIGHT, 1996).

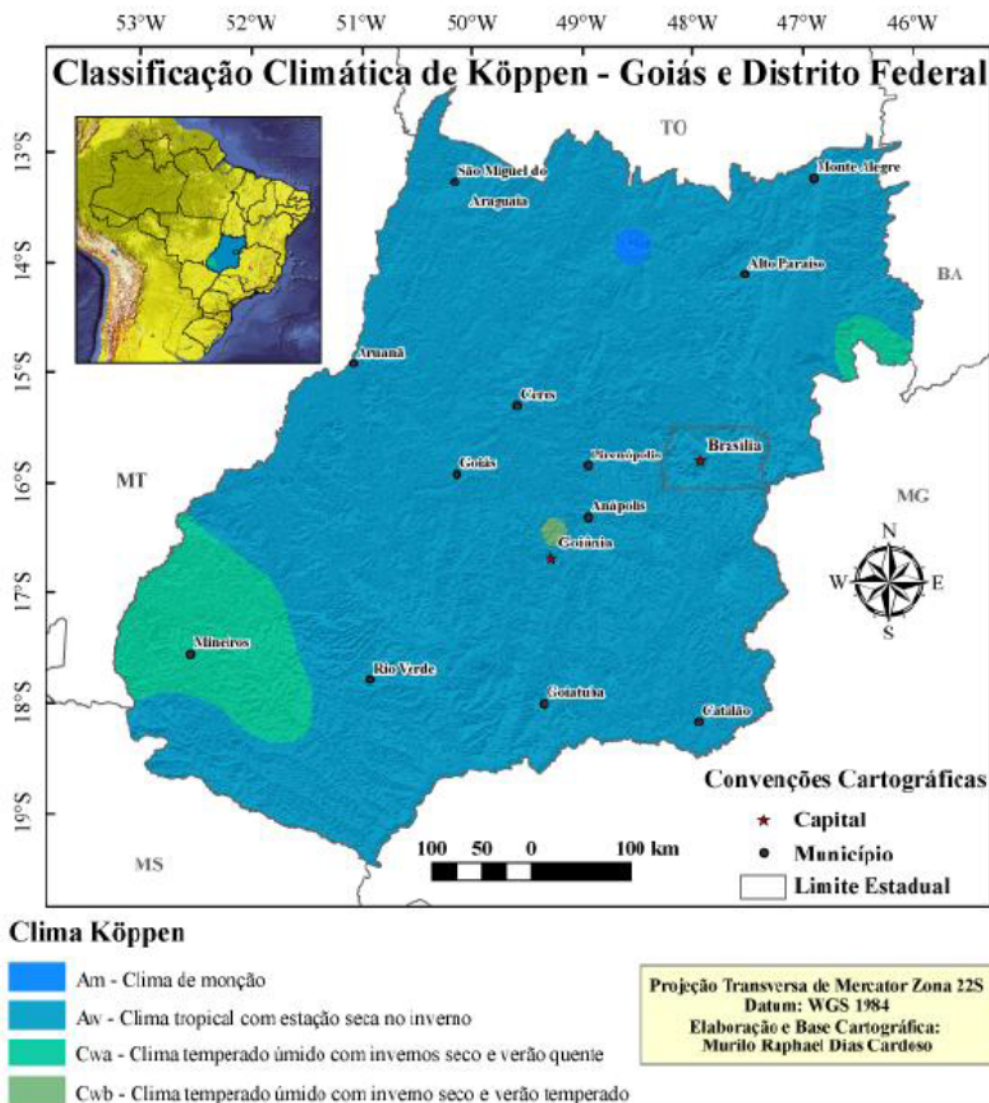
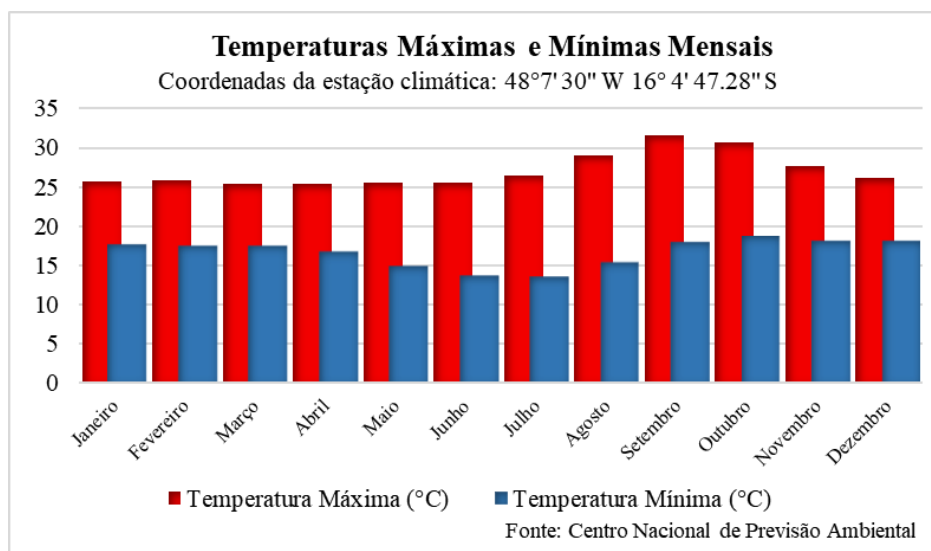


Figura 14 – Classificação Climática de Köppen para o Goiás (GO) e Distrito Federal (DF).

Fonte: Cardoso et al. 2014.

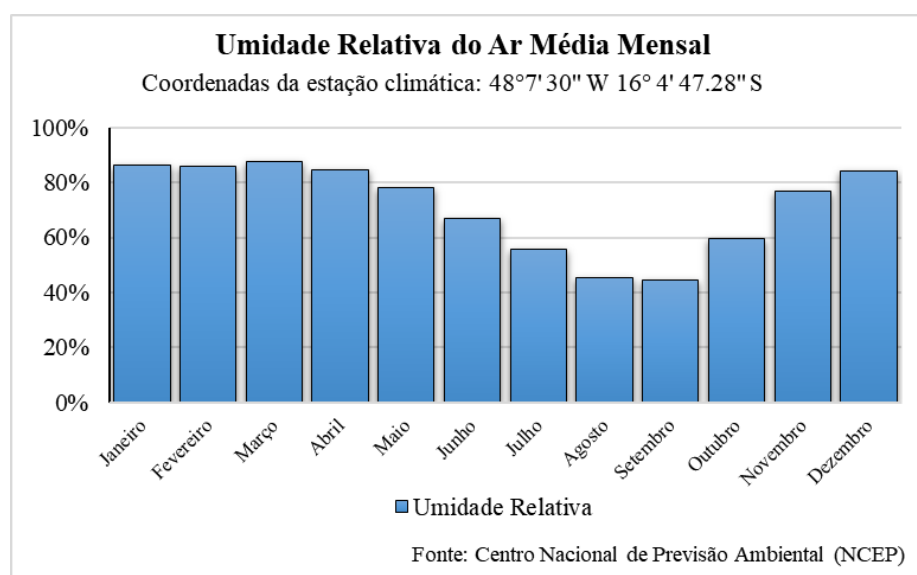
Em relação à temperatura, é possível observar na figura 15 que, em uma série histórica de 36 anos (SILVA, 2019), o local de estudo possui baixa variação de temperatura ao longo do ano tanto em suas temperaturas máximas quanto mínimas. Além disso, é possível observar que as temperaturas mais elevadas ocorrem nos meses de agosto a outubro ficando entre 29 e 32 °C, nos restantes dos meses a temperatura se situa entre 25 e 28 °C, enquanto as menores temperaturas são nos meses de junho e julho, com temperaturas se situando em torno dos 14 °C, nos demais meses as mais elevadas não ultrapassam a 19 °C.

No que se refere as temperaturas máximas e mínimas absolutas observadas na série histórica, tem-se a máxima chegando a 42,2 °C no mês de outubro e a mínima de 4,5 °C no mês de junho. (SILVA, 2019).



**Figura 15 – Precipitação média mensal histórica na área da bacia hidrográfica do rio Alagado (DF/GO).**  
 Fonte: Silva, 2019.

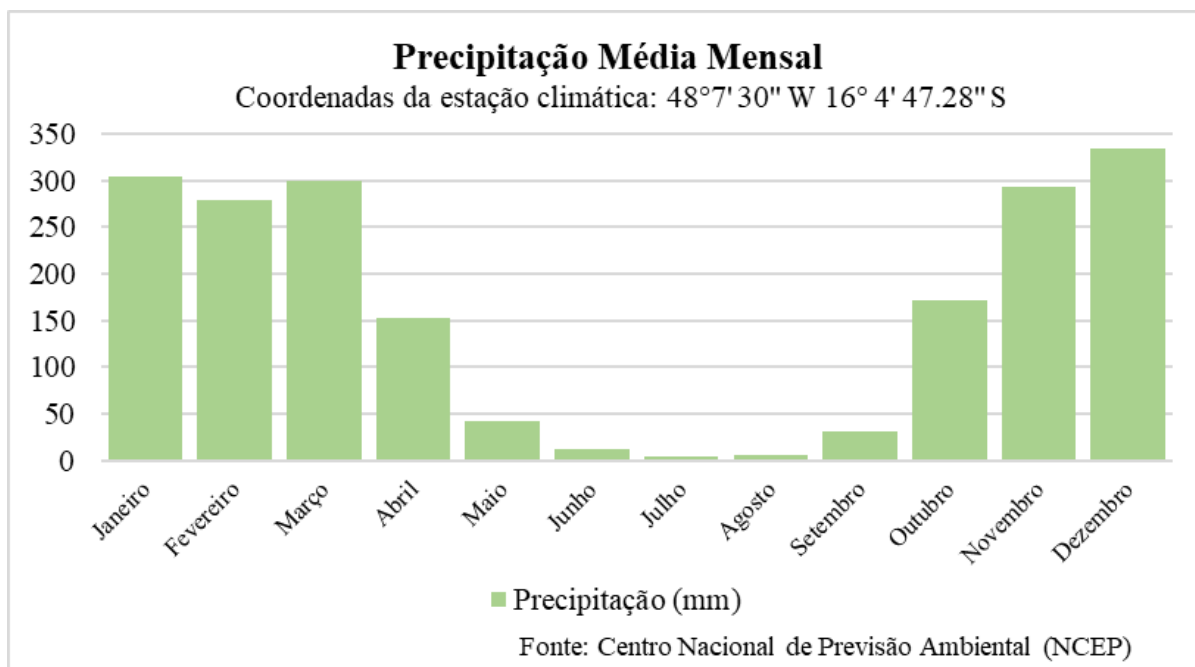
É possível observar na figura 16 que entre os meses de março e setembro a umidade relativa do ar (UR) tem comportamento descendente e entre outubro e março ascendente. Que meses que possuem o menor valor para a umidade relativa do ar são agosto e setembro com algo em torno de 45%, e os maiores entre dezembro e abril, se situando entre 84 e 88%, os meses em que ocorre a maioria das chuvas.



**Figura 16 – Umidade relativa do ar média mensal histórica na área da bacia hidrográfica do rio Alagado (DF/GO).**  
 Fonte: Silva, 2019.

Por fim, em relação à precipitação, é possível observar na figura 17 que o período chuvoso se encontra entre os meses de novembro a março, o que condiz com a classificação de Köppen-Geiger, que indica uma classificação Aw, ou seja, clima tropical com estação seca no inverno. Os meses correspondentes entre maio e setembro são os meses que possuem os menores valores

de precipitação, o que explica porque a umidade relativa do ar é mais baixa nesses meses. É possível observar que a variação total de precipitação pode chegar a quase 300 mm de diferença entre os meses mais chuvosos e os meses secos.

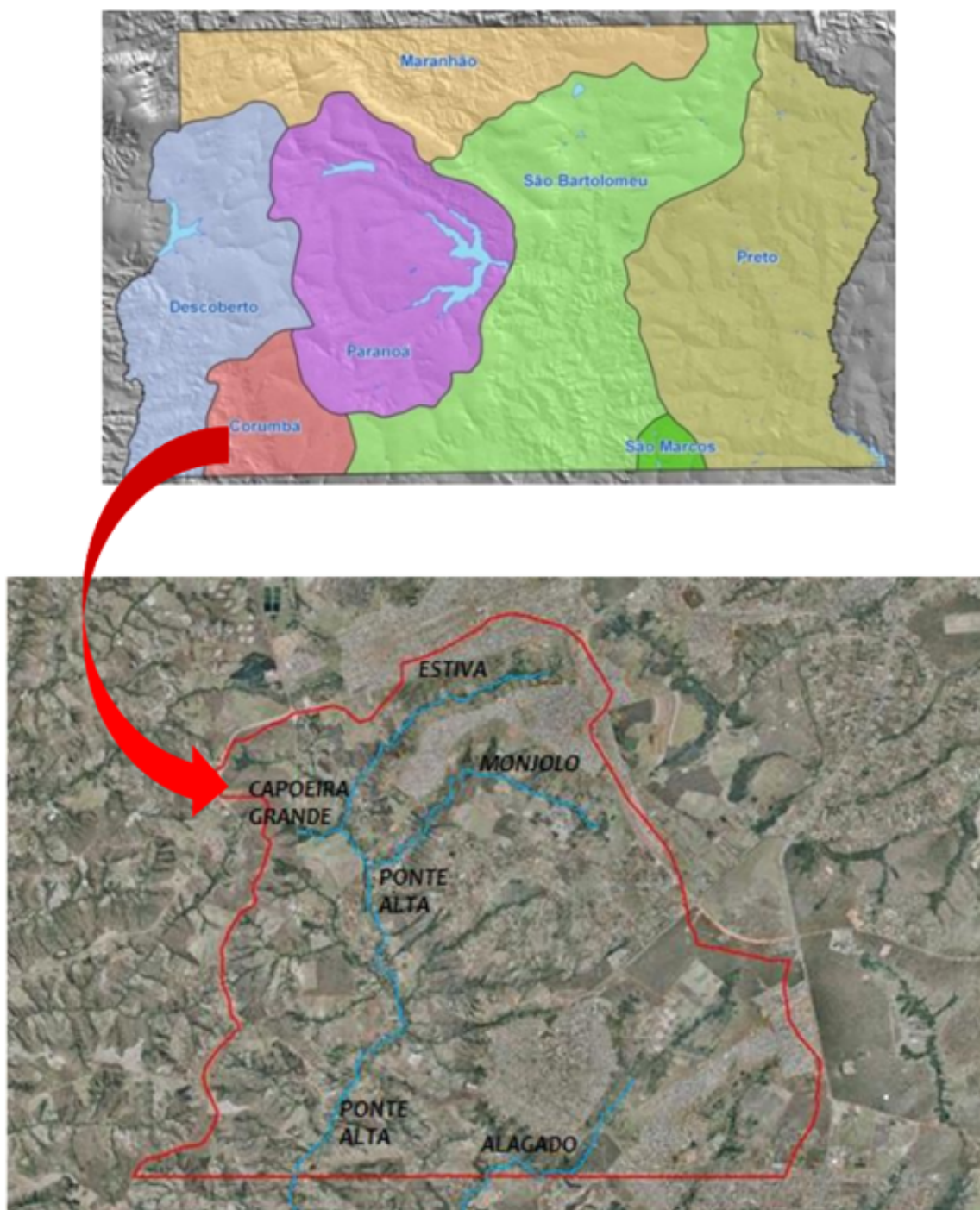


**Figura 17 – Precipitação média mensal histórica na área da bacia hidrográfica do rio Alagado (DF/GO).**  
Fonte: Silva, 2019.

### 3.6.5 Hidrografia

O Córrego Vargem da Benção, tributário do Rio Ponte Alta, que pode ser denominado Córrego Estiva. Por outro lado, o Rio Ponte Alta é o curso iniciado desde a confluência do Córrego Vargem da Benção com o Córrego Monjolo. O Rio Alagado, que recebe o Rio Ponte Alta, é tributário do Rio Corumbá. Ressalta-se que para o Rio Alagado foi considerado o trecho entre a sua confluência com o Córrego Crispim e a sua confluência com o Rio Ponte Alta. A localização dos referidos cursos d'água pode ser observada na figura 18:





**Figura 18 – Principais cursos, d’água da Bacia do Rio Alagado no Distrito Federal.**

Fonte: Caesb, 2014.

Um dos motivos relacionados à escolha da área de estudo para o desenvolvimento do presente trabalho é fazer uma boa e atualizada análise e caracterização da bacia na totalidade, assim como caracterizar fontes pontuais e difusas e analisar a situação de qualidade de água nos vários corpos hídricos da bacia. Para tanto, será utilizado o enfoque de modelagem de corpos hídricos com a aplicação do modelo QUAL-UFGM, com o propósito de unir os dados e informações disponíveis sobre a bacia e aprimorar o conhecimento e entendimento que temos sobre esse sistema hídrico, que além de possuir grandes dimensões, também possui diversas

fontes de poluição, e que deságua em nosso futuro manancial (Figura 19), um lago artificial, em que temos que evitar que ocorra o processo de eutrofização.



Figura 19 – Reservatório Corumbá IV.

Fonte: <https://mapio.net/pic/p-4981516/>.

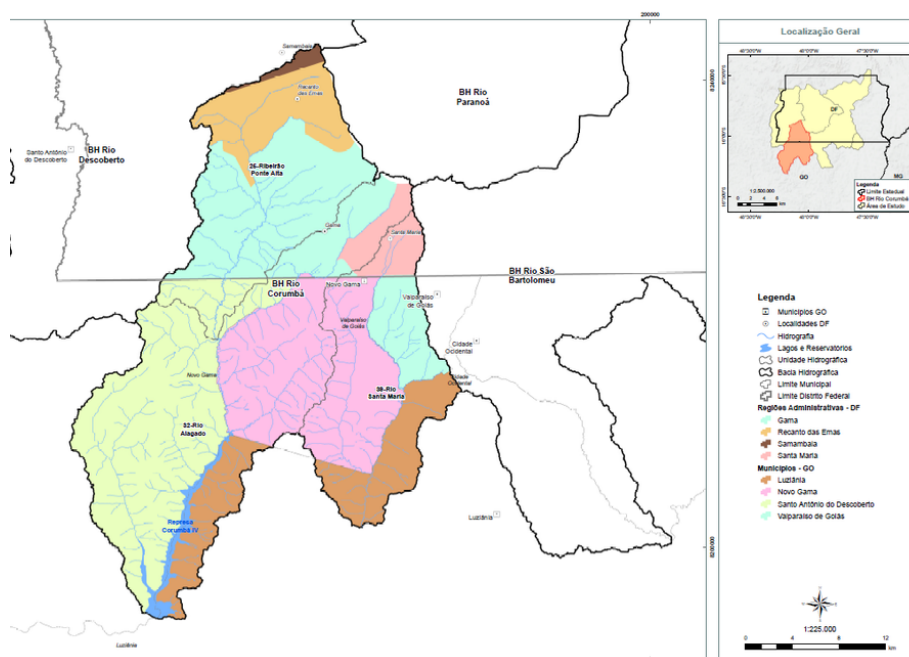


Figura 20 – Bacia hidrográfica do Corumbá.

Fonte: Página do Plano de Bacia do Paranaíba-DF <http://www.adasa.df.gov.br/regulacao/prh-paranaiba>.

O Distrito Federal está localizado nas cabeceiras de afluentes de três grandes rios brasileiros: o rio Maranhão (afluente do rio Tocantins), o rio Preto (afluente do rio São

Francisco) e os rios São Bartolomeu, Descoberto e São Marcos (tributários do Rio Paraná). Os corpos aquáticos presentes na região em geral possuem uma vazão baixa por estarem localizados em um planalto, limitando as características que os efluentes tratados precisam possuir com o intuito de não causarem impactos significativos no seu lançamento.

Outro fator adicional é que parte dos esgotos tratados possui como corpo receptor ambientes que favorecem o processo de eutrofização, tais como o Lago Paranoá (ETEs Brasília Sul, Brasília Norte e Riacho Fundo) e o Lago Corumbá IV (ETEs Melchior, Samambaia, Recanto das Emas, Gama, Alagado e Santa Maria), o que requer baixo índice de nutrientes nos corpos d'água.

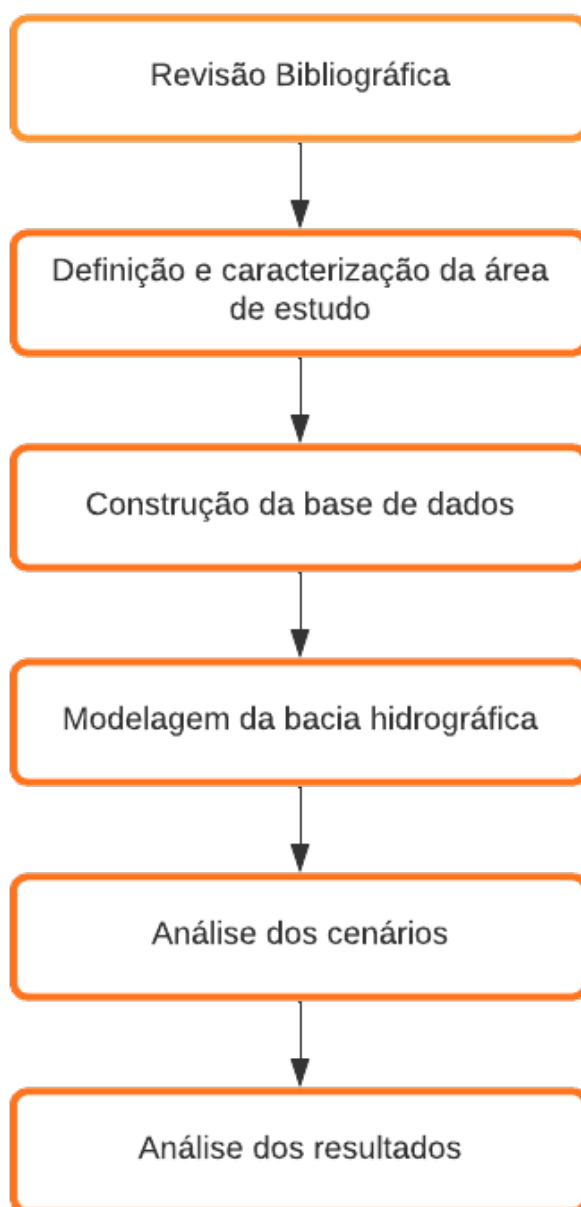
A bacia hidrográfica em questão pode ser definida pelo alto índice de ocupação urbana e baixa disponibilidade hídrica, caracterizando uma limitação dos recursos naturais para o uso desses cursos d'água, mesmo se considerando o uso eficiente da tecnologia para tratamento dos esgotos, inclusive no que diz respeito à remoção de nutrientes.

