



Universidade Federal de Itajubá
Instituto de Ciências Puras e Aplicadas
Programa de Pós-Graduação em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos
PROFÁGUA

Grazielle Cristina Assis Carneiro

**MODELAGEM MATEMÁTICA E ANÁLISE ESTATÍSTICA
MULTIVARIADA APLICADAS À AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA
ÁGUA DA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO PARAOPEBA, MG**

Itabira – Minas Gerais

2021

Grazielle Cristina Assis Carneiro

**MODELAGEM MATEMÁTICA E ANÁLISE ESTATÍSTICA
MULTIVARIADA APLICADAS À AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA
ÁGUA DA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO PARAOPEBA, MG**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos, Curso de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (PROFÁGUA) na Universidade Federal de Itajubá.

Área de concentração: Regulação e Governança de Recursos Hídricos

Linha de Pesquisa: Segurança Hídrica e Usos Múltiplos da Água

APROVADA EM 17 DE DEZEMBRO DE 2021

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Eduardo de Aguiar do Couto
Instituto de Ciências Puras e Aplicadas – UNIFEI

Prof. Dr. José Augusto Costa Gonçalves
Instituto de Ciências Puras e Aplicadas – UNIFEI

Prof. Dr. Ricardo Gomes Passos
Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear – CDTN

Itabira – Minas Gerais

2021

DEDICATÓRIA

À minha mãe, com muito amor, dedico.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, que mantém a minha fé de que tudo é possível e me dá forças para sempre seguir em frente.

À minha amada mãe, meus irmãos, meus sobrinhos, ao Luke e a toda a minha família, agradeço pelo amor e apoio incondicionais, sem os quais eu não estaria aqui.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Eduardo de Aguiar do Couto, por tudo! Por sua orientação, confiança e amizade durante todo o mestrado. Pelo apoio e compreensão nos momentos mais complicados e difíceis. Pelos seus ensinamentos, dedicação e paciência, sem os quais não seriam possíveis concluir essa pesquisa. Muito obrigada!

A todos os docentes do Profágua, que me agradeceram com seus ensinamentos e contribuíram para o meu crescimento acadêmico, em especial ao Prof. Dr. José Augusto Costa Gonçalves, pela amizade, incentivo e apoio de sempre.

Aos meus amigos da turma do mestrado, os VIPs Profágua 2019, em especial a Eliny. Obrigada pela amizade, companheirismo, parcerias, apoio, ajuda, pelos encontros online e pelas risadas e alegrias compartilhadas. Sem vocês, teria sido mais difícil chegar aqui.

Aos meus amigos de sempre, que perto ou longe, sempre estiveram presentes, me incentivando e me apoiando durante esta etapa.

O presente trabalho foi realizado com apoio da coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001. Agradeço ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos –PROFÁGUA, Projeto CAPES/ANA AUXPE N°. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

“Um homem nunca se banha duas vezes no mesmo rio. Porque o homem nunca é o mesmo. E nunca é o mesmo rio.”

Heráclito de Éfeso (470 d.C)

RESUMO

Carneiro, Grazielle Cristina Assis. **Modelagem matemática e análise estatística multivariada aplicadas à avaliação da qualidade da água da sub-bacia hidrográfica do alto Paraopeba**. 2021. 116 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – PROFÁGUA) Instituto de Ciências Puras e Aplicadas, Universidade Federal de Itajubá, Campus de Itabira, Minas Gerais, 2021.