O presente estudo justifica-se em razão dos cursos d'água em estudo, de domínio da União, serem de alta importância para o DF. É importante salientar que se tratam de cursos de água com baixa vazão, receptores de efluentes de Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) em região de adensamento populacional no DF, cujo enquadramento deve ser adequado à realidade do uso atual e futuro (CAESB, 2014).

## 4 METODOLOGIA

O objetivo deste capítulo é apresentar como os dados para elaboração do estudo foram obtidos, a caracterização da bacia hidrográfica estudada e as etapas referentes a simulação da qualidade da água fazendo o uso do modelo QUAL-UFMG considerando dois cenários distintos.

Na figura 21 é apresentado o fluxograma da metodologia, que trata da sequência de etapas realizadas para se alcançar o objetivo do presente trabalho.



**Figura 21 – Fluxograma da metodologia.**

#### 4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do rio Alagado está localizada na região hidrográfica do Paraná e é uma Unidade Hidrológica (UH) da bacia hidrográfica do rio Corumbá (DF/GO). Possui área de 440 km<sup>2</sup>, e por volta de 57,5% dessa área está localizada no Distrito Federal e os outros 42,5% no estado de Goiás.

O zoneamento do Plano Diretor de Ordenamento Territorial do DF enfatiza a necessidade de conter o crescimento dessas áreas urbanizadas, bem como o uso restrito e controlado frente à fragilidade ambiental de determinadas áreas rurais. Ela é apresentada na figura 22:

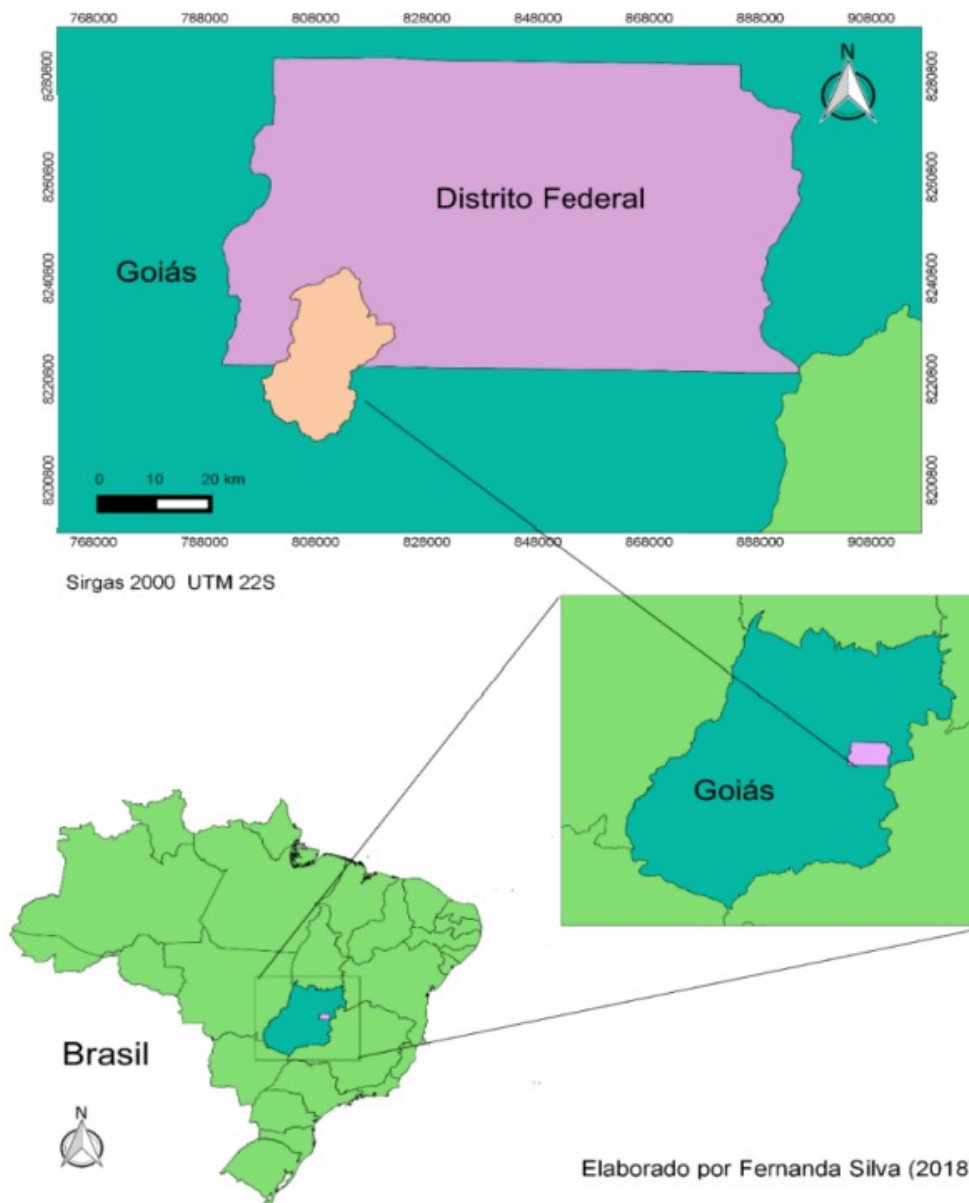


Figura 22 – Mapa da Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Alagado (DF/GO).

Fonte: Silva, 2019.

Na bacia do rio Alagado localizam-se várias estações de monitoramento da qualidade das águas superficiais operadas pela CAESB, conforme observado na figura 24. A localização e código das estações presentes na bacia estão discretizados na tabela 2 a seguir:

Estação Fluviométrica		Latitude	Longitude	Responsável
Código da Estação	Localização	X	Y	-
60443960	Vargem da Benção, a montante da ETE Recanto das Emas.	15° 55'	48° 07'	CAESB
60443980	Ponte Alta, a montante da ETE Gama.	16° 00'	48° 07'	CAESB
60444100	Alagado, imediatamente após a confluência com o Rio Alagado a montante do Corumbá.	16° 05'	48° 08'	CAESB
60444000	Rio Alagado, jusante a captação de água.	16° 01'	48° 02'	CAESB
60444020	Rio Alagado, a montante da ETE Santa Maria.	16° 01'	48° 03'	CAESB
60444035	Rio Alagado.	16° 05'	48° 08'	CAESB

**Tabela 2 – Estações Fluviométricas da BH do Alagado.**

Na bacia hidrográfica do Rio Alagado encontram-se duas estações de monitoramento da qualidade da água que são de responsabilidade da Adasa. Uma delas está localizada no próprio Rio Alagado, próximo à fronteira do DF, e a outra está localizada no Rio Ponte Alta, também perto da divisa entre o DF e o GO. A localização e numeração de ambas as estações pode ser observada na tabela 3:

Estação Fluviométrica		Latitude	Longitude	Responsável
Código da Estação	Localização	X	Y	-
60443830	Rio Ponte Alta	16° 04'	48° 14'	ADASA
60444035	Rio Alagado	16° 05'	48° 08'	ADASA

**Tabela 3 – Estações Fluviométricas da BH do Alagado**

Estas estações monitoram os parâmetros qualidade dos rios anteriormente mencionados, tais como DBO, OD, fósforo total, coliformes termotolerantes. Este acompanhamento é feito de maneira trimestral, sendo que os dados começaram a ser obtidos a partir do ano de 2015, que também é o ano de referência do início da análise de dados deste estudo.

Uma análise comparativa entres os parâmetros de qualidade da água que foram objetos de estudo deste trabalho para ambos os rios (Anexo A) indica serem rios que possuem valores de DBO muito próximos a 10 mg/l, indicando que eles possuem considerável carga orgânica. Além disso, o fósforo desses cursos d'água muitas vezes ultrapassam os valores de 0,15 mg/l, indicando um alto nível de degradação por este efluente. Ademais, os valores de oxigênio

dissolvido geralmente situam-se acima de 6 mg/l, indicando bons níveis de oxigênio presente na massa líquida

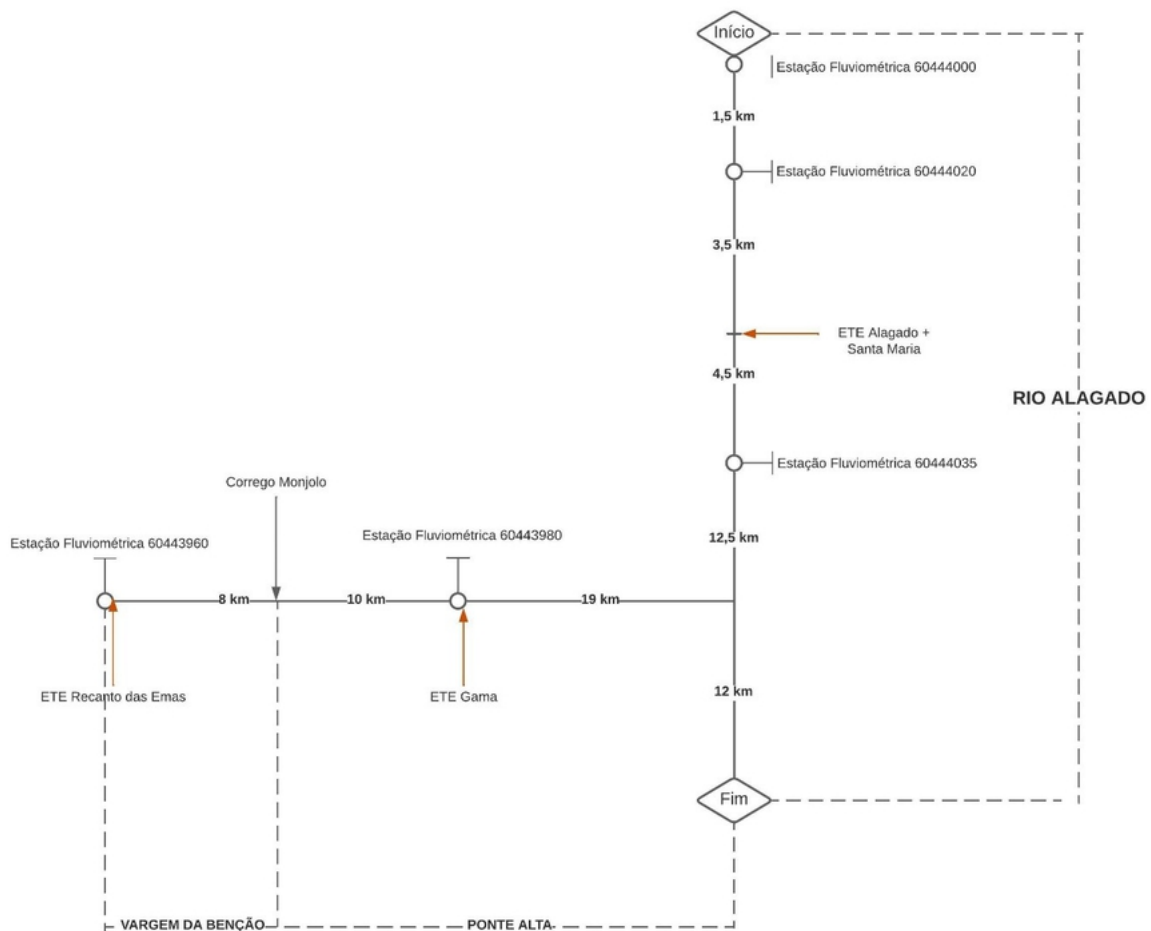
O Índice de Conformidade ao Enquadramento (ICE) (figura 23) é utilizado para medir a distância entre a condição atual de qualidade de um corpo hídrico e o padrão estabelecido conforme seu enquadramento (ICE) para os dois rios em questão, utilizando os dados das duas estações de qualidade de água operadas pela Adasa, tem-se que ambos se encontram adequados, ou seja, a qualidade da água apresenta pequenos desvios em relação à classe de enquadramento (Anexo B)

Condição de Atendimento	Valor do ICE	Significado
Conforme	$94 < ICE$	A qualidade da água está compatível com a classe de enquadramento
Adequado	$79 < ICE \leq 94$	A qualidade da água apresenta pequenos desvios em relação à classe de enquadramento
Regular	$64 < ICE \leq 79$	A qualidade da água apresenta desvios moderados em relação à classe de enquadramento
Afastado	$44 < ICE \leq 64$	A qualidade da água apresenta significantes desvios em relação à classe de enquadramento
Não Conforme	$ICE \leq 44$	A qualidade da água está incompatível com a classe de enquadramento

**Figura 23 – Índice de Conformidade ao Enquadramento (ICE).**

Fonte: Adasa em <http://gis.adasa.df.gov.br/portal/home/index.html>

No presente estudo, os cursos d'água analisados são o Córrego Vargem da Benção, que se prolonga até a confluência com o Córrego Monjolo, que passa a denominar-se Ponte Alta, e se estende até a confluências com o Rio Alagado. Já o trecho do Rio Alagado, tem início nas suas nascentes e termina no exutório de sua bacia hidrográfica, chegando no braço da represa de Corumbá IV, que está localizado fora dos limites do DF. A figura 24 mostra um esquema dos cursos de água que são objetos de estudos do atual projeto, bem como as estações fluviométricas presentes na bacia e os pontos de lançamento das estações de esgoto.



**Figura 24 – Diagrama esquemático dos cursos d’água Córrego Vargem da Benção (ou Estiva), Rio Ponte Alta e Rio Alagado, com locação das estações fluviométricas e pontos de lançamento das ETES do DF.**

#### 4.1.1 Caracterização qualitativa das águas na bacia do rio Alagado

As áreas urbanas da bacia do alagado localizam-se na parte superior da bacia, o que quer dizer que as águas recebem os efluentes das ETES ainda na parte alta da bacia, resultando em uma contaminação, principalmente por coliformes termotolerantes, ainda nesta região. A montante desta Bacia Hidrográfica (BH), encontram-se as áreas urbanizadas sem coleta e tratamento de esgoto localizadas na BH Paranoá, o que colabora com as altas concentrações de coliformes termotolerantes. Os índices de coliformes apresentam melhora apenas na UH Rio Corumbá, depois da divisa do DF com Goiás. Vale ressaltar que a qualidade da água na região de Goiás é carente em monitoramento da qualidade da água, levando a uma dificuldade em avaliar o impacto das regiões urbanas do estado nos recursos hídricos. Na parte mais alta da bacia também foi identificada uma piora na qualidade da água em relação aos coliformes termotolerantes a jusante da ETE Alagado também houve um ponto de monitoramento que apresentou piora na situação. A jusante da confluência entre os rios Ponte Alta e Alagado ocorreu uma melhora da qualidade em dois pontos de monitoramento (ENGEPLUS, 2020).



Com relação ao grau de comprometimento da UH Rio alagado em relação à concentração de fósforo, tem-se que a UH está em situação comprometida, isto é, ela está além da capacidade de suporte ambiental, indicando que ela necessita de políticas públicas claras para superação desta situação (ZEE-DF, 2016).

Há a suposição que ocorrerá um adensamento populacional na região dos cursos de água estudados, onde será estabelecido o empreendimento habitacional chamado Residencial Vargem da Benção, na Região Administrativa de Recanto das Emas. Supõe-se que o empreendimento terá cerca de 110 mil moradores. Há previsão de que o esgoto seja coletado e exportado para a ETE Melchior, porém há de se considerar que ocorrerá um aumento da poluição difusa no Córrego Vargem da Benção (CAESB, 2014).

#### 4.1.1.1 Estações de tratamento de esgoto

As ETEs Recanto das Emas, Gama, Santa Maria e Alagado estão todas situadas na sub-bacia do Rio Corumbá. Estas estações possuem tratamento ao nível terciário, necessária para a remoção de nutrientes que causam a eutrofização em ambientes lânticos como o lago Corumbá IV, que está situado a jusante dos trechos analisados e se trata de uma futura fonte de abastecimento de água para o DF e entorno. As análises realizadas pela CAESB consideram que, apesar da adoção de tecnologias padrão para o tratamento terciário, a baixa disponibilidade hídrica dos trechos em questão é um fator limitante para atingir a qualidade da água desejável. Segundo a CAESB, “sendo o fósforo praticamente um parâmetro conservativo, não há alternativa tecnológica viável para reduzir as concentrações de fósforo, considerando as tecnologias usuais e as eficiências adotadas pela CAESB para o tratamento terciário” (CAESB, 2014).

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) é um indicador indireto do carbono orgânico biodegradável, dado que ela retrata a quantidade de oxigênio necessária para manter estável a matéria orgânica carbonácea. O teste da DBO é importante visto que permite observar as indicações da taxa de degradação do efluente, a taxa de consumo de oxigênio em função do tempo e traz uma medida aproximada da fração biodegradável do despejo.

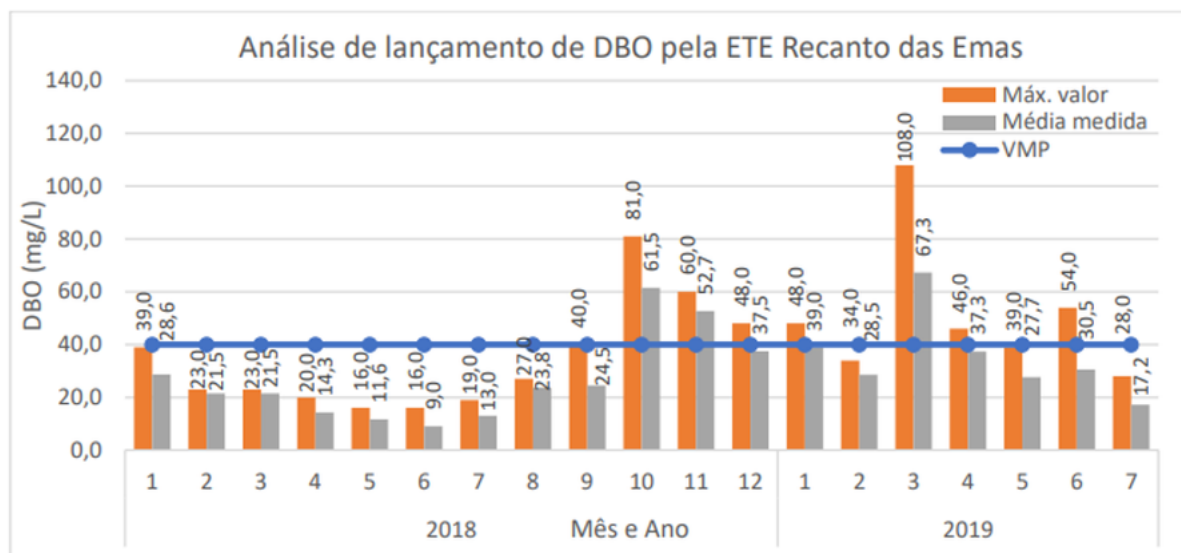
A ETE Recanto das Emas abrange a cidade de Recanto das Emas e Riacho Fundo II no DF. Esta ETE possui Reator anaeróbio de fluxo ascendente (RAFA) + reator aerado + lagoa aerada facultativa. O Corpo Receptor trata-se do Córrego Vargem da Benção. Esta ETE possui vazão de projeto de 246 l/s e a vazão média atual é de 184 l/s.



**Figura 25 – ETE Recanto das Emas.**

Fonte: Caesb, 2021.

Analisando o Lançamento de DBO pela ETE Recanto das Emas no período de 2018 a 2019 (Figura 26), observa-se que em 3 dos 19 meses os valores médios mensais analisados estão acima do outorgado de 40,0 mg/L. Os meses de maiores valores registrados foram março/2019 (108,8) e outubro/2018 (81,0).



**Figura 26 – Lançamento de DBO pela ETE Recanto das Emas no período de 2018 a 2019.**

Fonte: Adasa, 2020.

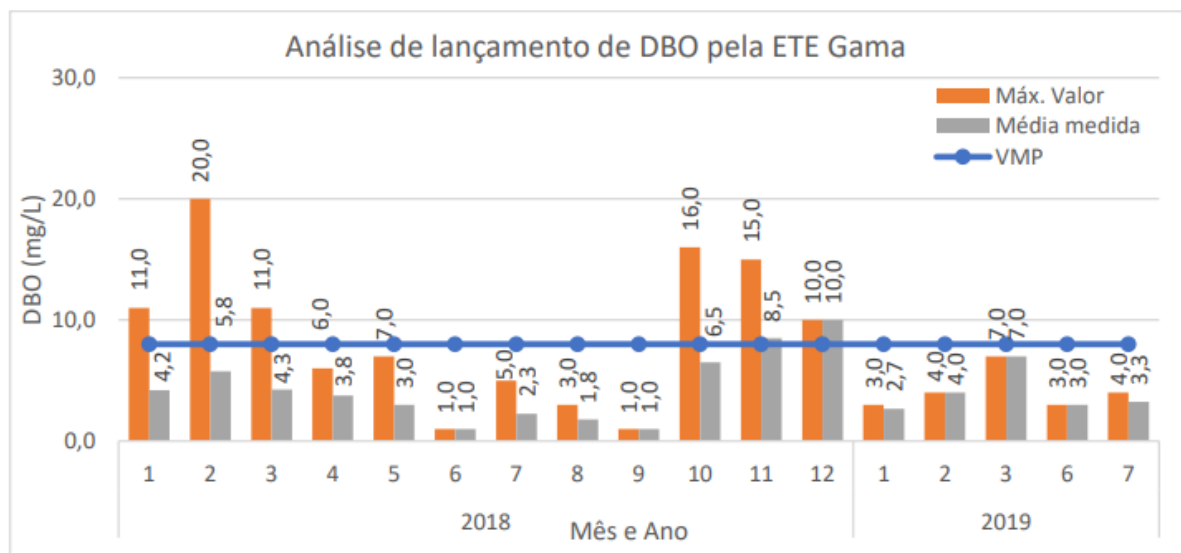
A ETE Gama abrange a cidade do Gama no DF. Esta ETE possui Reator anaeróbio de fluxo ascendente (RAFA) + Reator Biológico + Clarificador. O Corpo Receptor trata-se do Ribeirão Ponte alta. Esta ETE possui vazão de projeto de 328 l/s e a vazão média atual é de 187 l/s.



**Figura 27 – ETE Gama.**

Fonte: Caesb, 2021.

Na ETE Gama verificou-se que em seis dos dezessete meses analisados apresentaram valores superiores ao Valor Máximo Permitido (VMP) 8,0 mg/L constante em outorga (Figura 28), porém destes, somente novembro e dezembro de 2018 apresentaram a média mensal acima do referido valor. Entre os meses analisados aquele com o maior valor observado foi fevereiro/2018 (20,0).