O lançamento de efluentes urbanos e industriais sem o tratamento adequado nas águas, e ainda o carreamento de sedimentos, principalmente provenientes de áreas de agricultura, têm alterado a disponibilidade de água em qualidade e quantidade. Diante disso, torna-se necessário monitorar, avaliar e diagnosticar a qualidade da água, identificando as fontes de poluição e buscando se antecipar os possíveis impactos que possam ocorrer, e assim fornecer subsídios para a efetiva gestão dos recursos hídricos. Nesse contexto, a modelagem matemática de qualidade da água e a análise estatística multivariada se apresentam como ferramentas que podem contribuir para a avaliação da qualidade da água. A primeira possibilita simular o cenário atual e futuro de corpos hídricos de acordo com o comportamento das variáveis simuladas. Já a análise estatística pode auxiliar na compreensão da correlação dos dados e a dinâmica das variáveis de qualidade da água. O trabalho teve como objetivo principal avaliar a qualidade da água da sub-bacia do alto Paraopeba, a fim de dar suporte à gestão dos recursos hídricos. Para a modelagem matemática foram modelados os parâmetros oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), variações de nitrogênio (orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato), variações do fósforo (orgânico, inorgânico e total) e *Escherichia coli* utilizando o modelo QUAL-UFGM. Foram simulados dois cenários de intervenção na bacia, considerando a redução da carga poluente lançada com a implantação de estações de tratamento de esgoto (ETEs) nos municípios da sub-bacia com o horizonte para o ano de 2035. Para a análise estatística multivariada foram utilizadas as técnicas de componentes principais e de cluster aplicadas à dezenove variáveis em oito pontos de monitoramento de qualidade da água distribuídos pela bacia. Na modelagem matemática, houve menor aderência do modelo na simulação do rio Maranhão. No cenário atual, as variáveis apresentaram maiores valores para o índice RMEQ (Raiz Média do Erro ao Quadrado) que apresenta a semelhança entre os dados observados e os dados modelados e quanto menor esse valor, mais semelhantes são os dados modelados e observado. O RMEQ foi de 1,42 e 1,51 para DBO e OD respectivamente, e os trechos modelados se mantiveram dentro dos padrões de lançamento da CONAMA 357/2005 em 21% para a DBO e 39,8% para OD. Na simulação de cenário do rio Maranhão, houve uma melhora em relação à DBO, que passou a atender os limites preconizados em 39% do trecho. Para o rio Paraopeba, o índice RMEQ apresentou resultados com menores valores, sendo o maior para o OD, com 0,70. As variáveis P total e *E. coli* apresentaram as menores porcentagens de atendimento à legislação, com 44,5% e 19,8% do trecho modelado, respectivamente. Na simulação dos cenários futuros, houve uma melhora nesse resultado com 73,6% para P total e 24,9% para a *E. coli*. A análise de componentes principais apresentou cinco componentes que explicaram juntas 78,46% da variação dos dados. Já a análise de cluster agrupou as oito estações de monitoramento analisadas em três grupos com semelhanças entre os pontos, sendo o terceiro grupo formado pelas duas estações localizadas na sub-bacia do rio Maranhão o que apresentou maiores dissimilaridades com os demais.

Palavras-chaves: QUAL-UFGM, análise de componentes principais, análise de cluster.

ABSTRACT

Carneiro, Grazielle Cristina Assis. **Mathematical modeling and multivariate statistical analysis applied to the evaluation of the water quality of the upper Paraopeba sub-basin.** 2021. 116 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – PROFÁGUA) Instituto de Ciências Puras e Aplicadas, Universidade Federal de Itajubá, Campus de Itabira, Minas Gerais, 2021.

The discharge of urban and industrial effluents into the waters without adequate treatment, as well as the transport of sediments, mainly from agricultural areas, have altered the availability of water in quality and quantity. Therefore, it is necessary to monitor, evaluate, and diagnose the quality of water, identifying sources of pollution and trying to anticipate possible impacts that may occur, and thus provide subsidies for the effective management of water resources. In this context, mathematical modeling of water quality and multivariate statistical analysis are tools that can contribute to the evaluation of water quality. The former makes it possible to simulate the current and future scenarios of water bodies according to the behavior of the simulated variables. Statistical analysis can help in understanding the correlation of data and the dynamics of water quality variables. The main objective of this work was to evaluate the water quality of the upper Paraopeba sub-basin to support the management of water resources. For the mathematical modeling the parameters dissolved oxygen (DO), biochemical oxygen demand (BOD), nitrogen variations (organic, ammoniacal, nitrite and nitrate), phosphorus variations (organic, inorganic and total) and *Escherichia coli* were modeled using the QUAL-UFMG model. Two scenarios of intervention in the basin were simulated, considering the reduction of the pollutant load discharged with the implementation of sewage treatment plants (STPs) in the municipalities of the sub-basin with a horizon for the year 2035. For the multivariate statistical analysis the principal components and cluster techniques were used applied to nineteen variables in eight water quality monitoring points distributed throughout the basin. In the mathematical modeling, there was less adherence of the model in the simulation of the Maranhão River. In the current scenario, the variables presented higher values for the RMEQ index (Root Mean Square Error), which presents the similarity between observed and modeled data, and the lower this value, the more similar are the modeled and observed data. The RMEQ was 1.42 and 1.51 for BOD and DO respectively, and the modeled stretches remained within the release standards of CONAMA 357/2005 by 21% for BOD and 39.8% for DO. In the scenario simulation for the Maranhão River, there was an improvement in relation to BOD, which started to meet the recommended limits in 39% of the stretch. For the Paraopeba River, the RMEQ index showed results with lower values, the highest for BOD, with 0.70. The variables total P and *E. coli* were not considered in the simulation. The variables total P and *E. coli* presented the lowest percentages of compliance with the legislation, with 44.5% and 19.8% of the modeled stretch, respectively. In the simulation of future scenarios, there was an improvement in this result with 73.6% for total P and 24.9% for *E. coli*. The principal components analysis showed five components that together explained 78.46% of the variation in the data. The cluster analysis grouped the eight monitoring stations analyzed into three groups with similarities between the points, and the third group formed by the two stations located in the sub-basin of the Maranhão River showed the greatest dissimilarity with the others.