**Figura 28 – Lançamento de DBO pela ETE Gama no período de 2018 a 2019.**

Fonte: Adasa, 2020.

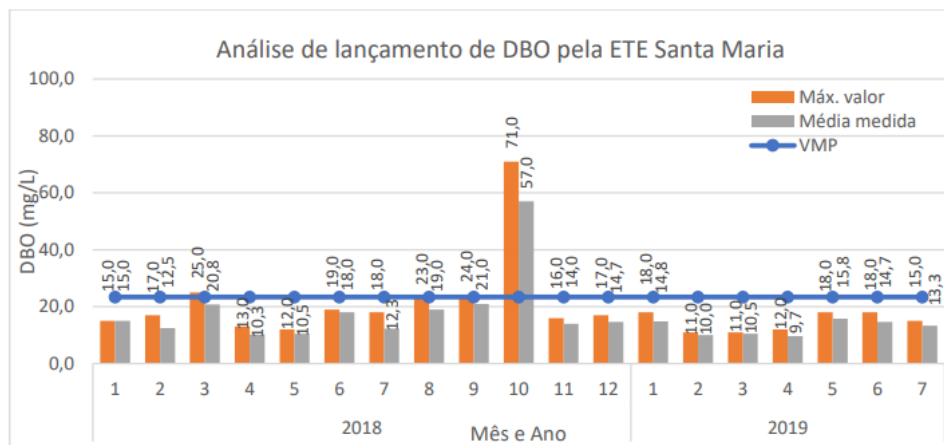
A ETE Santa Maria abrange a cidade de Santa Maria no DF. Esta ETE possui Reator anaeróbico de fluxo ascendente (RAFA) + Lagoa de alta taxa + Escoamento superficial + Polimento final. O Corpo Receptor trata-se do Rio Alagado. Esta ETE possui vazão de projeto de 154 l/s e a vazão média atual é de 51 l/s.



**Figura 29 – ETE Santa Maria.**

Fonte: Caesb, 2021.

A outorga da ETE Santa Maria que define o VMP de 23,4 mg/L (Figura 30), teve esse valor ultrapassado somente uma vez ao longo do período de análise de 19 meses em outubro de 2018. O respectivo mês apresentou valor máximo registrado de 71,0 mg/L, três vezes superior ao definido para essa ETE.



**Figura 30 – Lançamento de DBO pela ETE Santa Maria no período de 2018 a 2019.**

Fonte: Adasa, 2020.

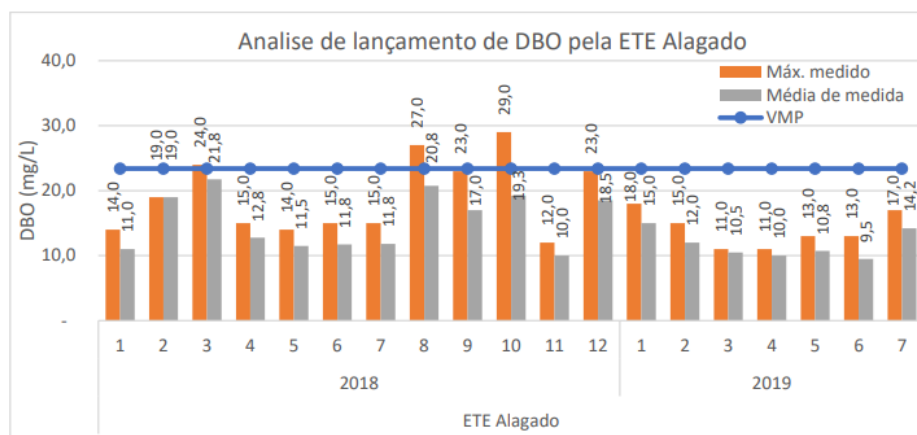
Por fim, a ETE Alagado, que abrange a cidade de Santa Maria no DF. Lembrando que o ponto de lançamento de esgotos está localizado a jusante da captação de água. Esta ETE possui Reator anaeróbico de fluxo ascendente (RAFA) + Lagoa de alta taxa + Escoamento superficial + Polimento final. O Corpo Receptor também é o Rio Alagado. Esta ETE possui vazão de projeto de 154 l/s e a vazão média atual é de 80 l/s.



**Figura 31 – ETE Alagado.**

Fonte: Caesb, 2021.

Na ETE Alagado (Figura 32) o VMP definido em outorga é de 23,4 mg/L. Os meses que apresentaram valores máximos superiores ao definido foram apenas agosto/2018 (27,0) e outubro/2018(29,0), contudo, a média mensal encontrou-se na faixa adequada.



**Figura 32 – Lançamento de DBO pela ETE Alagado no período de 2018 a 2019.**

Fonte: Adasa, 2020.

#### 4.1.2 Enquadramento dos corpos d'água da BH Alagado

A classificação de corpos aquáticos é dada com base na resolução CONAMA 357/2005, que tem como base a DBO e a quantidade de fósforo presente no corpo hídrico, conforme a tabela 4.

<b>Classificação</b>	<b>P (mg/l)</b>	<b>DBO (mg/l)</b>
Classe 1	Até 0,10 mg/l	Até 3 mg/l
Classe 2	Até 0,10 mg/l	Até 5 mg/l
Classe 3	Até 0,15 mg/l	Entre 5 e 10 mg/l
Classe 4	Acima de 0,15 mg/l	Acima de 10 mg/l

**Tabela 4 – Classificação dos corpos hídricos segundo resolução CONAMA 357/2005.**

O enquadramento dos cursos d'água que são objeto de estudos deste trabalho foram analisadas por quatro órgãos distintos, eles são oriundos de análises do Conselho de Recursos Hídricos do Distrito Federal (CRH-DF), do Plano de Gerenciamento Integrado dos Recursos Hídricos do Distrito Federal (PGIRH/DF), dos Comitês de Bacia Hidrográfica do Distrito Federal (CBH/DF), do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Paranaíba (CBH-Paranaíba) e da Câmara Técnica Permanente de Assessoramento (CTPA).

Para o Córrego Vargem da Benção, que se trata de um curso d'água de domínio Federal, considerando o trecho que parte da nascente até o lançamento da ETE Recanto das Emas, assim como trecho que vai do ponto de lançamento da ETE Recanto das Emas até a sua confluência com o Córrego Capoeira Grande, a classe sugerida foi a de número 4 para o PGIRH e para o CTPA, e classe 3 para o CBHs, dado que esse trecho recebe os efluentes da ETE Recanto das Emas e considerando que esse trecho possui baixa capacidade hídrica de depurá-los. Vale salientar que a vazão média desta ETE corresponde a cerca de 58% da vazão do rio no ponto de lançamento (CAESB, 2014).

Para o Rio Ponte Alta, um rio também de domínio federal, a classificação de enquadramento foi de classe 3 pelo PGIRH, 2 pelos CBHs 4 pelo CTPA, considerando o trecho que vai à confluência do Córrego Capoeira Grande no Córrego Vargem da Benção até a sua confluência com o Córrego Monjolo. Por outro lado, considerando o trecho que vai da confluência com o Córrego Monjolo até a sua confluência com Rio Alagado, a classe considerada foi a classe 3 pelo CTPA.

Por fim, o Rio Alagado, que também se trata de um curso d'água de domínio Federal foi considerando em classes distintas a depender do trecho em análise. Considerando o trecho que vai das nascentes até o ponto de lançamento das ETES Alagado e Santa Maria o rio foi considerado de classe 3 tanto para o PGIRH quanto para os CBHs, e de classe 2 para o CTPA. Para o trecho que parte do ponto de lançamento das ETES Alagado e Santa Maria até a sua confluência com o Ribeirão Ponte Alta a classificação ficou em classe 3 para o PGIRH, os CBHs e o CTPA. Finalmente, considerando o trecho entre o Ribeirão Ponte Alta e o Reservatório de Corumbá IV, a classificação ficou em classe 2 o PGIRH, os CBHs e o CTPA.

Vale ressaltar que o CBH-Paranaíba não citou nenhum dos cursos d'água em questão quanto a classificação CONAMA 357/05, levando os trechos considerados acima em classe 2.

Os Rios Alagado e Ponte Alta recebem direta e indiretamente o aporte de efluentes de diversas ETEs de nível terciário. Mesmo considerando os altos índices de eficiência em remoção de DBO e fósforo para essas ETEs, as concentrações de fósforo permanecem em valores compatíveis com a Classe 4 em determinados trechos, a jusante dos lançamentos dessas ETEs (CTPA/CRH-DF, 2014)

As propostas de enquadramento dos cursos d'água mencionados acima estão sintetizados na tabela 5.

Corpo Hídrico	Trecho	Dominialidade Adotada	PGIRH	CBHs	CBH-Paranaíba	CTPA
Córrego Vargem da Bênção	Nascentes até o Lançamento da ETE Recanto das Emas	Federal	4	3	2 (não citado)	2
	Do ponto de lançamento da ETE Recanto das Emas até a sua confluência com o Córrego Capoeira Grande	Federal	4	3	2 (não citado)	4
Rio Ponte Alta	Da confluência do Córrego Capoeira Grande no Córrego Estiva ou Vargem da Bênção até a sua confluência com o Córrego Monjolo	Federal	3	2	2 (não citado)	4
	Da confluência com o Córrego Monjolo até a sua confluência com Rio Alagado.	Federal	3	2	2 (não citado)	3
Rio Alagado	Das nascentes até o ponto de lançamento das ETEs Alagado e Santa Maria.	Federal	3	3	2(não citado)	2
	Do ponto de lançamento das ETEs Alagado e Santa Maria até a sua confluência com o Ribeirão Ponte Alta	Federal	3	3	2(não citado)	3
	Entre o Ribeirão Ponte Alta e o Reservatório de Corumbá IV	Federal	2	2	2(não citado)	2

**Tabela 5 – Comparativo entre as propostas de enquadramento existentes para o DF. Adaptado de CTPA/CBH, 2014.**

## 4.2 ESTRUTURAÇÃO DA BASE DE DADOS

Para a realização da simulação o modelo QUAL-UFGM, uma série de dados são necessárias, tais como:

- Vazão do rio, a montante do lançamento ( $Q_r$ ) e vazão de esgotos ( $Q_e$ );
- Oxigênio Dissolvido no rio, a montante do lançamento ( $OD_r$ );
- Oxigênio Dissolvido no esgoto ( $OD_e$ );
- $DBO_{5,20^\circ C}$  no rio, a montante do lançamento ( $DBO_r$ ) e  $DBO_{5,20^\circ C}$  do esgoto ( $DBO_e$ );
- Coeficiente de desoxigenação ( $K_1$ ) e coeficiente de decomposição ( $K_d$ );
- Coeficiente de reaeração ( $K_2$ );
- Velocidade de percurso do rio ( $v$ ) e profundidade do rio ( $H$ );

- Tempo de percurso (t) e temperatura do líquido (T);
- Concentração de saturação de OD (Cs);
- OD mínimo permissível (OD<sub>mín</sub>) e DBO máxima permissível (DBO<sub>máx</sub>)

Para se estruturar a base de dados do modelo os valores das variáveis acima foram obtidos principalmente das estações fluviométricas presentes dentro bacia onde havia dados disponíveis para acesso ao público através do *site* hidroweb da ANA, sendo estas a estação 60443960, localizada no Vargem da Benção, a montante da ETE Recanto das Emas, a estação 60443980, no Ponte Alta, a montante da ETE Gama, a 60444100, situada no Alagado, imediatamente após a confluência com o Ponte Alta a montante do Corumbá, a estação 60444000, que fica no Rio Alagado, a jusante a captação de água, a de número 60444020, posicionada no Rio Alagado, a montante da ETE Santa Maria, e por fim, a estação numero 60444035, que fica alocada no próprio Rio Alagado.

Os dados obtidos a partir das estações mencionadas acima variaram temporalmente conforme a disponibilidade deles nas estações, como não havia uma semelhança entre os dados temporais de cada estação, utilizou-se o período da estação que possuía menos dados disponíveis, que contemplou o período de 2015 a 2021. Além disso, utilizou-se dados referentes aos meses de maio a setembro, relativos ao período de seca no DF, onde se tem os menores valores de vazão disponível para os cursos d'água.

Outros dados que não foram obtidos através das estações fluviométricas foram retirados de relatórios técnicos disponibilizados ao público, sendo estes o Relatório de Elaboração Do Plano De Recursos Hídricos Das Bacias Hidrográficas Dos Afluentes Distritais Do Rio Paranaíba, elaborado em junho de 2020, a Sinopse Do Sistema De Esgotamento Sanitário Do Distrito Federal (SIESG), referente ao ano de 2012, e do Relatório Técnico nº 15/2014, elaborado pela Caesb.

Os valores para os coeficientes K1, Kd e Ks foram obtidos da literatura, e o coeficiente K2 foi calculado pelo próprio modelo.

Por fim, houve a tentativa de se obter dados de maior confiabilidade a partir de um peticionamento feito a Caesb, porem a burocracia envolvida para a liberação destes dados foi muito grande, o que impediu que esses e outros dados essenciais para o modelo, como OD, DBO e fósforo em diferentes pontos dos cursos d'água estudados, fossem utilizados para se obter uma melhor representação da realidade

### 4.3 SIMULAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA NA BH ALAGADO

#### 4.3.1 Parâmetros analisados no estudo de autodepuração

Os parâmetros que são usualmente utilizados para se analisar a qualidade da água de corpos hídrico e sua capacidade de autodepuração são o oxigênio dissolvido, a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), a concentração de fósforo total, as cargas de nitrogênio, sendo estas, o nitrito, nitrato e o nitrogênio amoniacal, a vazão e por fim, o número provável de coliformes termotolerantes, tanto no efluente de esgoto quanto na massa líquida.



No presente estudo foram analisados três componentes principais, os que mais influenciam na qualidade da água e na autodepuração do corpo hídrico, sendo estes o oxigênio dissolvido, a DBO e o fósforo total.

#### 4.3.2 Construção do modelo conceitual

O modelo conceitual construído para o desenvolvimento do estudo contou com os dados de entrada descritos na Tabela 6.

CENÁRIO	CONDIÇÕES DOS EFLUENTES DAS ETES		
	DBO	OD	PT
<b>ATUAL</b>			
ETE RECANTO DAS EMAS	37,7	0	2,5
ETE GAMA	5,7	0	1,2
ETE ALAGADO+SANTA MARIA	40,5	0	0,6
<b>FUTURO</b>			
ETE RECANTO DAS EMAS	31,3	0	0,6
ETE GAMA	16,1	0	0,6
ETE ALAGADO+SANTA MARIA	31,9	0	0,6

**Tabela 6 – Dados de entrada para os cenários atual e futuro para cada ETE.**

O Rio Alagado foi dividido em três partes principais (tabela 7). O primeiro trecho parte da nascente do rio e se estende até o ponto do lançamento da ETE Santa Maria+Alagado. O segundo trecho vai do lançamento do efluente da ETE anteriormente mencionada e vai até à confluência do Rio Alagado com o Rio Ponte Alta. Por fim, o último trecho trata-se da confluência com o Rio Ponte Alta e se prolonga até o exutório da bacia, chegando na represa de Corumbá IV.

Trecho	Local	Comprimento do trecho (km)
1	Nascente do rio e se estende até o ponto do lançamento da ETE Santa Maria+Alagado	5
2	Lançamento do efluente da ETE Santa Maria+Alagado até a confluência do Rio Alagado com o Rio Ponte Alta	17
3	Confluência com o Rio Ponte Alta até o exutório da bacia.	12

**Tabela 7 – Divisão do Rio Alagado e o comprimento de cada trecho**

Os cursos d'água Vargem da Benção e Rio Ponte Alta também foram dividido em três partes distintas (Tabela 8). O primeiro trecho parte do ponto de lançamento da ETE Recanto das Emas e vai até o ponto de confluência com o Córrego Monjolo. A segunda parte vai da

confluência com o Córrego Monjolo até o lançamento da ETE Gama, que a partir desta denomina-se Rio Ponte Alta. O terceiro e último trecho trata-se do ponto de lançamento da ETE Gama até a confluência do Rio Alagado.

<b>Trecho</b>	<b>Local</b>	<b>Comprimento do trecho (km)</b>
<b>1</b>	Ponto de lançamento da ETE Recanto das Emas até a confluência com o Córrego Monjolo.	8
<b>2</b>	Confluência com o Córrego Monjolo até o lançamento da ETE Gama	10
<b>3</b>	Ponto de lançamento da ETE Gama até a confluência do Rio Alagado	19

**Tabela 8 – Divisão do Córrego Vargem de Benção e Rio Alagado e o comprimento de cada trecho.**

Além disso, os cursos d’água em questão foram discretizados em 100 metros com o objetivo de analisar a autodepuração deles utilizando o modelo QUAL-UFMG.

#### 4.3.3 Aplicação do Modelo QUAL-UFMG

##### 4.3.3.1 Vazão de esgotos, OD e DBO nos esgotos

Para aplicação no modelo, foi considerada a carga orgânica proveniente dos esgotos domésticos das quatro estações de tratamento de esgoto, ETE Alagado, ETE Gama, ETE Santa Maria e ETE Recanto das Emas, as quais lançam seus efluentes nos cursos d’água estudado com tratamento ao nível terciário. Os valores de DBO referentes ao efluente de cada ETE foram extraídos do Relatório Técnico nº 15/2014, elaborado pela Caesb no ano de 2014. Outros dados como nitrogênio total, fosforo total, coliformes termotolerantes foram obtidos da Sinopse Do Sistema De Esgotamento Sanitário Do Distrito Federal (SIESG), referente ao ano de 2012.

##### 4.3.3.2 OD, DBO, fosforo total, coliformes e temperatura do rio ao longo do trecho

Os dados médios observados de OD, DBO, fosforo total, coliformes e temperatura ao longo do Rio Ponte Alta foram obtidos da série histórica de qualidade de água fornecido pela Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (CAESB). Por outro lado, os dados de qualidade de água do Rio Alagado foram obtidos a partir da série de dados de qualidade da água da estação fluviométrica 60444035, que está localizada no próprio Rio Alagado. A frequência do monitoramento foi bastante variada, sendo que os dados do Rio Ponte Alta variaram de 2015 a 2020, e os dados do Rio Alagado obtidos foram de apenas um ano de medição, entre os anos 2009 e 2010.

#### 4.3.3.3 Vazão do rio

Considerando todas as variáveis que influenciam a capacidade de assimilação de poluentes, a vazão do rio é a de maior importância (VON SPERLING, 2007). Para o cálculo da vazão média que é a vazão base de entrada do modelo, referente ao Córrego Vargem da Benção, foram analisados os valores das vazões entre os meses de maio e setembro para os anos de 2015 a 2021 da estação fluviométrica 60443960. As vazões do Rio Alagado, foram obtidos utilizando dados da primeira estação fluviométrica presente no trecho de número 60444000. A vazão do córrego Monjolo que chega ao Rio Alagado foi obtida através da estação fluviométrica de número 60443952.

As vazões incrementais ao longo do percurso a cada 100 metros, que também é um dado de entrada do modelo, foram calculadas com base nos dados de vazão entre postos fluviométricos consecutivos da seguinte forma:

$$Q_{IL} = \frac{Q_{inc}}{L_2 - L_1} \quad (4.1)$$

Onde:

- $Q_{IL}$ : Vazão incremental linear por m entre duas estações fluviométricas consecutivas ( $m^3/s/m$ );
- $Q_{inc}$ : Vazão incremental entre duas estações consecutivas ( $m^3/s$ );
- $L_2-L_1$ : Comprimento do percurso do rio entre as duas estações consecutivas (m);

#### 4.3.3.4 Profundidade do rio (H) e velocidade média do percurso (v)

Utilizando os dados da estação fluviométrica 60443960 localizada no Córrego Vargem da Benção, obtiveram-se os valores históricos de velocidade (Figura 33) e profundidade (Figura 34). Com esses dados realizou-se uma estimativa da velocidade e profundidade através da correlação com a vazão observada no posto fluviométrico localizado no trecho estudado, conforme indicado por Von Sperling (2007), para se calcular as curvas-chave e assim obter os valores para os coeficientes a, b, c e d.

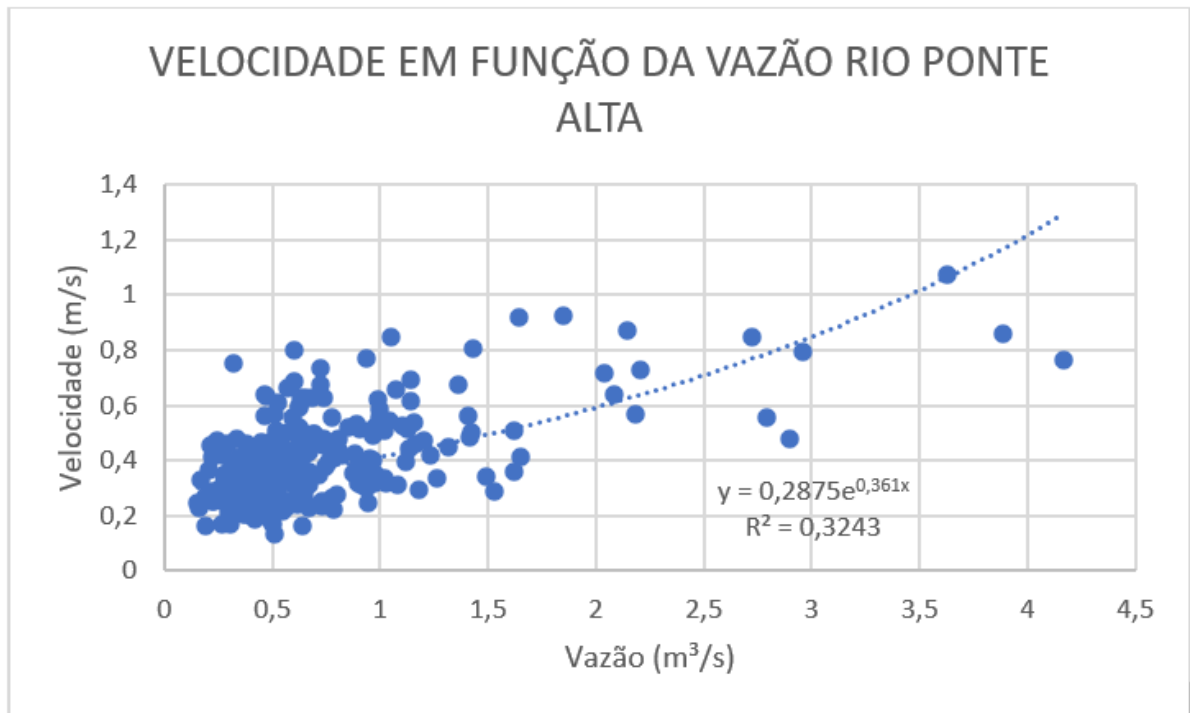


Figura 33 – Correlação da velocidade em função da vazão para o Rio Ponte Alta.