Keywords: QUAL-UFMG, principal component analysis, cluster analysis.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Objetivos do Desenvolvimento Sustentável da ONU.....	21
Figura 2: As quatro dimensões da Segurança Hídrica de acordo com o Plano Nacional de Segurança Hídrica da ANA.	24
Figura 3: Fluxograma das etapas de desenvolvimento de um modelo matemático de avaliação da qualidade da água, segundo Von Sperling (2014a).	30
Figura 4: Etapas da metodologia da pesquisa.	40
Figura 5: Mapa de localização geográfica da sub-bacia do alto Paraopeba.	41
Figura 6: Mapa hidrográfico da sub-bacia do alto Paraopeba.	42
Figura 7: Localização dos pontos de monitoramento de qualidade da água inseridos na sub-bacia do alto Paraopeba.	46
Figura 8: Mapa de Uso e Ocupação do Solo da sub-bacia do alto Paraopeba referente ao ano de 2019.	66
Figura 9: Diagrama unifilar do rio Paraopeba no trecho da sub-bacia do alto Paraopeba.	68
Figura 10: Mapa altimétrico da sub-bacia do alto Paraopeba.	69
Figura 11: Perfil longitudinal do rio Maranhão.....	70
Figura 12: Perfil longitudinal do rio Paraopeba.	70
Figura 13: Perfil da vazão modelada x vazão $Q_{7,10}$ (Hidrotec) do rio Maranhão.....	75
Figura 14: Perfil da vazão modelada x vazão $Q_{7,10}$ (Hidrotec) do rio Paraopeba.	75
Figura 15: Perfil do OD calibrado para o rio Maranhão.....	76
Figura 16: Perfil do OD calibrado para o rio Paraopeba.	77
Figura 17: Perfil da DBO calibrada para o rio Maranhão.	78
Figura 18: Perfil da DBO calibrada para o rio Paraopeba.	79
Figura 19: Perfil das frações do nitrogênio calibradas para o rio Maranhão (A – N orgânico, B – N amoniacal, C – N nitrito e D – N nitrato).	80
Figura 20: Perfil das frações do Nitrogênio calibradas para o rio Paraopeba (A – N orgânico, B – N amoniacal, C – N nitrito e D – N nitrato).	82
Figura 21: Perfil das frações do Fósforo calibradas para o rio Maranhão.....	83
Figura 22: Perfil das frações do Fósforo calibradas para o rio Paraopeba.	83
Figura 23: Perfil da <i>E. coli</i> calibrada para o rio Maranhão.	84
Figura 24: Perfil da <i>E. coli</i> calibrada para o rio Paraopeba.	85