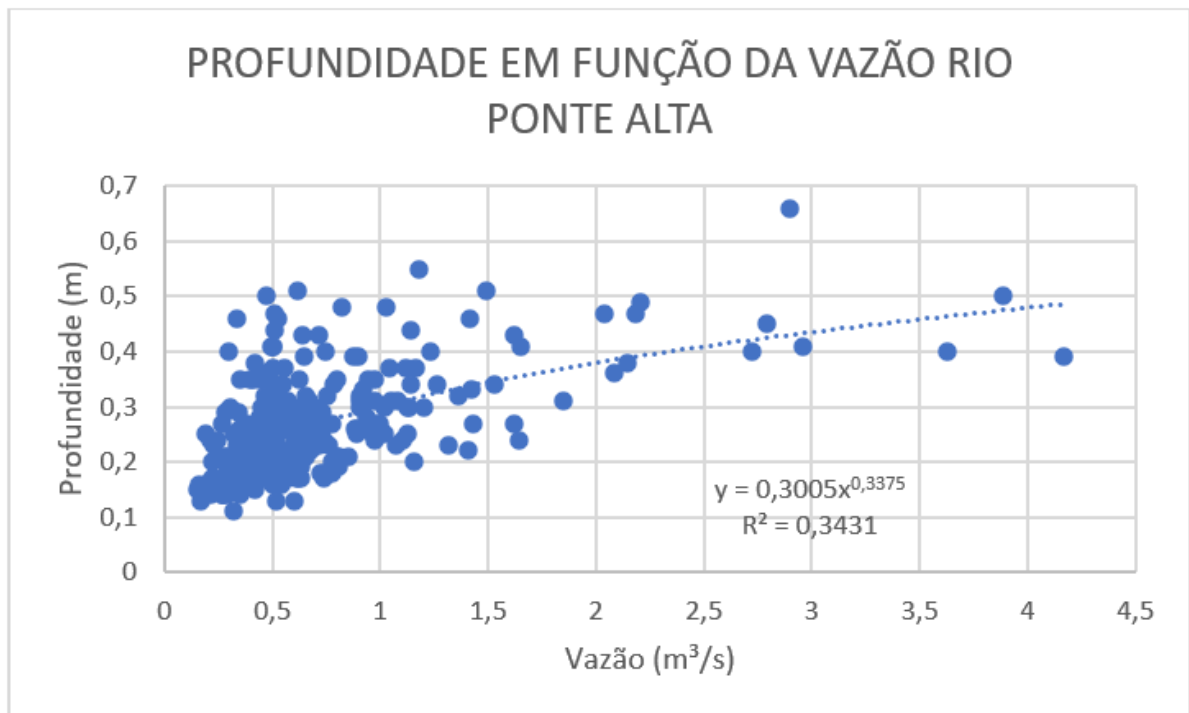


Figura 34 – Correlação da profundidade em função da vazão para o Rio Ponte Alta.

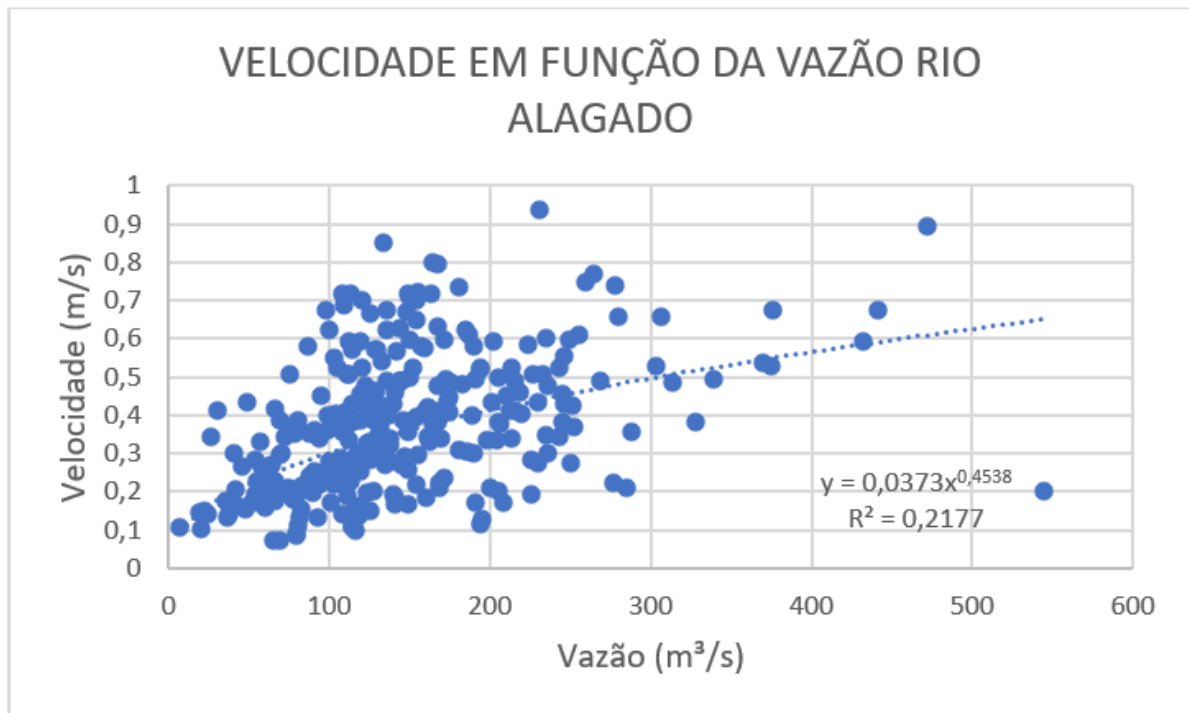


Figura 35 – Correlação da velocidade em função da vazão para o Rio Alagado.

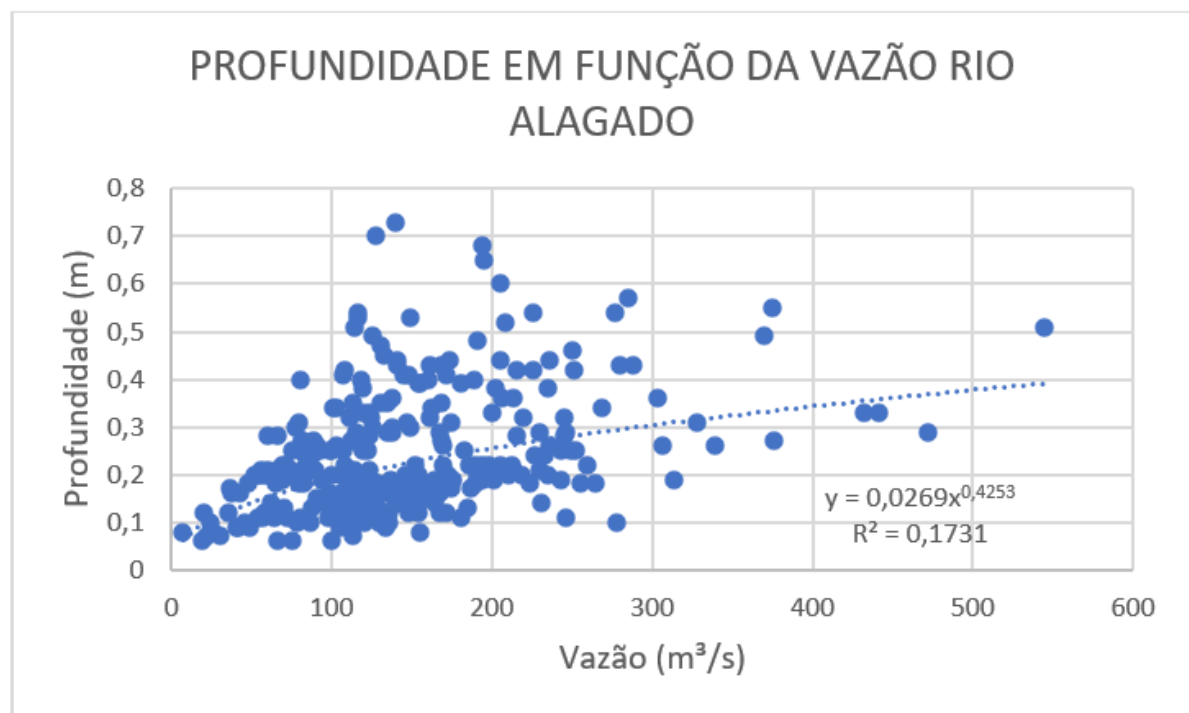


Figura 36 – Correlação da profundidade em função da vazão para o Alagado.

A partir dos gráficos acima é possível observar que os valores de a, b, c e d são 0,287; 0,361; 0,3; e 0,337 para o Córrego Vargem da Benção, e 0,037 3; 0,453; 0,026 9 e 0,425 para o Rio Alagado respectivamente. Além disso, é possível observar que o R<sup>2</sup> da função foi muito baixo, o que pode levar a uma baixa representação matemática da realidade dos rios estudados.

Outras tentativas de se obter uma interpolação que melhor represente a realidade, como o utilizar a média dos dados observados para cada ano, ou mesmo a construção de um gráfico de frequência, foram mal sucedidas, pois a dispersão dos dados disponíveis era muito grande

#### 4.3.3.5 Determinação dos coeficientes iniciais K1, K2, Ks e Kd

Com o intuito de rodar o modelo QUAL-UFMG, os principais coeficientes que compõem os modelos devem ser variados em faixas previamente definidas que permitem simular o modelo conforme as realidades físicas dos cursos estudados. A determinação dos coeficientes K1, K2, Ks e Kd foram feitos com base em valores citados pela literatura, segundo as tabelas a seguir:

Origem	K <sub>1</sub>	Rios rasos			Rios profundos		
		Decomp. K <sub>d</sub>	Sediment. K <sub>s</sub>	Remoção Kr (=K <sub>s</sub> +k <sub>d</sub> )	Decomp. K <sub>d</sub>	Sediment. K <sub>s</sub>	Remoção Kr (=K <sub>s</sub> +k <sub>d</sub> )
Curso d'água recebendo esgoto bruto concentrado	0,35-0,45	0,50 - 1,00	0,10 - 0,35	0,60 - 1,35	0,35 - 0,50	0,05 - 0,20	0,40 - 0,70
Curso d'água recebendo esgoto bruto de baixa concentração	0,30-0,40	0,40 - 0,80	0,05 - 0,25	0,45 - 1,05	0,30 - 0,45	0,00 -0,15	0,30 - 0,60
Curso d'água recebendo efluente primário	0,30-0,40	0,40 - 0,80	0,05 - 0,10	0,45 - 0,90	0,30 - 0,45	0,00 - 0,05	0,30 - 0,50
Curso d'água recebendo efluente secundário	0,12-0,24	0,12 - 0,24	-	0,12 - 0,24	0,12 - 0,24	-	0,12 - 0,24
Curso d'água com águas limpas	0,08-0,20	0,08 - 0,20	-	0,08 - 0,20	0,08 - 0,20	-	0,08 - 0,20

**Tabela 9 – Valores típicos dos coeficientes de remoção de DBO (K1 e Kd) (base e, 20°C).**

Fonte: Pereira e Barbosa, 2019.

Origem	K <sub>2</sub> (d <sup>-1</sup> )	
	Decomp. K <sub>d</sub>	Sediment. K <sub>s</sub>
Pequenas lagoas	0,12	0,23
Rios vagarosos, grandes lagos	0,23	0,37
Grandes rios com baixa velocidade	0,37	0,46
Grandes rios com velocidade normal	0,46	0,69
Rios rápidos	0,69	1,15

**Tabela 10 – Valores típicos de K2 (base e, 20° C).**

Fonte: Pereira e Barbosa, 2019

Os cursos d'água estudados são em geral rasos e recebem esgotos tratados ao nível terciário sendo assim, os valores utilizados para K1 e Kd foi de 0,18 a 20°C para ambos os coeficientes, considerando a média entre o máximo e o mínimo para os dois coeficientes.

Como se trata de cursos d'água que recebem efluente tratado com remoção de fósforo, o coeficiente de sedimentação  $K_s$  não possui nenhum valor devido à ausência da interferência da sedimentação com efluentes que possuem esse tipo de tratamento.

Já o coeficiente de reaeração  $K_2$ , depende do qual intenso é a turbulência do escoamento e quanto o corpo aquático consegue obter oxigênio baseado na diferença entre a concentração de oxigênio na atmosfera e da concentração de oxigênio corpo hídrico, ocorrendo devido à difusão. O coeficiente de reaeração foi calculado através do próprio modelo QUAL-UFMG, que apresenta diferentes fórmulas para a obtenção deste coeficiente, sendo essas, equação de O'Connor, Churchill e Owens, as equações de Tzivoglou, para rios rasos, e as equações de Melching e Flores, para rios com poços e corredeiras, sendo que o valor adotado foi o menor valor obtido entre as três equações, referente à de Tzivoglou. Desta forma, utilizou-se estes valores como base inicial para rodar o modelo com o intuito de simular a qualidade da água que chega no braço da represa do Corumbá IV.

#### 4.4 Construção de cenários.

A metodologia adotada pelo presente trabalho teve como base o levantamento dos dados de disponibilidade hídrica e dos parâmetros Demanda Bioquímica de Oxigênio — DBO e o fósforo total — P, obtidos a partir dos dados atualizados das ETEs da CAESB, dado que estes parâmetros são os que mais influenciam no enquadramento proposto para os trechos dos cursos d'água em questão, considerando os usos atuais, futuros e suas características hidrológicas.

Foram adotados, dois cenários, um atual e outro futuro, os quais foram definidos considerando, respectivamente, a população atual contribuinte em cada ETE e o alcance da população estabelecida nos projetos das ETEs ou em seus planos de expansão previstos na CAESB, tendo sido adotado como referência de final de plano o ano de 2040. As populações de projeto, a vazão dos efluentes das ETEs, suas cargas de DBO e fosforo e suas respectivas eficiências de remoção, tanto para o cenário atual quanto para o cenário futuro podem ser observadas nas tabelas 11 e 12.

<b>ETE</b>	<b>População atendida</b>	<b>Vazão efluente (m<sup>3</sup>/s)</b>	<b>DBO no efluente (mg/l)</b>	<b>P no efluente (mg/l)</b>	<b>Efi. de rem. de DBO (%)</b>	<b>Efi. de rem. de P (%)</b>
<b>Recanto das Emas</b>	147.941	0,189	37,7	2,5	92	76,2
<b>Gama</b>	117.332	0,190	5,7	1,2	98	84,2
<b>Santa Maria+Alagado</b>	102.309	0,132	40,5	0,6	97	95,9

**Tabela 11 – Dados ETEs presente na bacia do Rio Alagado para o cenário atual.**

Fonte: Caesb (2013).

<b>ETE</b>	<b>População atendida</b>	<b>Vazão efluente (m<sup>3</sup>/s)</b>	<b>DBO no efluente (mg/l)</b>	<b>P no efluente (mg/l)</b>	<b>Efi. de rem. de DBO (%)</b>	<b>Efi. de rem. de P (%)</b>
<b>Recanto das Emas</b>	300.000	0,555	31,3	0,6	90	90
<b>Gama</b>	182.730	0,328	16,1	0,6	95	90
<b>Santa Maria+Alagado</b>	169.704	0,308	31,9	0,6	90	90

**Tabela 12 – Dados ETEs presente na bacia do Rio Alagado para o cenário futuro.**

Fonte: Caesb (2013)



## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.

### 5.1 Simulação da qualidade da água e processo de autodepuração na bacia hidrográfica do Alagado

#### 5.1.1 Rio Alagado

O Rio Alagado trata-se de um curso d'água que possui baixa disponibilidade hídrica, portanto, não possui capacidade suficiente para executar a autodepuração das cargas orgânicas que este recebe pelo lançamento das ETEs Santa Maria e Alagado, dado que a vazão dos efluentes destas ETEs correspondem a cerca de 80% da vazão de referência do rio.

Em um primeiro momento, a carga orgânica oriunda da ETE causa uma depressão no oxigênio dissolvido presente na massa líquida, dado que ele é utilizado para estabilizar a matéria orgânica. Todavia, é possível observar que ao longo do segundo trecho analisado do Rio Alagado, que compreende entre a ETE e a confluência com o Rio Ponte Alta, os níveis de oxigênio no corpo hídrico tendem a aumentar devido a reaeração atmosférica. Após isso, no terceiro trecho, o nível de oxigênio dá um salto devido ao deságue do Rio Ponte Alta.

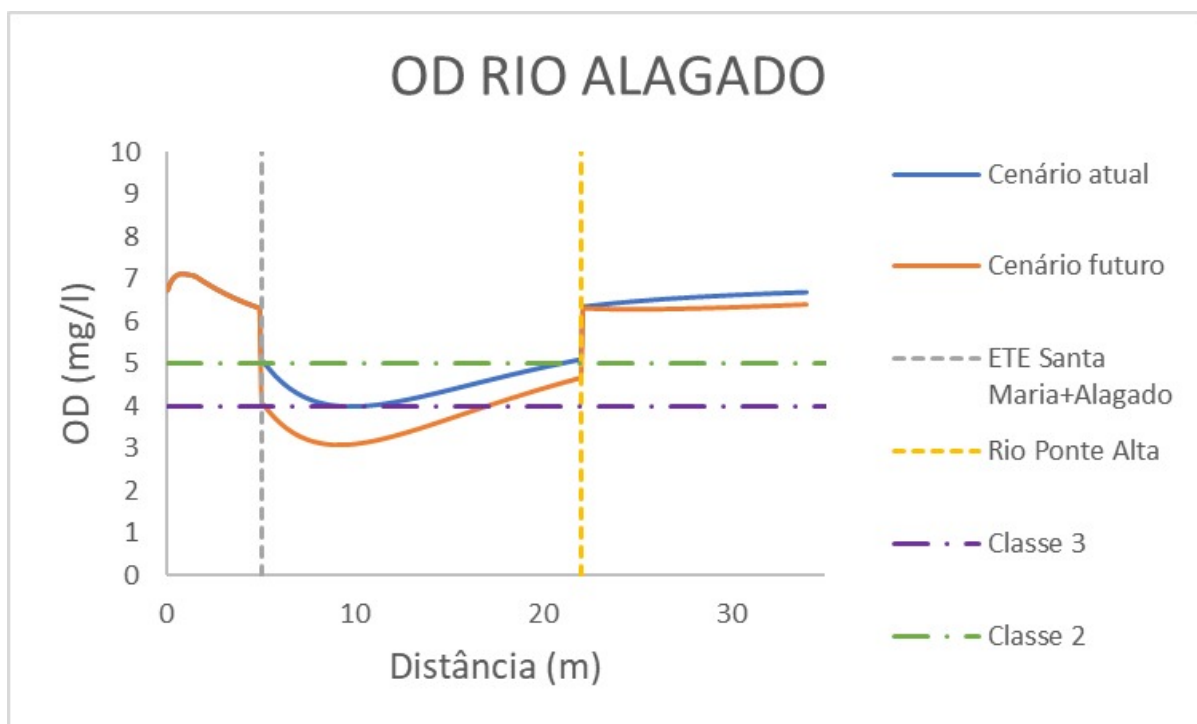


Figura 37 – OD Rio Alagado

Em relação à concentração de DBO no rio, pode se afirmar que ocorre um aumento desta em dois pontos principais, sendo estes o ponto de lançamento da ETE e o momento em que o Rio Ponte Alta desemboca no Alagado. A partir do lançamento da ETE, os níveis de matéria orgânica diminuem em razão da estabilização da matéria orgânica presente na massa líquida, esta que consome o oxigênio dissolvido. O mesmo ocorre após a confluência entre os dois rios,

os níveis de DBO tendem a reduzir em relação à distância percorrida até o momento em que chega no exutório da bacia.

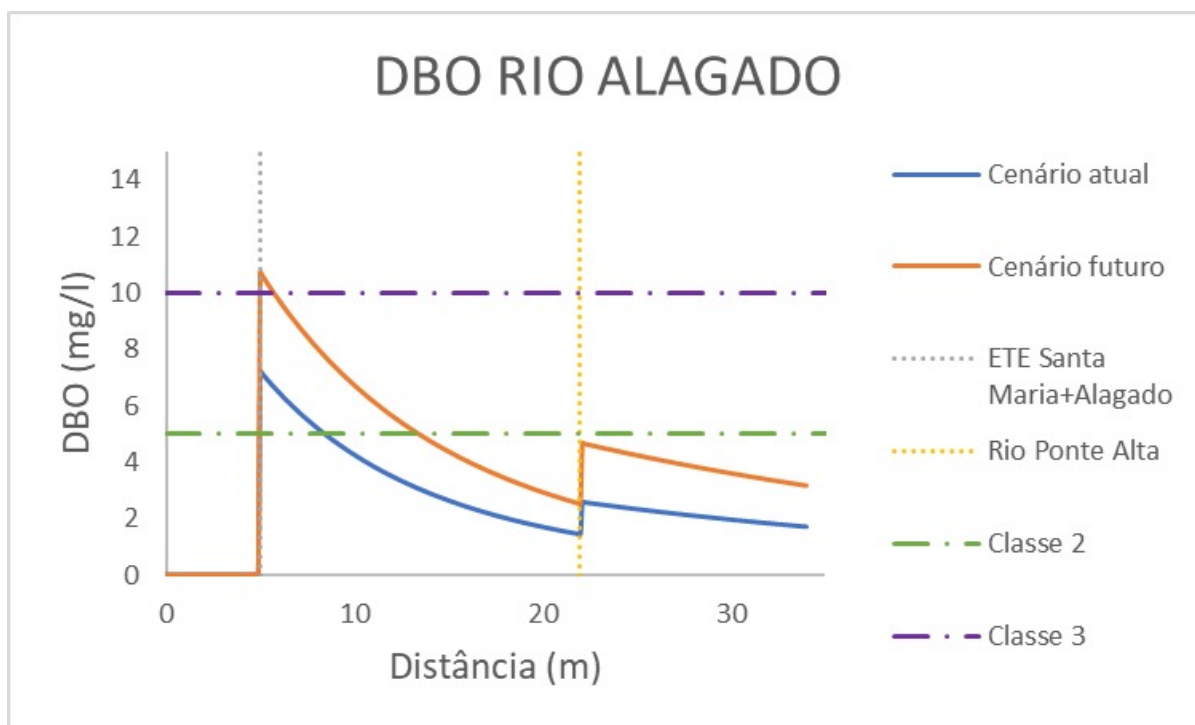


Figura 38 – DBO Rio Alagado

Considerando a concentração de fósforo total ao longo do Rio Alagado, é possível afirmar que ela possui um comportamento semelhante a DBO, sendo que nos dois pontos chave mencionados anteriormente ocorre um aumento da concentração de fósforo no corpo aquático devido aos altos níveis de fósforo nos efluentes das ETEs na bacia e a baixa capacidade de diluição dos rios estudados.