Figura 25: Distribuição de frequência resultante da análise de incerteza do OD para o primeiro (A) e segundo (B) pontos de monitoramento do rio Maranhão.....	86
Figura 26: Distribuição de frequência resultante da análise de incerteza do OD para primeiro (A) e segundo (B) pontos de monitoramento do rio Paraopeba.	86
Figura 27: Análise de sensibilidade para as variáveis DBO (A), OD (B), Nitrogênio amoniacal (C), Nitrogênio orgânico (D), Fósforo (E) e Nitrito (F) para o rio Maranhão em relação ao RMEQ.....	88
Figura 28: Análise de sensibilidade para as variáveis DBO (A), OD (B) e Nitrogênio amoniacal (C) para o rio Paraopeba em relação ao RMEQ.....	89
Figura 31: Simulação do cenário 1 do OD para o rio Maranhão.....	90
Figura 32: Simulação dos cenários 1 e 2 do OD para o rio Paraopeba.	91
Figura 33: Simulação cenário 1 da DBO para o rio Maranhão.	91
Figura 34: Simulação cenários 1 e 2 da DBO para o rio Paraopeba.	92
Figura 35: Simulação cenário 1 das frações do Nitrogênio para o rio Maranhão (A – N orgânico, B – N amoniacal, C – N nitrito e D – N nitrato).....	93
Figura 36: Simulação cenários 1 e 2 das frações do Nitrogênio para o rio Paraopeba (A – N orgânico, B – N amoniacal, C – N nitrito e D – N nitrato).....	94
Figura 37: Simulação cenário 1 das frações do Fósforo para o rio Maranhão (A – P orgânico, B – P inorgânico, C – P total).....	94
Figura 38: Simulação cenários 1 e 2 das frações do Fósforo para o rio Paraopeba (A – P orgânico, B – P inorgânico, C – P total).....	95
Figura 39: Simulação cenário 1 da <i>E. coli</i> para o rio Maranhão.	96
Figura 40: Simulação cenários 1 e 2 da <i>E. coli</i> para o rio Paraopeba.	96
Figura 41: Mapa de uso e ocupação do solo, com a localização dos pontos de monitoramento de qualidade da água da sub-bacia do alto Paraopeba para o ano de 2008.	98
Figura 42: Mapa de uso e ocupação do solo, com a localização dos pontos de monitoramento de qualidade da água da sub-bacia do alto Paraopeba para o ano de 2019.	98
Figura 43: Dendrograma representativo do agrupamento das oito estações de monitoramento da análise de cluster.....	103

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Classificação dos tipos de solos na sub-bacia do alto Paraopeba.....	44
Tabela 2: Coeficientes das equações de velocidade e profundidade para cada trecho dos rios Maranhão e Paraopeba.....	51
Tabela 3: Vazões dos cursos hídricos que compõe a sub-bacia do alto Paraopeba.....	52
Tabela 4: Vazão de cabeceira dos cursos hídricos da sub-bacia do alto Paraopeba.....	52
Tabela 5: Vazão incremental dos cursos hídricos da sub-bacia do alto Paraopeba.....	53
Tabela 6: Médias e desvio padrão (entre parênteses) dos dados da qualidade da água utilizados para a calibração e validação da modelagem matemática na sub-bacia do alto Paraopeba.....	58
Tabela 7: Composição das classes de uso e ocupação do solo na sub-bacia do alto Paraopeba..	67
Tabela 8: Declividade de cada trecho em m/m.....	70
Tabela 9: Estimativa da vazão de lançamento de esgoto pelos municípios da sub-bacia do alto Paraopeba para o ano de 2019.....	71
Tabela 10: Estimativa de cargas poluidoras lançadas pelos municípios da sub-bacia do alto Paraopeba para o ano de 2019.....	72
Tabela 11: Valores dos coeficientes calibrados com a ferramenta Solver do Excel para a modelagem dos rios Maranhão e Paraopeba.....	73
Tabela 12: Resultado do índice RMEQ para a calibração e validação do modelo para os rios Maranhão e Paraopeba.....	74
Tabela 13: Diferença percentual da composição do uso e ocupação do solo da sub-bacia do alto Paraopeba para os anos de 2008 e 2019.....	97
Tabela 14: Média e desvio padrão (entre parênteses) das variáveis para cada estação de monitoramento da sub-bacia do rio Paraopeba utilizadas na análise estatística multivariada..	100
Tabela 15: Pesos das 19 variáveis de qualidade da água nas 5 componentes principais mais significantes para os 8 pontos de monitoramento na sub-bacia do alto Paraopeba.....	101