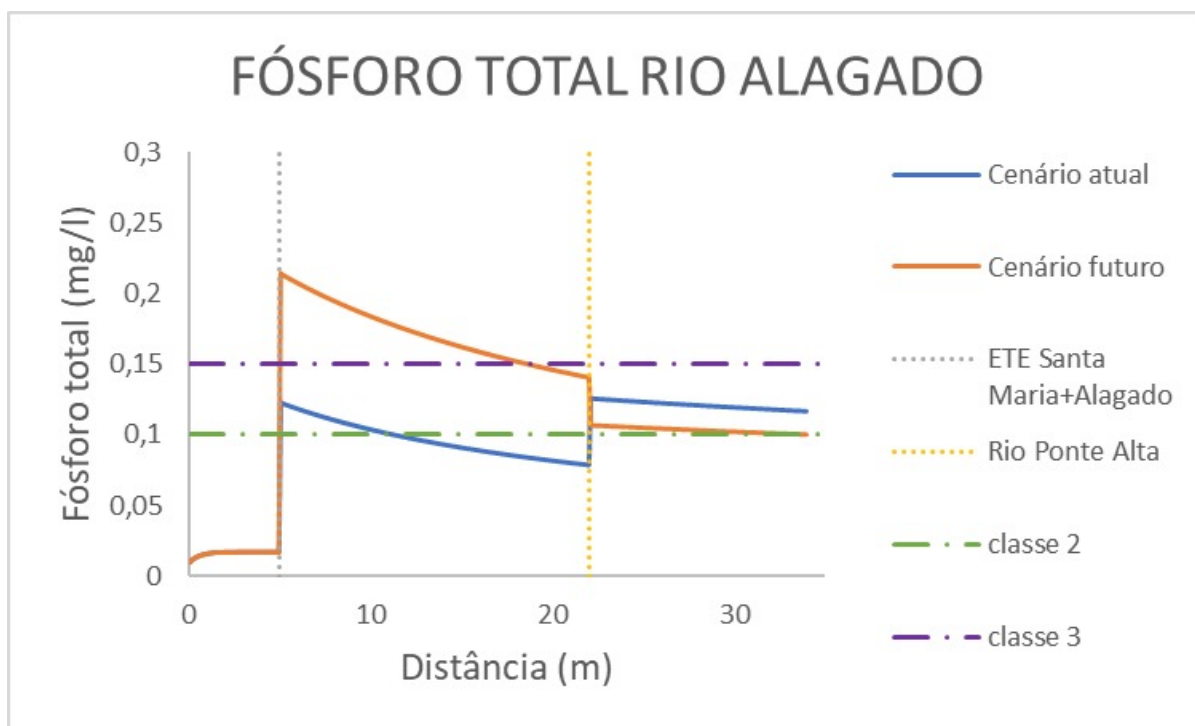


Figura 39 – Fósforo total Rio Alagado

### 5.1.2 Córrego Vargem da Benção e Rio Ponte Alta.

O Córrego Vargem da Benção, possui uma disponibilidade hídrica extremamente baixa, o que leva a uma condição desfavorável para a diluição do efluente que recebe da ETE Recanto das Emas, sendo que a vazão desta corresponde a cerca de 58% da vazão do rio no ponto de lançamento. Como está previsto uma expansão da população atendida por esta estação de tratamento para quase o dobro no final do plano de operação da ETE, espera-se que a qualidade da água deste curso d'água piore ainda mais.

O oxigênio dissolvido presente no curso d'água sofre alterações em três pontos chave, sendo estes o lançamento da ETE Recanto das Emas, que se trata do início do trecho em estudo, na confluência com o Córrego Monjolo e no lançamento da ETE Gama.

Na primeira parte do trecho os níveis de oxigênio dissolvido caem muito, atingindo o menor valor observado ao longo do trecho estudado. Isto se deve a baixa vazão do Córrego Vagem da Benção e sua pequena capacidade de diluição do efluente da ETE anteriormente mencionada.

Logo em seguida, quando ocorre a confluência com o Córrego Monjolo é possível observar um pequeno aumento da concentração do oxigênio dissolvido devido a diluição conjunta com o córrego mencionado.

Os valores de oxigênio dissolvido no rio continuam a aumentar até o ponto do lançamento do efluente da ETE Gama, onde os níveis abaixam novamente, mas com magnitude diferente daquela observada no início do trecho, devido a maior vazão no ponto de lançamento do trecho estudado e menor valor da vazão do efluente lançado, o que auxilia na diluição dele.

Apesar dos níveis de oxigênio dissolvido sofrerem grandes alterações ao longo do trecho estudado, eles chegam ao final do trecho, ou seja, na confluência com o Rio Alagado com níveis próximos a saturação. O perfil do oxigênio dissolvido ao longo do trecho estudado pode ser observado na figura 40.

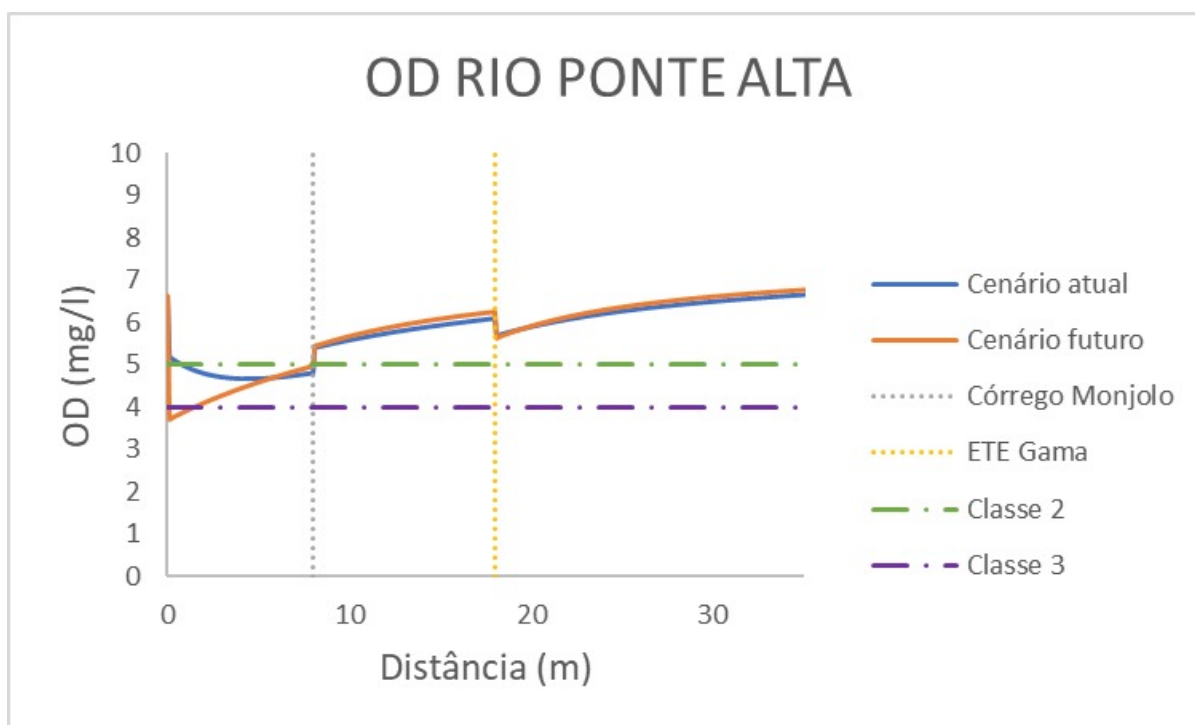


Figura 40 – OD Rio Ponte Alta

Em relação a DBO do Rio Ponte Alta, existem dois momentos em que há um aumento da concentração de DBO no trecho em estudo, são estes o lançamento das ETEs que foram mencionadas anteriormente. Por outro lado, o Córrego Monjolo auxilia na diluição da DBO, ligeiramente reduzindo sua concentração. Além disso, é possível observar que ocorre a estabilização desta matéria orgânica ao longo do percurso do rio, apesar desta não ser suficiente para reduzir os valores de DBO de maneira significativa, levando a um aumento dos valores da concentração de DBO no Rio Alagado quando o Ponte Alta desemboca nele.

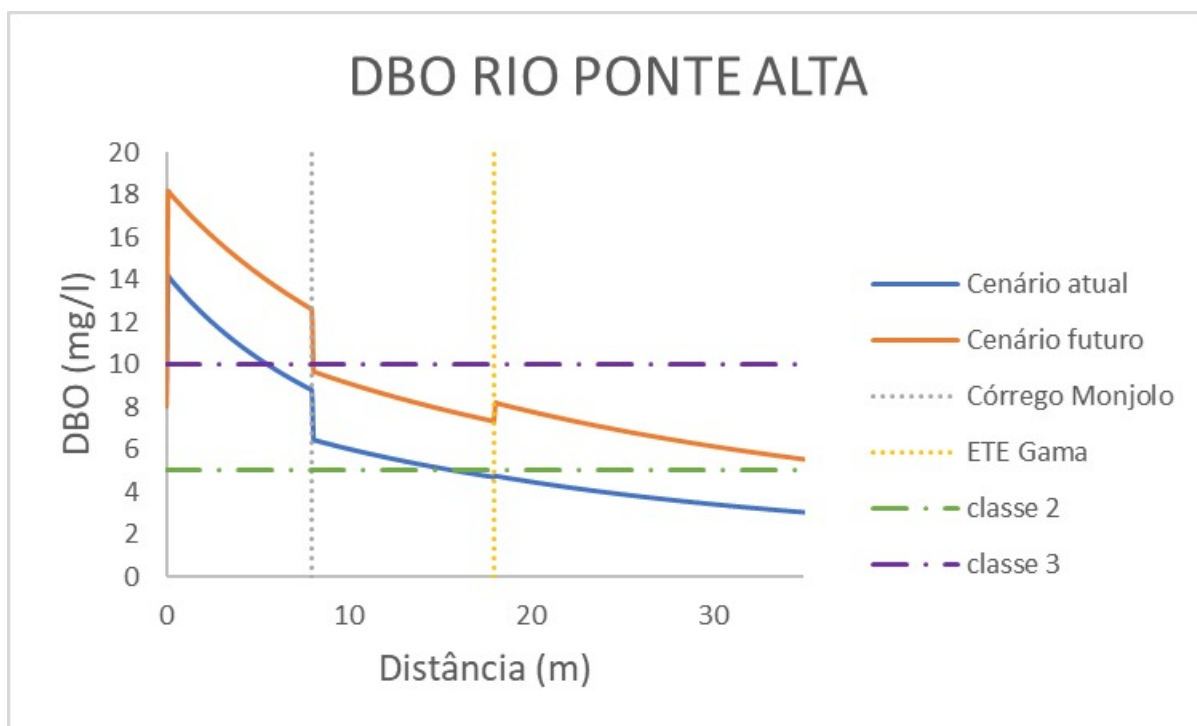


Figura 41 – DBO Rio Ponte Alta

Agora, considerando os valores de fósforo total no trecho estudado, é possível afirmar que o comportamento observado por este se aproxima muito daquele observado na DBO. Os pontos em que ocorre uma perturbação na concentração de fósforo no percurso são os pontos de lançamento das ETEs. Além disso, observa-se que o Córrego Monjolo auxilia na diluição deste poluente.

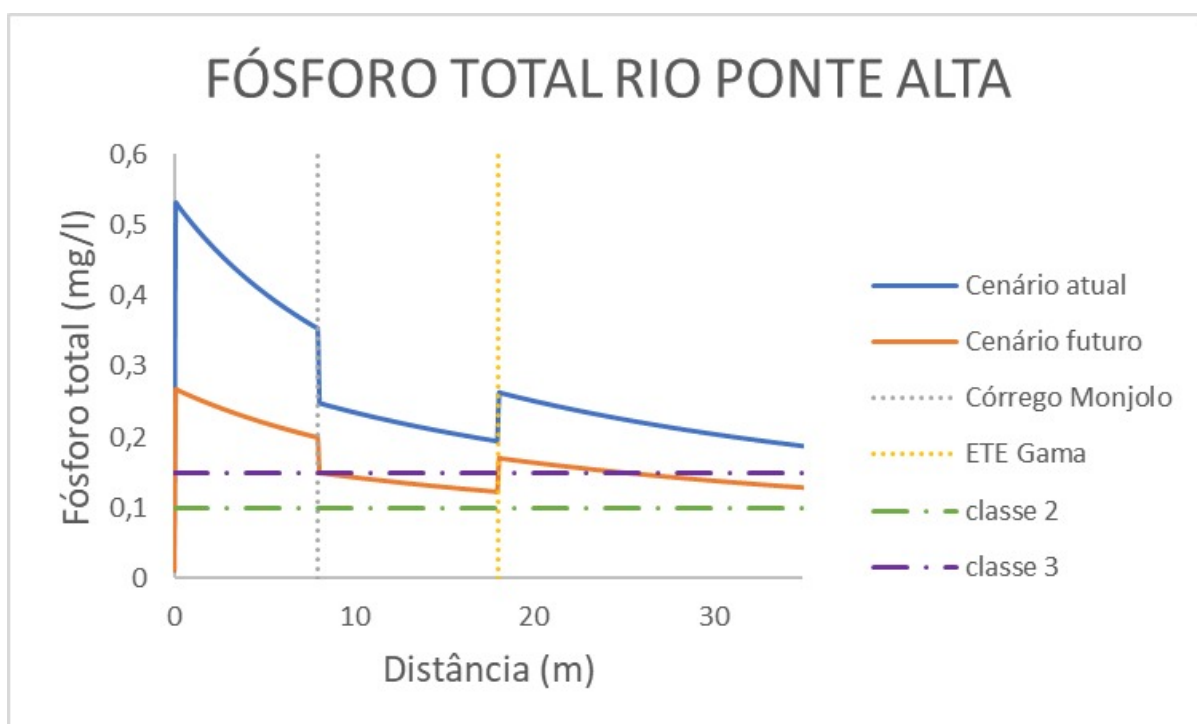


Figura 42 – Fósforo total Rio Ponte Alta

## 5.2 Cenário 2040 de qualidade de água na bacia hidrográfica do Alagado

### 5.2.1 Rio Alagado

Os principais valores de saída obtidos para os parâmetros OD, DBO e fosforo total para ambos os cenários para o Rio Alagado estão na tabela 13:

	<b>Cenário</b>	<b>Atual</b>	<b>Futuro</b>
<b>OD</b>	Mínimo	3,997	3,096
	Máximo	7,132	7,132
<b>DBO</b>	Mínimo	0	0
	Máximo	7,237	10,734
<b>PT</b>	Mínimo	0,011	0,011
	Máximo	0,125	0,215

**Tabela 13 – Valores de saída para os principais parâmetros do Rio Alagado**

Considerando os valores obtidos para o oxigênio dissolvido ao longo do Rio Alagado, é possível afirmar que a qualidade de água do rio para o cenário futuro tende a piorar, dado que os valores de oxigênio dissolvido por todo o trecho são menores que aqueles observados no cenário atual.

Apesar da redução da concentração de matéria orgânica no efluente para o cenário futuro, a concentração total no corpo hídrico é maior que no cenário atual. Tal situação pode ser explicada pelo fato da vazão da ETE presente neste trecho em específico possuir valores quase três vezes maiores em relação aos atuais, levando a uma maior concentração total de matéria orgânica na massa líquida.

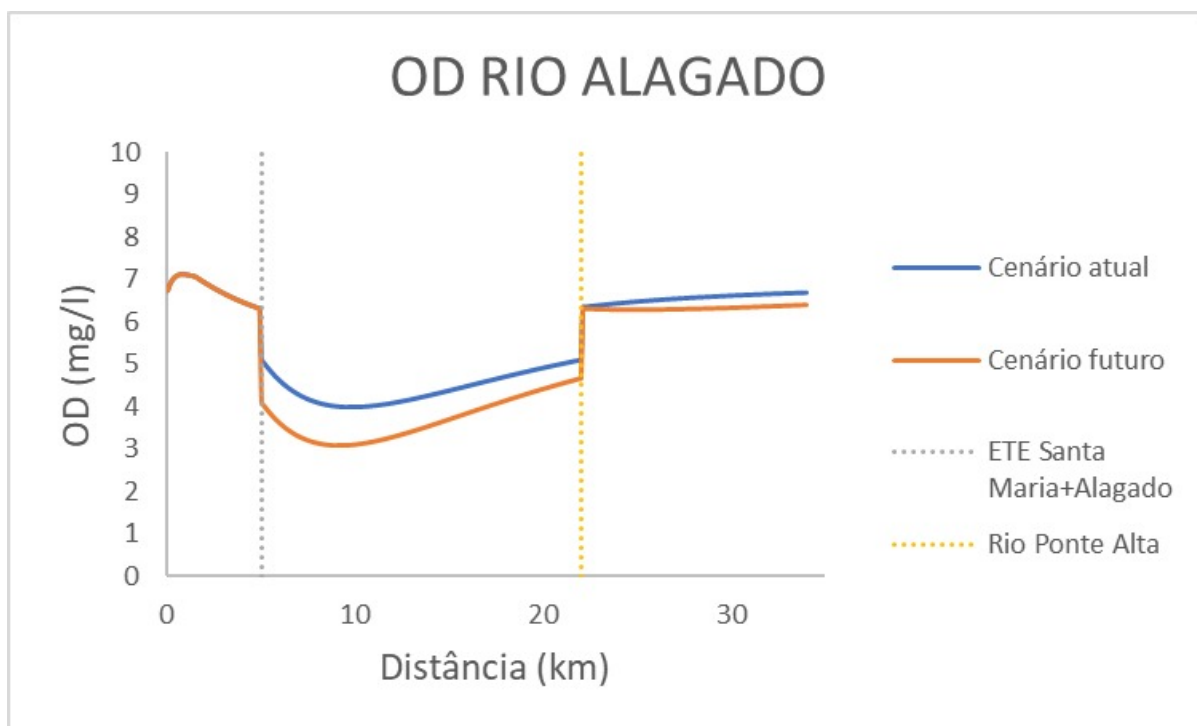


Figura 43 – OD Rio Alagado

Para a DBO do cenário futuro, pode-se dizer que ela segue um padrão muito similar ao do cenário atual. Apesar de haver uma diminuição da concentração de matéria orgânica presente no efluente da ETE, o valor de concentração total de DBO no trecho aumenta, o que se deve ao fato da vazão total da ETE aumentar e impactar diretamente na concentração de DBO do corpo hídrico.

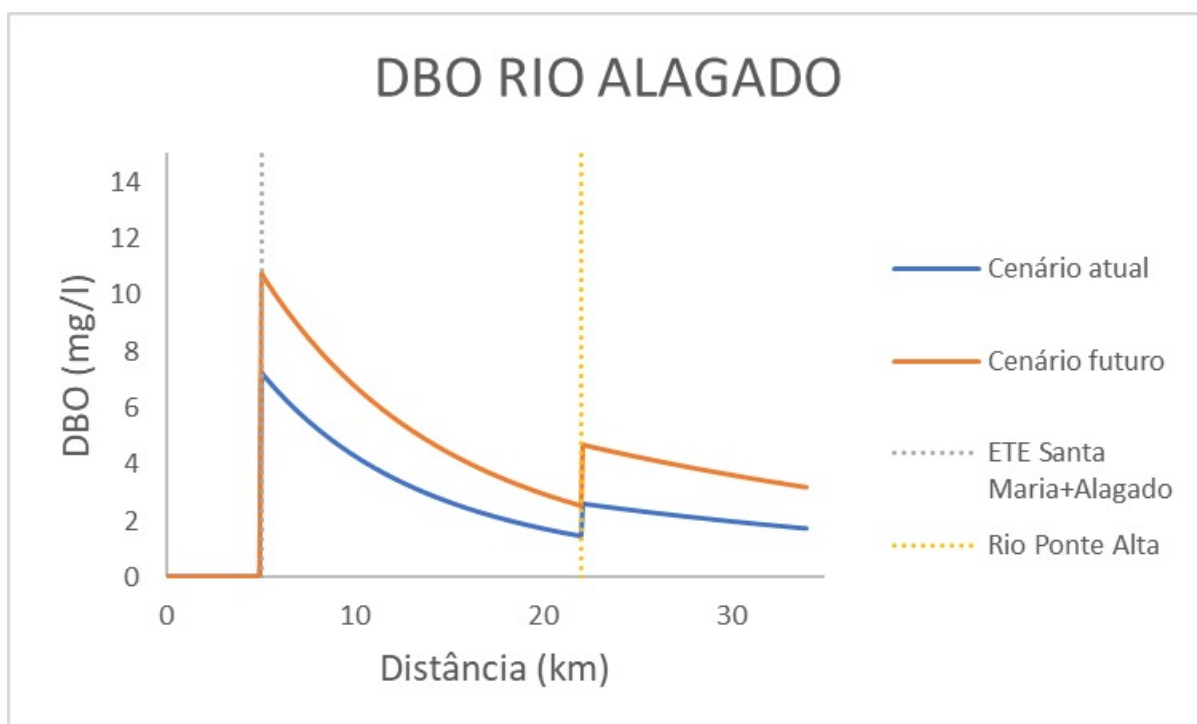


Figura 44 – DBO Rio Alagado

Agora considerando os valores de fósforo total no trecho estudado, pode-se afirmar que a discrepância entre os valores obtidos é completamente diferente entre os cenários. No cenário atual, em um primeiro momento, a carga de fósforo no trecho aumenta devido ao lançamento da ETE, depois ela torna a subir devido à carga do Rio Ponte Alta. No cenário futuro ainda é possível observar um aumento na carga de fósforo no ponto de lançamento, dado que não houve redução da carga de fósforo da ETE, mas houve um aumento da vazão dela. Por outro lado, ainda considerando o cenário futuro, na confluência com o Rio Ponte Alta, os valores de fósforo diminuem. Isto ocorre graças a redução da carga de fósforo no efluente das ETES Gama e Recanto das Emas. Os níveis de fósforo total ao longo do trecho podem ser observados na figura a seguir:

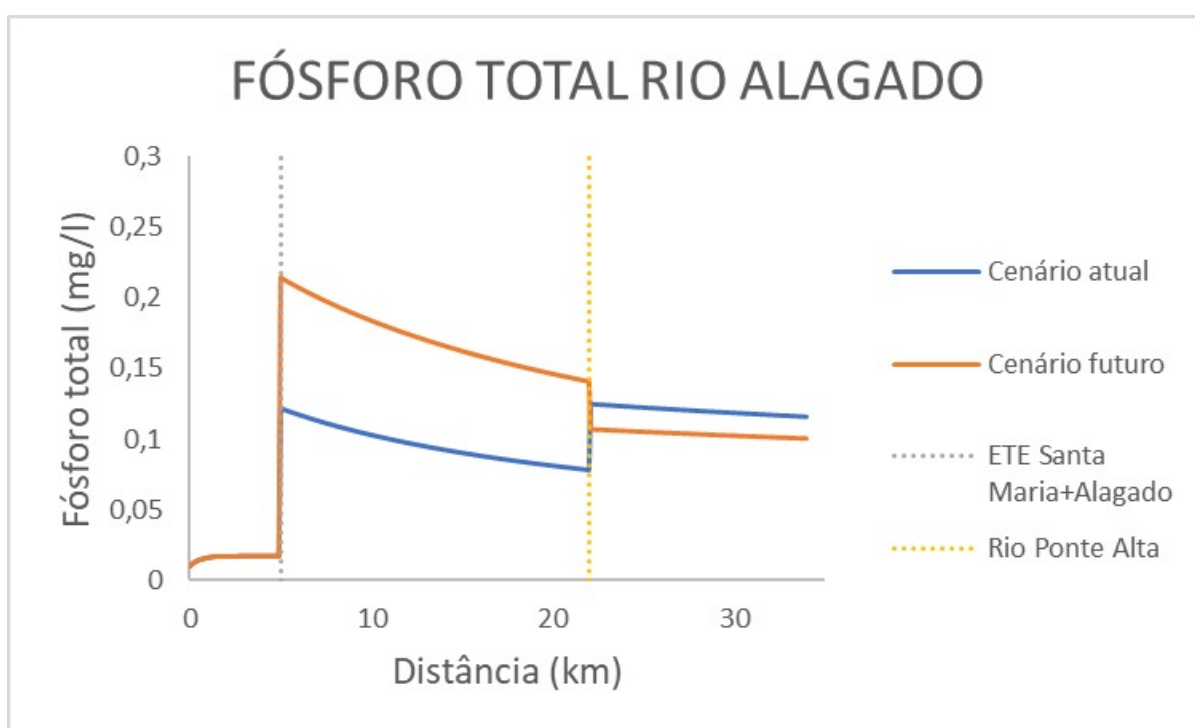


Figura 45 – Fósforo total Rio Alagado

### 5.2.2 Córrego Vargem da Benção e Rio Ponte Alta.

Os principais valores de saída obtidos para os parâmetros OD, DBO e fosforo total para ambos os cenários para o Córrego Vargem da Benção e para o Rio Ponte Alta estão na tabela 14:



Cenário		Atual	Futuro
OD	Mínimo	4,682	3,737
	Máximo	6,728	6,828
DBO	Mínimo	2,935	5,333
	Máximo	14,2	18,174
PT	Mínimo	0,181	0,122
	Máximo	0,531	0,268

Tabela 14 – Valores de saída para os principais parâmetros do Córrego Vargem da Benção e Rio Ponte Alta

No primeiro trecho estudado, referente ao Córrego Vargem da Benção, é possível observar uma queda brusca nos níveis de oxigênio no ponto de lançamento da ETE Recanto das Emas, que se aproxima muito da maneira como ele se comporta no cenário atual. Porém, para o cenário futuro, as quedas nos níveis de oxigênio são um pouco maiores devido a uma maior vazão efluente desta ETE.

No ponto em que ocorre o deságue do córrego Monjolo, os valores de oxigênio no trecho aumentam devido à diluição feita por este curso d'água e pelo fato dele possuir uma maior concentração nos níveis de oxigênio.

Por fim, após o lançamento do efluente da ETE Gama, os valores caem novamente. Desta forma, apesar de ocorrer uma redução na carga orgânica lançadas pelas ETE nos trechos em questão, é possível observar uma piora na qualidade dos corpos aquáticos.

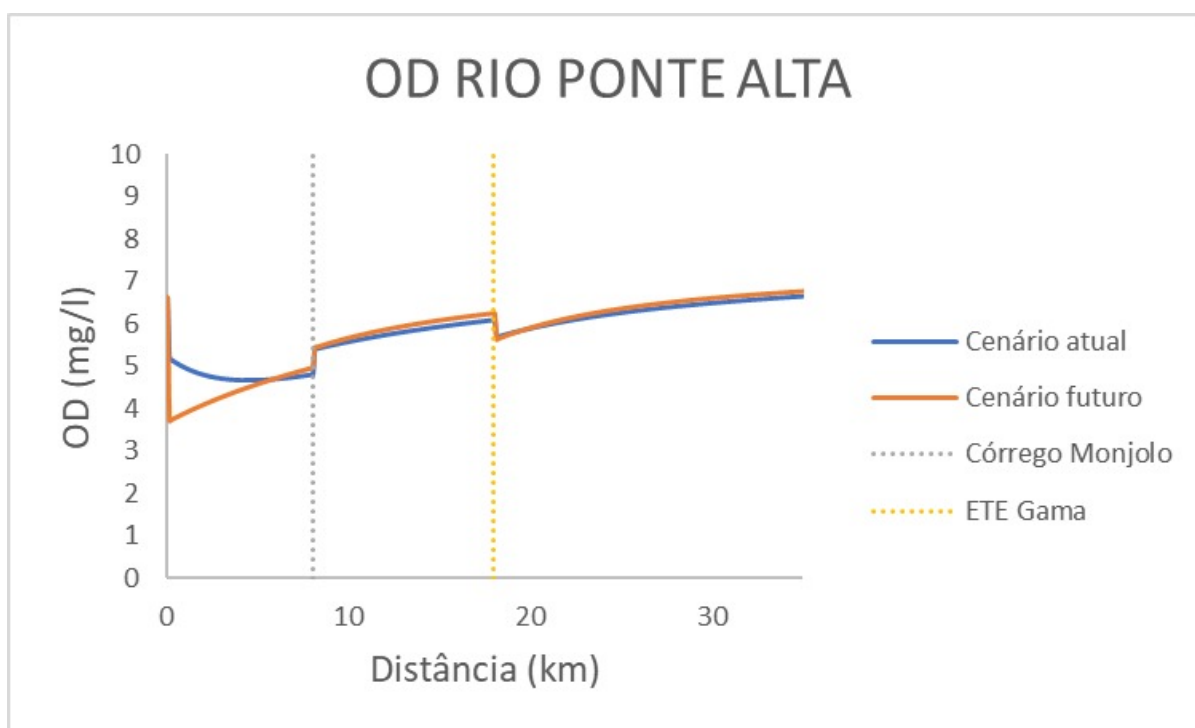


Figura 46 – OD Rio Ponte Alta

Em relação a DBO do Rio Ponte Alta, temos que a tendência que ela segue é bastante similar ao cenário atual, com a única diferença entre eles sendo para o cenário futuro a concentração de DBO é bem maior, o que se deve ao fato de ocorrer um aumento muito grande na vazão das ETEs que lançam seus efluentes neste trecho em questão.

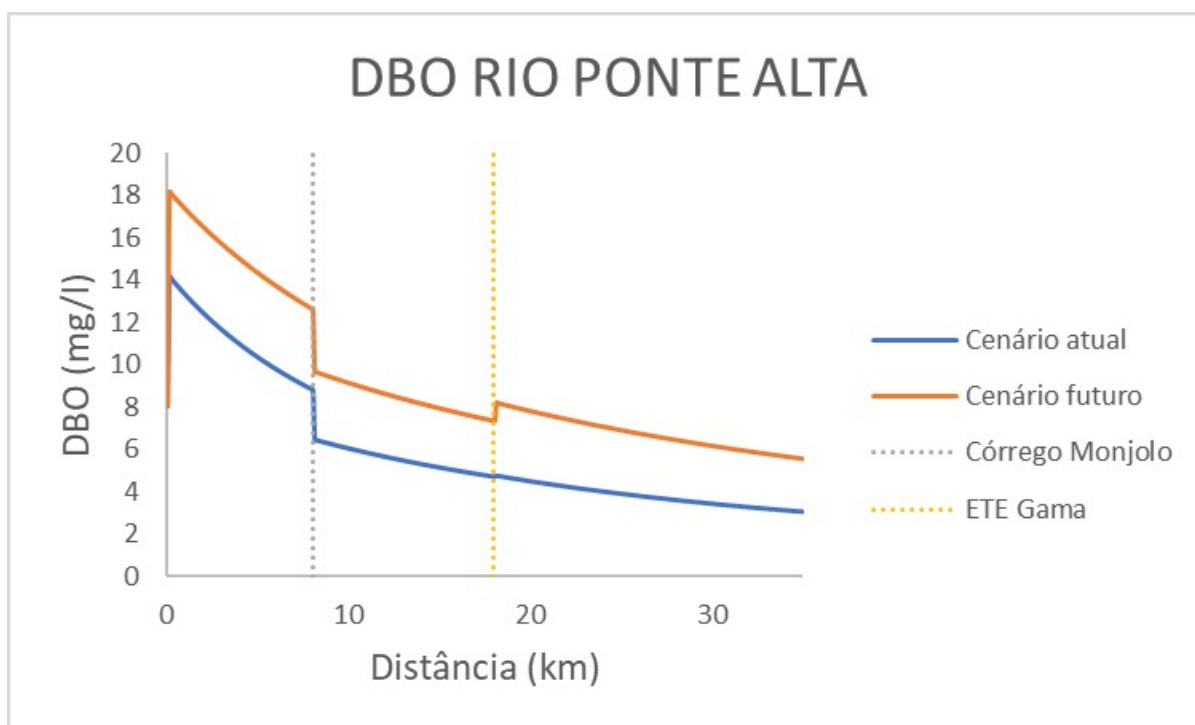


Figura 47 – DBO Rio Ponte Alta

Agora, considerando os valores de fósforo total no trecho estudado, temos novamente que o comportamento observado por este é muito parecido com o da DBO. Os pontos em que ocorre um aumento na concentração de fósforo no percurso são os pontos de lançamento das ETAs, sendo que o Córrego Monjolo auxilia na diluição dos níveis de fósforo do rio.

Porém, de maneira contrária ao comportamento da DBO, tem-se que os valores de fósforo para o trecho estudado são menores no cenário futuro, o que se deve ao fato de ocorrer um aumento na eficiência de remoção de fósforo em ambas as ETAs presentes no percurso do rio. Esta diminuição nos níveis deste poluente reflete diretamente nos valores que chegam no Rio Alagado e, conseqüentemente, no braço da represa de Corumbá IV.

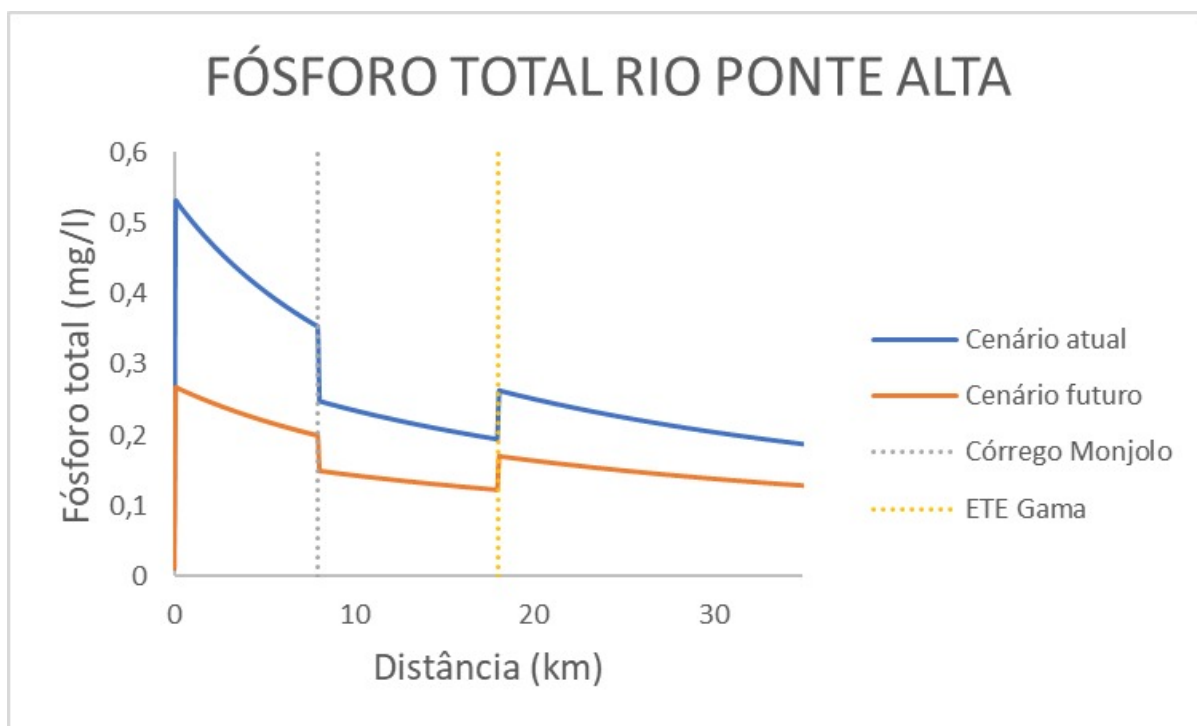
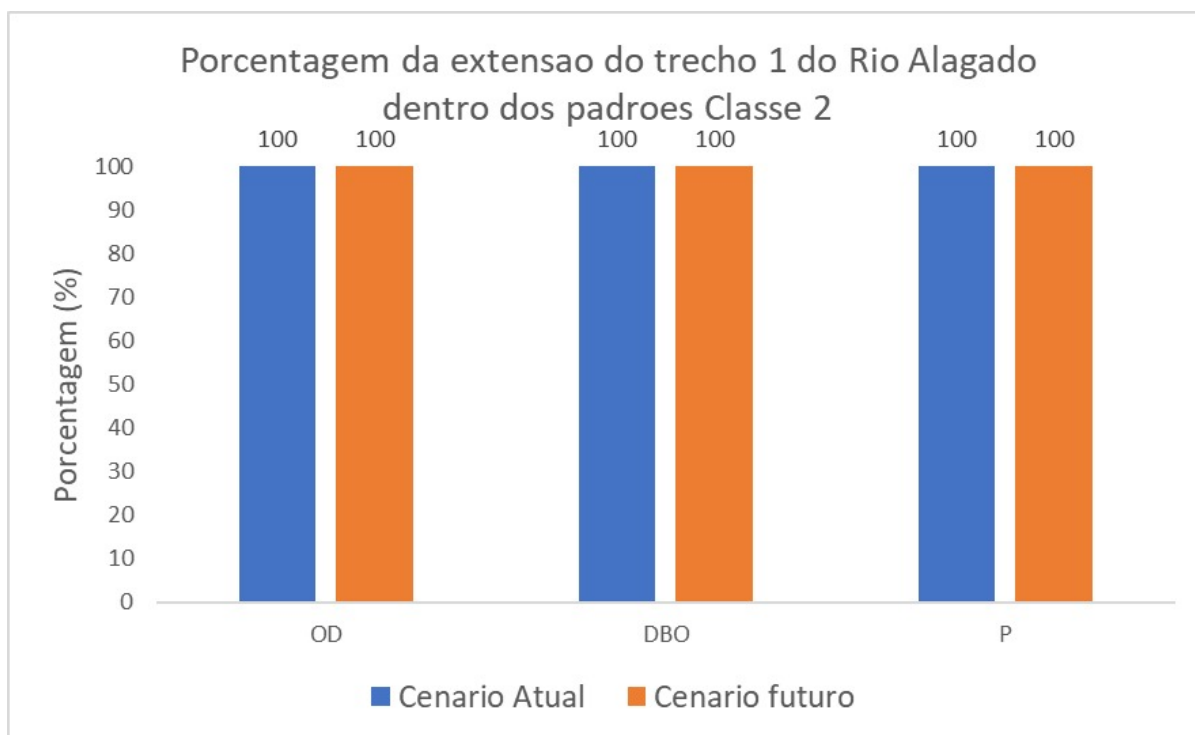


Figura 48 – Fósforo total Rio Ponte Alta

### 5.3 Enquadramento de corpos d'água na bacia hidrográfica do Alagado — situação atual e cenário 2040

#### 5.3.1 Rio Alagado

O primeiro trecho analisado do Rio Alagado, que parte da nascente do rio e se estende até o ponto do lançamento da ETE Santa Maria+Alagado, possui valores de qualidade de água que estão em conformidade com a classe, dado que este não recebe nenhum tipo de carga poluente e todos os valores obtidos para OD, DBO e fósforo total encontram-se dentro dos estabelecidos para esta classe (figura 49), tanto para o cenário atual quanto para o cenário futuro, indo de acordo apenas com o CTPA.



**Figura 49 – Porcentagem da extensão do trecho 1 do Rio Alagado dentro dos padrões Classe 2.**

Para o segundo trecho, que vai do lançamento do efluente da ETE Santa Maria+Alagado até a confluência do Rio Alagado com o Rio Ponte Alta, temos que, para o cenário atual, 80% e 64% dos valores de DBO e fósforo total, respectivamente, se encaixam nos estabelecidos para a classe 3 do enquadramento, por outro lado, os valores de OD ao longo do trecho são superiores a 5 mg/l em apenas 8,2% de sua extensão.

Por outro lado, no cenário futuro, os valores de OD obtidos foram bem baixos, sendo que em nenhum ponto do trecho analisado possui um valor de OD superior a 5 mg/l. Além disso, cerca de 80% dos valores de fósforo no trecho se encontram acima de 0,15 mg/l. Desta forma, apesar do trecho possuir mais de 90% dos valores de DBO permitidos para classe 3, os parâmetros de qualidade da água se aproximam mais daqueles estabelecidos para a classe 4, evidenciando uma piora na qualidade da água no trecho em questão no cenário futuro, dado que os valores de vazão efluente da ETE Santa Maria+Alagado aumentou muito no plano de projeto até 2040 (Figura 50).

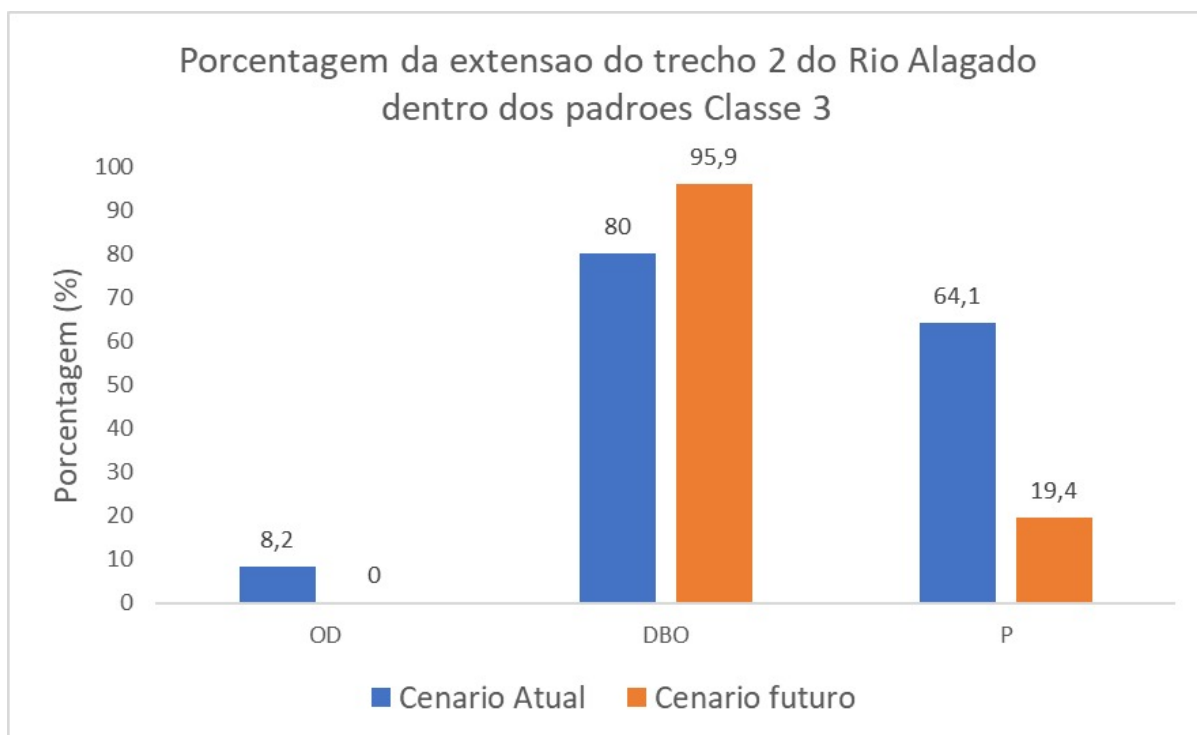


Figura 50 – Porcentagem da extensão do trecho 2 do Rio Alagado dentro dos padrões Classe 3.

Por fim, analisando-se a última parte, que vai da confluência com o Rio Ponte Alta chegando no braço da represa de Corumbá IV, temos que, considerando o cenário atual, apesar dos valores de DBO e OD atenderem aos padrões de lançamento para a classe de número 2, os valores obtidos para o fósforo total ainda estão um pouco acima do permitido para esta classe, sendo de 0,1 mg/l, fazendo com que seus parâmetros de qualidade de água se aproximem mais daqueles observados para a classe 3. Vale ressaltar que os valores obtidos neste intervalo em questão estão muito próximos de 0,1 mg/l, mas ainda não ficam abaixo dele em nenhum momento ao longo do trecho.

Por outro lado, no cenário futuro, todos os valores obtidos para OD, DBO e fósforo neste percurso do rio encontram-se na classe 2, evidenciando uma melhora nos níveis de fósforo que chegam na represa de corumbá IV, oriunda do aumento da eficiência na remoção deste poluente dos efluentes das ETEs Gama e Recanto das Emas. A informações citadas acima podem ser observadas na figura 51.

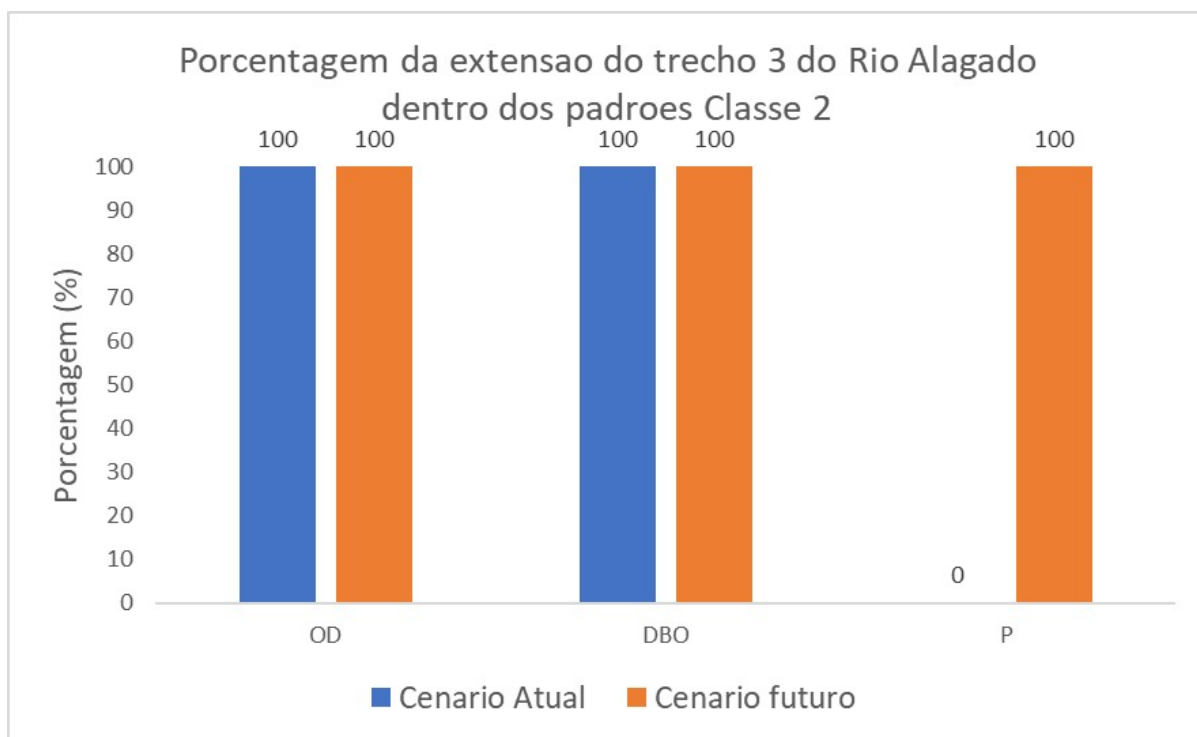


Figura 51 – Porcentagem da extensão do trecho 3 do Rio Alagado dentro dos padrões Classe 2.

### 5.3.2 Córrego Vargem da Benção e Rio Ponte Alta.

Para o Primeiro trecho, que vai do ponto de lançamento da ETE Recanto das Emas até a confluência com o Córrego Monjolo, tem-se que os valores de DBO e de fósforo total no trecho analisado são bastante superiores aos valores estabelecidos para o enquadramento em classe 3 (figura 52), tanto para o cenário atual quanto para o cenário futuro. Isto se deve ao fato de o Córrego Vargem da Benção possuir uma disponibilidade hídrica bastante baixa, impedindo o corpo hídrico de realizar uma diluição significativa do efluente da ETE Recanto das Emas.

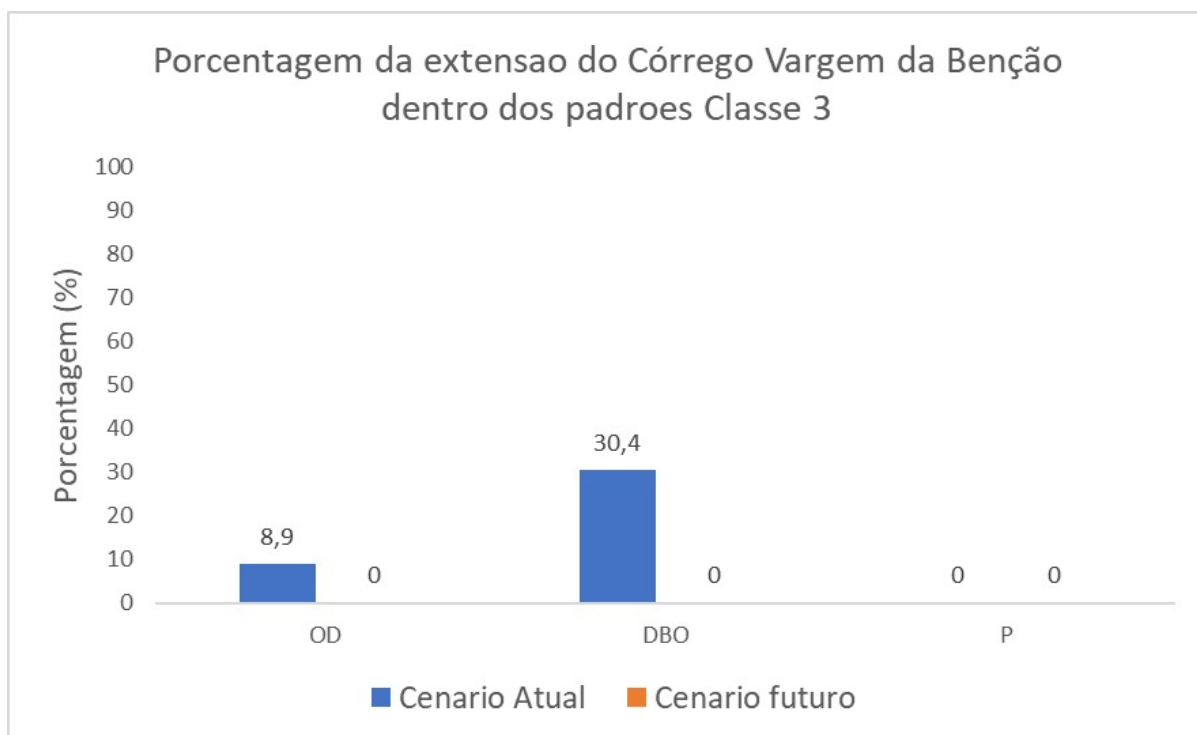


Figura 52 – Porcentagem da extensão do Córrego Vargem da Benção dentro dos padrões Classe 3.

Em relação ao segundo trecho, que vai da confluência com o Córrego Monjolo até o ponto de lançamento da ETE Gama, pode-se afirmar que os níveis de DBO e OD encontram-se nos valores estabelecidos para enquadramento na classe 3 para ambos os cenários, porém, considerando a concentração de fósforo no trecho em questão, apenas o cenário futuro conseguiu alcançar valores menores do que 0,15 mg/l (Figura 53), evidenciando mais uma vez o aumento na eficiência de remoção de fósforo das ETES.

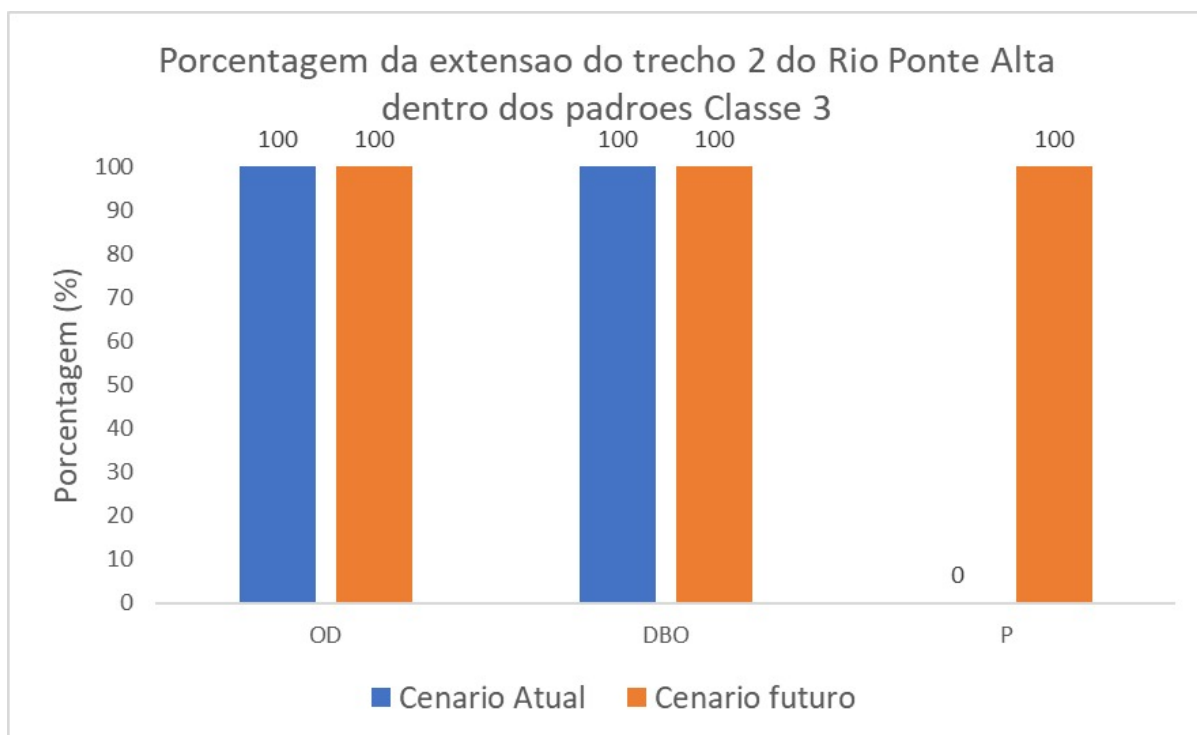


Figura 53 – Porcentagem da extensão do trecho 2 do Rio Ponte Alta o dentro dos padrões Classe 3.

Por fim, para o trecho de número 3, que vai do ponto de lançamento da ETE Gama até a confluência com o Rio Alagado, mais uma vez temos que os valores de DBO e de OD encontram-se dentro daqueles estabelecidos para cursos d'água de classe 3, porém o fator determinante trata-se do fósforo. Considerando o cenário atual, a concentração de fósforo ao longo de todo o percurso analisado situa-se acima de 0,15 mg/l.

Agora, considerando o cenário futuro, mais da metade dos valores de fósforo obtidos no decurso analisado encontram-se abaixo de 0,15 mg/l, que caracteriza uma melhora na qualidade da água do trecho em questão. Essas informações podem ser vista na figura 54.



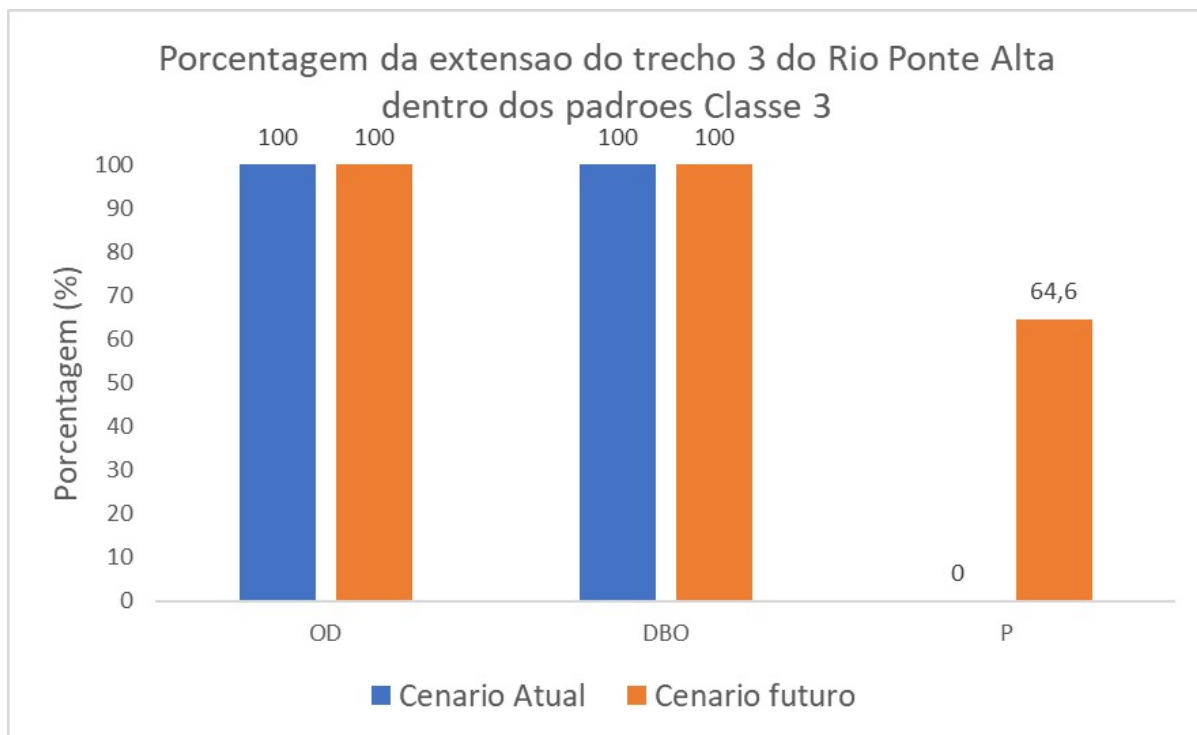


Figura 54 – Porcentagem da extensão do trecho 3 do Rio Ponte Alta o dentro dos padrões Classe 3.

## 6 CONCLUSÃO

Os cursos d'água presentes na bacia do Rio Alagado, sendo estes o Córrego Vargem da Benção, o Rio Ponte Alta e o Rio Alagado, recebem efluentes que possuem tratamento ao nível terciário com remoção de fósforo de efluentes. Apesar disso, devido à baixa disponibilidade hídrica dos mesmos, a capacidade de diluição dos efluentes provenientes das 3 ETEs localizadas na bacia não é suficiente para controlar o aporte das cargas de fósforo total nos corpos aquáticos.

Pode-se inferir que o Rio Alagado deve ser classificado como um rio de classe 2, tanto para o cenário atual quanto para o cenário futuro, considerando o trecho que vai de sua nascente até o lançamento do efluente da ETE Alagado+Santa Maria, sendo que após este o rio muda sua classificação para classe 3 no cenário atual e classe 4 no cenário futuro dado que a eficiência de remoção de fósforo da ETE Alagado+Santa Maria permanece inalterada e sua vazão efluente aumenta, ampliando assim a carga de fósforo presente na massa líquida. Além disso, vale ressaltar que o trecho que parte da confluência do Rio Ponte Alta muda sua classificação para classe 3 no cenário atual e classe 2 no cenário futuro, evidenciando uma melhora na qualidade da água que chega no braço da represa de Corumbá IV devido ao aumento da eficiência de remoção de fósforo no efluente das ETEs presentes na Bacia

O Córrego Vargem da Benção possui baixa disponibilidade hídrica, o que o impede de realizar uma diluição eficaz do efluente da ETE Recanto das Emas, levando a uma grande degradação do curso d'água, o levando a ser classificado como um rio classe 4 para ambos os cenários, apesar da redução da carga de fósforo no efluente da ETE anteriormente mencionada.

O Rio Ponte alta foi analisado em dois trechos distintos. Para ambos os trechos foram encontrados resultados distintos para o enquadramento de acordo com cada cenário. No cenário atual, devido as grandes cargas de fósforo efluentes das ETEs Recanto das Emas e Gama, os percursos foram classificados na classe 4. Por outro lado, no cenário futuro, as alterações na carga de fósforo no efluente das ETEs permite que os decursos em questão possam ser enquadrados na classe 3.

Apesar dos altos níveis de fósforo e DBO nos cursos estudados, a qualidade da água que chega no exutório da bacia, ou seja, no braço da represa de Corumbá IV, pode ser considerada boa, devido à capacidade de autodepuração dos trechos ao longo de sua extensão.

Por fim, apesar do plano final das ETEs presentes na bacia considerar um aumento na remoção da carga de fósforo, o aumento da vazão efluente delas impede que este incremento seja significativo para contribuir para a melhoria da qualidade dos corpos hídricos estudados. Deve-se, portanto, estudar alternativas para que os trechos estudados melhorem sua qualidade apesar da abundância das cargas dos efluentes lançados nos mesmos frente as suas baixas disponibilidades hídricas.

## 7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADASA. Relatório de Monitoramento do Atendimento a o Padrão de Lançamento Outorgado pelas ETES no Distrito Federal. Brasília: Superintendência de Abastecimento de Água e Esgoto, 2020.

AGÊNCIA ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS (AGERH). O que é Outorga? Disponível em: <https://agerh.es.gov.br/o-que-e-outorga>. Acesso em: 29 abr. 2021.

ALMEIDA, Lizane *et al.* Modelos hidrológicos, tipos e aplicações mais utilizadas. Revista Fae, Curitiba, v. 20, n. 1, p. 129-137, jan. 2017.

ANA. (2020). Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil. Brasília: Agência Nacional de Águas. 129p.

ANA. A EVOLUÇÃO DA GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS NO BRASIL. Brasília: Ana, 2002. Disponível em: <https://arquivos.ana.gov.br/institucional/sge/CEDOC/Catalogo/2002/AEvolucaoDaGestaoDosRecursosHidricosnoBrasil.pdf>. Acesso em: 03 maio 2021.

ANA. Política Nacional de Recursos Hídricos. Disponível em: <https://www.gov.br/ana/p-t-br/assuntos/gestao-das-aguas/politica-nacional-de-recursos-hidricos>. Acesso em: 29 abr. 2021.

BARROS, Jessyca Costa. Aplicação da teoria Fuzzy no modelo de Streeter-Phelps para o cálculo do risco de contaminação das águas de rios, em função da temperatura. 2016.

BENINI, Rubens de Miranda; MENDIONDO, Eduardo Mario. Urbanização e Impactos no Ciclo Hidrológico na Bacia do Mineirinho. Floresta e Ambiente, [S.L.], v. 22, n. 2, p. 211-222, jun. 2015. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.103114>.

BEZERRA, I. S.; MENDONÇA, L. A. R.; FRISCHKORN, H. Autodepuração de cursos d água: um programa de modelagem Streeter-Phelps com calibração automática e correção de anaerobiose. Revista Escola de Minas, n.2, v.61, p.249- 255, 2008.

BISWAS, Asit K. *Integrated water resources management: is it working?. International Journal of Water Resources Development*, v. 24, n. 1, p. 5-22, 2008.

BOUROTTE, C. L. M. (2014). “O Ciclo da Água”. Geologia. São Paulo: USP/UNIVESP. 118–133.

BRAGA, B. et al. Introdução à engenharia ambiental. São Paulo: Prentice Hall, 2002. Brown, L. C.; Barnwell, T. The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: documentation and user manual. Env. Res. Laboratory. US EPA, EPA /600/3-87/007, Athens, GA. p. 189, 1987.

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

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências (2010). Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2007-2010/2010/Lei/L12305.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Lei/L12305.htm)> Acesso: 28 abr. de 2021.

CARDOSO, Murilo Raphael Dias *et al.* CLASSIFICAÇÃO CLIMÁTICA DE KÖPPEN-GEIGER PARA O ESTADO DE GOIÁS E O DISTRITO FEDERAL. *Acta Geográfica*, Boa Vista, Roraima, v. 8, n. 16, p. 40-55, mar. 2014.

CARVALHO, D. F.; SILVA, L. D. B. Hidrologia. Curso de Hidrologia. Agosto de 2006. Notas de aula. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ).

CHAKRAVARTY, Sumit *et al.* *Deforestation: causes, effects and control strategies. Global perspectives on sustainable forest management*, v. 1, p. 1-26, 2012.

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

CHRISTOFOLETTI, A. *Geomorfologia* 2a Ed., São Paulo, SP. Editora Blucher, 1980.

CNRH. Resolução no. 32, de 15 de Outubro de 2003., 2003 Ministério do Meio Ambiente: Conselho Nacional de Recursos Hídricos (2003). Brasília - DF, Brasil. Disponível em: [http://www.cnrh.gov.br/index.php?option=com\\_content&view=article&id=14](http://www.cnrh.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=14). Acesso em: 28 abr. 2021.

COELHO, Victor HR *et al.* Dinâmica do uso e ocupação do solo em uma bacia hidrográfica do semiárido brasileiro. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 18, n. 1, p. 64-72, 2014.

CODEPLAN. (2018). *Densidades Urbanas Nas Regiões Administrativas Do Distrito Federal*. Distrito Federal: Companhia de Planejamento do Distrito Federal.

COSTA, Daniel Jadyr Leite; TEIXEIRA, Denilson. Aplicação de modelo de autodepuração para avaliação da qualidade da água do Ribeirão do Ouro, Araraquara-SP. *Revista Brasileira Multidisciplinar*, v. 13, n. 1, p. 49-62, 2010.

CAESB. *Relatorio Tecnico no 015/2014: inclusão dos tres cursos d'água córrego vargem da benção, rio ponte alta e rio alagado na proposta de enquadramento da bacia hidrográfica do rio paranaíba..* Brasília, 2014.

Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal – CAESB. *SIESG 2013 – Sinopse do Sistema de Esgotamento Sanitario do Distrito Federal: 26a Edição*. Brasilia: Caesb, 2013. (Ano de referencia 2012)

CTPA/CRH-DF, Conselho de Recursos Hídricos do Distrito Federal Câmara Técnica Permanente –. *Nota Técnica no 02 /2014: inclusão dos cursos d'água córrego estiva (ou córrego vargem da benção), rio ponte alta e rio alagado na proposta de enquadramento apresentada pelo comitê da bacia hidrográfica do rio paranaíba*. Brasília: Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, 2014.

DE RESENDE, A. V. *Agricultura e qualidade da água: contaminação da água por nitrato*. Embrapa Cerrados-Documents (INFOTECA-E), 2002.

DE SOUZA VIANA, Jussara Freire *et al.* Modelagem hidrológica da Bacia Hidrográfica do Rio Pirapama-PE utilizando o modelo SWAT. *Journal of Environmental Analysis and Progress*, v. 3, n. 1, p. 155-172, 2018.

EMBRAPA. (1979). *Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos*. Rio de Janeiro: Reunião Técnica de Levantamento de Solos.

EMBRAPA. Adriana Reatto. Embrapa. Mapa pedológico digital: SIG atualizado do Distrito Federal escala 1:100.000 e uma síntese do texto explicativo. Planaltina, Df: Embrapa Cerrados, 2004, 2004. 31 p. (Embrapa Cerrados. Documentos, 120). Disponível em: [https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CPAC-2009/26344/1/doc\\_120.pdf](https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CPAC-2009/26344/1/doc_120.pdf). Acesso em: 29 abr. 2021.

EMRL/EMR/DE/CAESB. Inclusão três cursos d'água Córrego Vargem da Benção, Rio Ponte Alta e o Rio Alagado na proposta de enquadramento da Bacia Hidrográfica do Rio Paranaíba. Brasília: Caesb, 2014.

ENGEPLUS. ELABORAÇÃO DO PLANO DE RECURSOS HÍDRICOS DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS AFLUENTES DISTRITAIS DO RIO PARANAÍBA. Brasília: Adasa, 2020.

FERNANDES, M. R. (2014). Parâmetros básicos de bacias hidrográficas. Belo Horizonte: EMATER - MG.

FLECK, Leandro *et al.* Principais modelos matemáticos de qualidade da água e suas aplicações: uma revisão. Revista Eletrônica Científica Inovação e Tecnologia, Curitiba, v. 1, n. 7, p. 47-62, 2013.

GLORIA, Lucivania Pereira; HORN, Bruna Carolina; HILGEMANN, Maurício. AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DE BACIAS HIDROGRÁFICAS ATRAVÉS DA FERRAMENTA DO ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA - IQA. Revista Caderno Pedagógico, [S.L.], v. 14, n. 1, p. 103-119, 8 jun. 2017. Editora Univates. <http://dx.doi.org/10.22410/issn.1983-0882.v14i1a2017.1421>.

GODECKE, Marcos Vinicius; NAIME, Roberto Harb; FIGUEIREDO, João Alcione Sganderla. O consumismo e a geração de resíduos sólidos urbanos no Brasil. Revista Eletrônica em gestão, educação e tecnologia ambiental, v. 8, n. 8, p. 1700-1712, 2012.

GOMES, Camila Reis *et al.* Influência das mudanças no uso e ocupação do solo no comportamento hidrológico da bacia do rio Muricizal. TCC (Graduação). Viçosa, Universidade Federal de Viçosa, 2008.

GOMES, Sara Helena Raupp *et al.* Modelagem sazonal da qualidade da água do Rio dos Sinos/RS utilizando o modelo QUAL-UFMG. Engenharia sanitária e ambiental, v. 23, p. 275-285, 2018.

IBGE. (2021). Estimativas da população residente no Brasil e unidades da federação com data de referência em 1º de julho de 2020 Brasil.

IDE, Willian R.; RIBEIRO, Maria Lúcia. Calibração do modelo de qualidade de água Qual-UFMG para o Rio Taquarizinho em período de estiagem. Report. Faculdade de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, Brazil, 2009.

LIMA, Iann Monteiro. UTILIZAÇÃO DO MODELO MATEMÁTICO QUAL-UFMG NA AVALIAÇÃO DA CAPACIDADE DE AUTODEPURAÇÃO DO RIO PARAÍBA DO SUL. 2019. Projeto de Graduação. Universidade Federal do Rio de Janeiro.

LIMA, Ricardo Neves de Souza; RIBEIRO, Celso Bandeira de Melo; BARBOSA, Cláudio Clemente Faria; ROTUNNO FILHO, Otto Corrêa. Estudo da poluição pontual e difusa

na bacia de contribuição do reservatório da usina hidrelétrica de Funil utilizando modelagem espacialmente distribuída em Sistema de Informação Geográfica. Engenharia Sanitaria e Ambiental, [S.L.], v. 21, n. 1, p. 139-150, mar. 2016. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41520201600100127676>.

MARINHO FILHO, Gilberto Milhomem et al. Modelos hidrológicos: conceitos e aplicabilidades. Revista de Ciências Ambientais, v. 6, n. 2, p. 35-47, 2013.

MATIAS, Átila. “Bacias hidrográficas”; Brasil Escola. Disponível em: <https://brasilescola.uol.com.br/geografia/bacias-hidrograficas.htm>. Acesso em 26 de abril de 2021.

MCKNIGHT, T. L. (1996). *Physical geography: a landscape appreciation*. 5a ed, Prentice Hall, Upper Saddle River, N.J

MENDES, Thiago Augusto et al. Modelo Streeter-Phelps para estimativa do oxigênio dissolvido em trecho urbano do rio Meia Ponte. Tecnia – Revista de Educação, Ciência e Tecnologia do Ifg, Goiania, v. 4, n. 2, p. 60-77, 2019.

MENDONÇA, S.R.; MENDONÇA, L.C. Sistemas sustentáveis de esgotos: Orientações Técnicas para Projeto e Dimensionamento de Redes Coletoras, Emissários, Canais, Estações Elevatórias, Tratamento e Reuso na Agricultura. [Digite o Local da Editora]: Editora Blucher, 2017.

MERTEN, Gustavo H.; MINELLA, Jean P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. Agroecologia e desenvolvimento rural sustentável, v. 3, n. 4, p. 33-38, 2002.

MOREIRA, I. A. 2005. Modelagem hidrológica chuva-vazão com dados de radar e pluviômetros. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambientais), Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, 81p.

MOURÃO Júnior, P. R. Aplicação do modelo de autodepuração de qualidade das águas QUAL-UFMG estudo de caso sub-bacia do Rio Piracicaba. 2010. 144 f. Dissertação (Mestrado em Sustentabilidade) – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2012.

OPPA, L, F.; - Utilização De Modelo Matemático De Qualidade Da Água Para Análise De Alternativas De Enquadramento Do Rio Vacacaí Mirim - Dissertação De Mestrado, Santa Maria, RS, Brasil; 2007.

PALMIERI, V. (2004) Calibração do modelo QUAL2E para o rio Corumbatí (SP). PUC - Rio de Janeiro-RJ.

PEREIRA, Renato Alves; BARBOSA, Ioná Maria Beltrão Rameh. Avaliação da qualidade da água de um trecho do Rio Capibaribe através do modelo QUAL-UFMG. 2019. 17 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Instituto Federal de Pernambuco, Pernambuco, 2019.

PERIN, LUCAS T. Uso do Modelo QUAL-UFMG no estudo da qualidade da água e da capacidade de Autodepuração do Rio Km119 – Campo Mourão - Pr. 2013. 44F. TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO (BACHARELADO EM ENGENHARIA AMBIENTAL) – UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ. CAMPO MOURÃO, 2013

PERLMAN, Howard. *The Natural Water Cycle*. 2019. Disponível em: <https://www.usgs.gov/media/images/natural-water-cycle-0>. Acesso em: 16 abr. 2021.

PRETZEL, Luciano Davi. Qualidade da água da bacia hidrográfica do Rio do Campo: aplicação do modelo matemático QUAL-UFGM. 2017. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

RENNÓ, C. D.; SOARES, J. V. 2003. Uso do índice topográfico como estimador da profundidade do lençol freático. Anais XI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Belo Horizonte, MG, Brasil.

RODRIGUES, Dulce Buchala Bicca et al. Análise da qualidade da água de rio Anhanduí-MS utilizando o modelo QUAL-UFGM. SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS. Anais eletrônicos. Campo Grande, Mato Grosso do Sul, 2009.

ROMÃO, Adevanilde Cristina Bueno Castelar; SOUZA, Marta Luzia de. ANÁLISE DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA BACIA DO RIBEIRÃO SÃO TOMÉ, NOROESTE DO PARANÁ – PR (1985 e 2008). Raega - O Espaço Geográfico em Análise, [S.L.], v. 21, n. 1, p. 337-364, 12 abr. 2011. Universidade Federal do Paraná. <http://dx.doi.org/10.5380/raega.v21i0.16657>.

ROSA, Alessandro Samuel; DALMOLIN, Ricardo Simão Diniz; COPETTI, André Carlos Cruz. A poluição causada por aterros de resíduos sólidos urbanos sobre os recursos hídricos. *Ciência e Natura*, v. 34, n. 1, p. 107-118, 2012.

SANTOS, Laércio Leal dos. MODELOS HIDRÁULICOS-HIDROLÓGICOS: Conceitos e Aplicações. *Revista Brasileira de Geografia Física*, Recife, Pe, v. 2, n. 3, p. 01-19, set. 2009.

SCHNEIDER, Roselene Maria; FREIRE, Rosane; COSSICH, Eneida Sala; SOARES, Paulo Fernando; FREITAS, Fabrício Hernandes de; TAVARES, Celia Regina Granhen. Estudo da influência do uso e ocupação de solo na qualidade da água de dois córregos da Bacia hidrográfica do rio Pirapó. *Acta Scientiarum. Technology*, [S.L.], v. 33, n. 3, p. 295-303, 25 jul. 2011. Universidade Estadual de Maringá. <http://dx.doi.org/10.4025/actascitechnol.v33i3.8385>.

SERAFIM, Aline Camillo et al. Chorume, impactos ambientais e possibilidades de tratamentos. III Fórum de Estudos Contábeis. Rio Claro: Centro Superior de Educação Tecnológica, p. 6-7, 2003.

SHAHIDIAN, Shakib et al. *Hidrologia Agrícola*. 2. ed. [S. L.]: Escola de Ciências e Tecnologia da Universidade de Évora / Icaam, Instituto de Ciências Agrárias e Mediterrânicas, 2017. 246 p.

SILVA, Fernanda de Jesus da. Modelagem hidrológica da bacia hidrográfica do rio Alagado (DF/GO) com a aplicação do modelo QSWAT. 2019

SODRÉ, Fernando Fabríz. Fontes Difusas de Poluição da Água: Características e métodos de controle. *Agricultura*, v. 1, n. 20, p. 30, 2012.

SOUZA, Marielle Medeiros de. CARGA DE POLUIÇÃO DIFUSA EM BACIAS HIDROGRÁFICAS COM DIFERENTES IMPACTOS ANTRÓPICOS. 2012. 181 f.

Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2012.

STEINKE, V.A. & SAITO, C.H. (2008) Exportação de carga poluidora para identificação de áreas úmidas sob risco ambiental na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim. *Sociedade & Natureza*, v. 20, n. 2, p. 43-67.

TEODORO, Anderson et al. Implementação do conceito Capacidade de Diluição de Efluentes no modelo de qualidade da água QUAL-UFMG: estudo de caso no Rio Taquarizinho (MS). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 18, n. 3, p. 275-288, 2013.

TONON, Kesse et al. Modelagem da qualidade da água utilizando os modelos Streeter-Phelps e QUAL-UFMG na Bacia do Rio Lambari-Poços de Caldas (MG). 2014.

TRINDADE, Priscilla Basilio Cardoso Barros; MENDONÇA, Antônio Sérgio Ferreira. Eutrofização em reservatórios – Estudo de caso: reservatório de rio bonito (es). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, [S.L.], v. 19, n. 3, p. 275-282, set. 2014. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522014019000000537>.

TUCCI, Carlos. E. M. Modelos hidrológicos, ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 1998. 668 p.

TUCCI, Carlos E. M. Hidrologia: Ciência e Aplicação. 2. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2001. 942 p.

Tundisi, J. G. (2003). “Ciclo hidrológico e Gerenciamento Integrado”. *Gestão Das Águas*, 55(4), 31–33.

VANZELA, Luiz et al. Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 14, n. 1, p. 55-64, 2010.

Von Sperling, M. (2007). Estudos e modelagem da qualidade da água de rios. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. 588p.

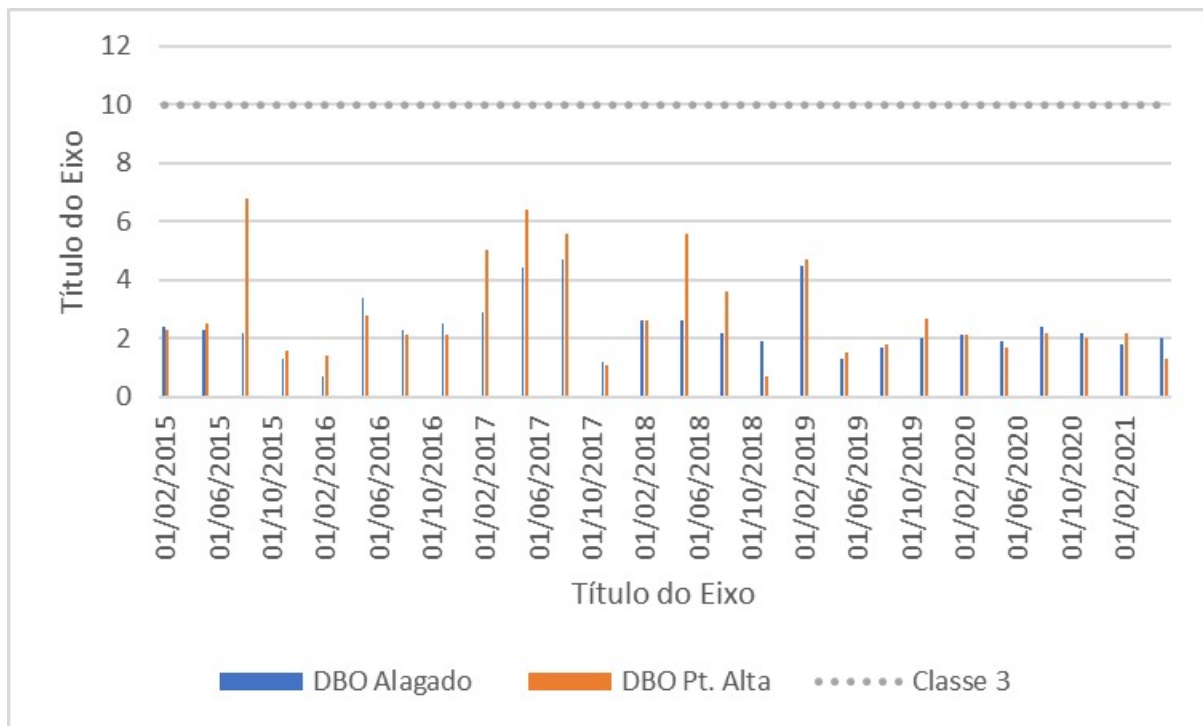
WWF. *Deforestation Fronts*. Disponível em: [https://wwf.panda.org/discover/our\\_focus/forests\\_practice/deforestation\\_fronts/](https://wwf.panda.org/discover/our_focus/forests_practice/deforestation_fronts/). Acesso em: 29 abr. 2021.

ZEE-DF. DISPONIBILIDADE HÍDRICA NO DISTRITO FEDERAL E O ORDENAMENTO TERRITORIAL. Brasília: Gdf, 2016.



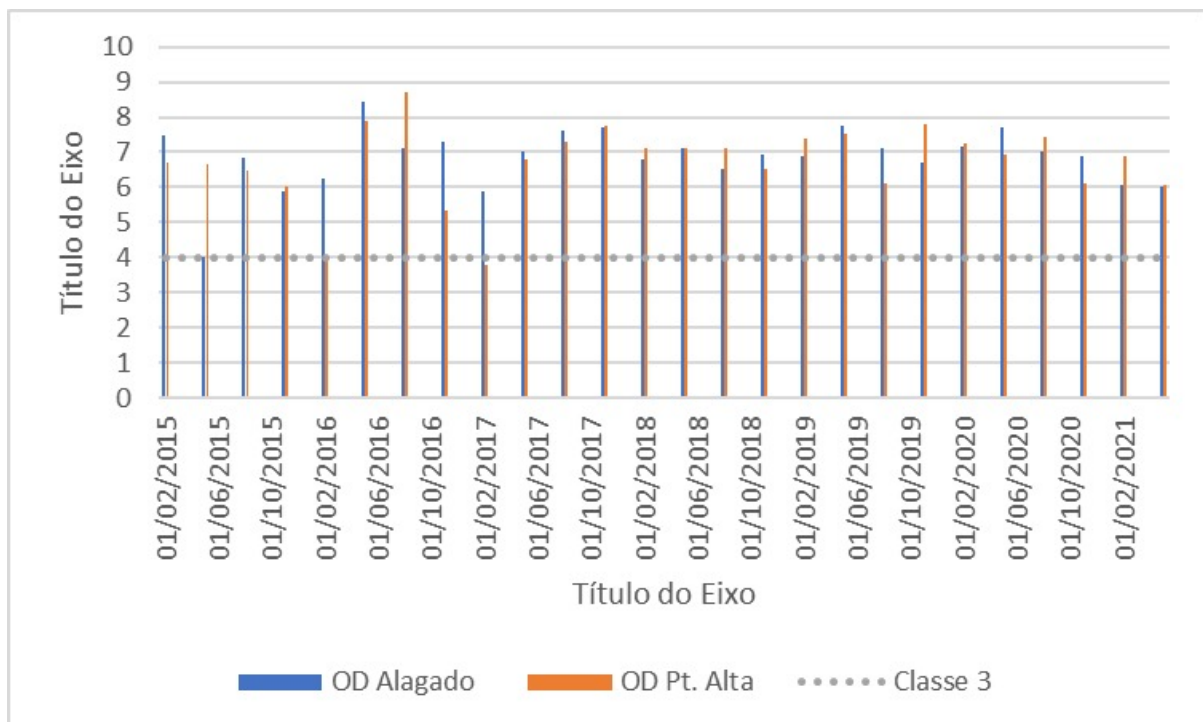
## Anexos

## ANEXO A – ANEXO A



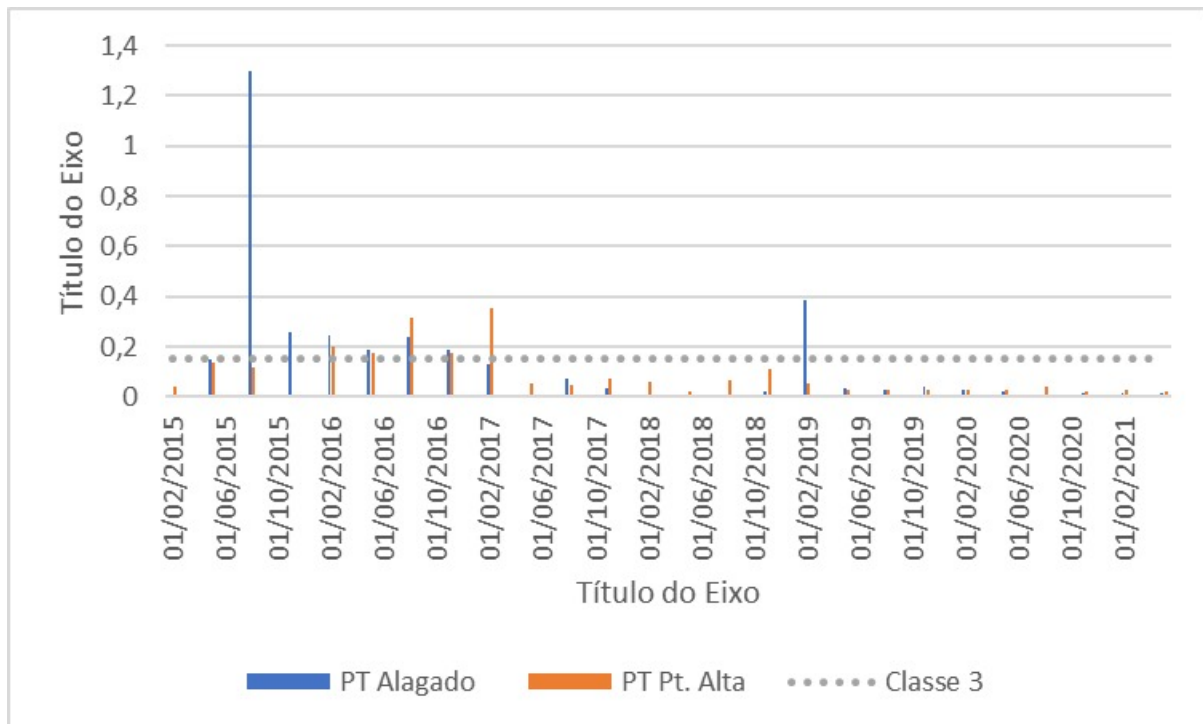
**Figura 55 – DBO dos cursos da água ao longo dos anos.**

Fonte: Adasa em <http://gis.adasa.df.gov.br/portal/home/index.html>



**Figura 56 – OD dos cursos da água ao longo dos anos.**

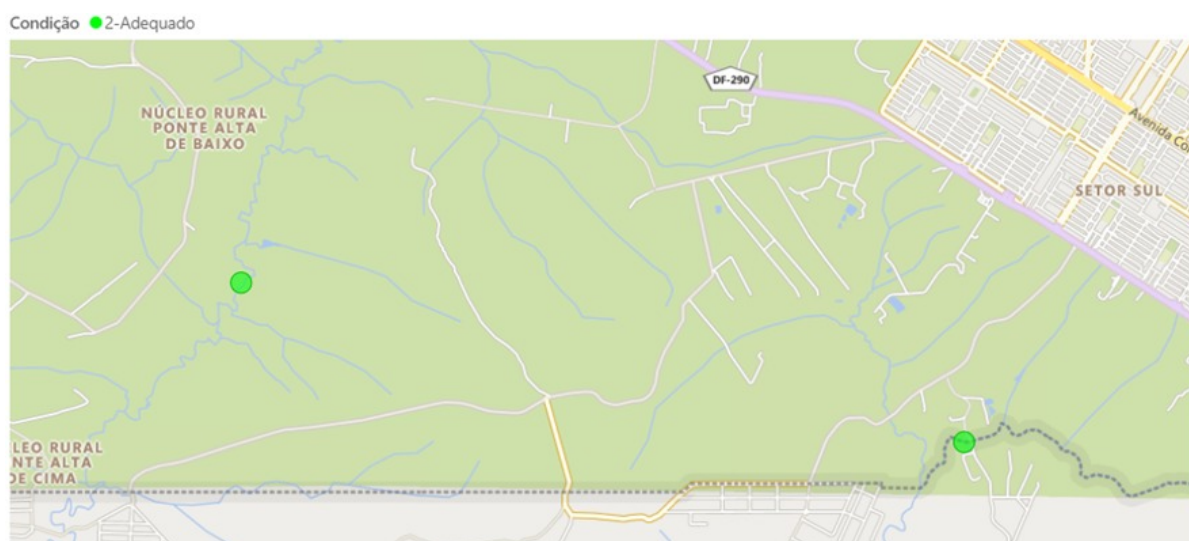
Fonte: Adasa em <http://gis.adasa.df.gov.br/portal/home/index.html>



**Figura 57 – PT dos cursos da água ao longo dos anos.**

Fonte: Adasa em <http://gis.adasa.df.gov.br/portal/home/index.html>

## ANEXO B – ANEXO B



**Figura 58 – Conformidade dos cursos da água estudados em relação ao enquadramento.**

Fonte: Adasa em <http://gis.adasa.df.gov.br/portal/home/index.html>