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Evolução dos modelos matemáticos de qualidade da água.....	28
Quadro 2: Características dos principais modelos de qualidade da água.....	29
Quadro 3: Pontos de monitoramento da qualidade da água localizados na sub-bacia do alto Paraopeba.....	45
Quadro 4: Cadastro de outorgas registradas pelo IGAM na sub-bacia do alto Paraopeba.....	47
Quadro 5: Índices de abastecimento de água dos municípios inseridos na sub-bacia do alto Paraopeba.....	48
Quadro 6: Índices de esgotamento sanitário dos municípios inseridos na sub-bacia do alto Paraopeba.....	48
Quadro 7: Fórmula de Manning e equações de ajustes para velocidade e profundidade.....	50
Quadro 8: Modelos de vazão ajustados para os cursos hídricos da sub-bacia do alto Paraopeba.....	51
Quadro 9: Valores típicos dos coeficientes de remoção de DBO (K_1 , K_s e K_d) (base e, 20°C)....	53
Quadro 10: Valores de coeficientes K_2 (d^{-1}) segundo modelos baseados em dados hidráulicos do curso d'água (base e, 20°C).....	54
Quadro 11: Equações para estimativa do coeficiente K_2 , segundo Tsvoglou e Wallace.....	54
Quadro 12: Equações para estimativa do coeficiente K_2 , segundo Melching e Flores (1999)....	54
Quadro 13: Valores típicos dos coeficientes do modelo de Fósforo em rios.....	54
Quadro 14: Valores típicos dos coeficientes do modelo de Coliformes em rios.....	54
Quadro 15: Valores usuais dos coeficientes do modelo de Nitrogênio em rios.....	55
Quadro 16: Faixas de QPC (Quota per capita) utilizadas na modelagem.....	56
Quadro 17: Valores das concentrações dos parâmetros físicos e químicos de esgoto utilizados na modelagem matemática da sub-bacia do alto Paraopeba.....	56
Quadro 18: Municípios da sub-bacia do Alto Paraopeba que possuem tratamento de efluentes.....	61
Quadro 19: Proposta de remoção de carga orgânica sugerida (DBO) pelo Atlas Esgoto ANA (2017) para o ano de 2035, para os municípios da sub-bacia do alto Paraopeba.....	62
Quadro 20: Eficiência média de remoção e Eficiência adotada para a simulação de cenários dos municípios do alto Paraopeba na modelagem.....	63

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

AC – Análise de Cluster

ACP – Análise de Componentes Principais

ANA – Agência Nacional das Águas

CBHSF – Comitê de Bacia Hidrográfica do rio São Francisco

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente

CP – Componente Principal

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

E. coli – *Escherichia coli*

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

ETE – Estação de Tratamento de Esgoto

FEAM – Fundação Estadual de Meio Ambiente

F_{nitr} – Fator de correção do coeficiente de nitrificação em função do OD

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IDE-Sisema – Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos

IGAM – Instituto Mineiro de Gestão das Águas

K_1 – Coeficiente de desoxigenação no laboratório (d^{-1})

K_2 – Coeficiente de reaeração (d^{-1})

K_{an} – Coeficiente de conversão da amônia em nitrito (d^{-1})

K_b – Coeficiente de decaimento bacteriano (d^{-1})

K_d – Coeficiente de decomposição (d^{-1})

K_{nitrOD} – Coeficiente de inibição da nitrificação por baixo OD (d^{-1})

K_{nn} – Coeficiente de conversão do nitrito a nitrato (d^{-1})

K_{oa} – Coeficiente de conversão do nitrogênio orgânico a amônia (d^{-1})

K_{oi} – Coeficiente de conversão do fósforo orgânico a inorgânico (d^{-1})

K_s – Coeficiente de remoção de DBO por sedimentação (d^{-1})

K_{so} – Coeficiente de sedimentação do nitrogênio orgânico (d^{-1})

K_{spo} – Coeficiente de sedimentação do fósforo orgânico (d^{-1})

MDE – Modelo Digital de Elevação

N – Nitrogênio

N_{amon} – Nitrogênio amoniacal

NMP – Número mais provável

N_{nitra} – Nitrato

N_{nitri} – Nitrito

N_{org} – Nitrogênio orgânico

N_{tot} – Nitrogênio total

OD – Oxigênio Dissolvido

ODS – Objetivos de Desenvolvimento Sustentável

ONU – Organização das Nações Unidas

P – Fósforo

P_{inorg} – Fósforo inorgânico

PNRH – Política Nacional de Recursos Hídricos

PNSH – Plano Nacional de Segurança Hídrica

P_{org} – Fósforo orgânico

P_{tot} – Fósforo total

Q – Vazão

$Q_{7,10}$ – Vazão de referência da menor média de 7 vazões diárias consecutivas que pode se repetir, em média, uma vez a cada 10 anos (período de retorno de 10 anos)

QPC – Quota per capita de água (L/hab.d)

R – Coeficiente de retorno esgoto/água

RMEQ – Raiz Média dos Erros Quadrados

$R_{O_{2am}} -$ Relação entre o oxigênio consumido por cada unidade de amônia oxidada a nitrito

$R_{O_{2n}} -$ Relação entre o oxigênio consumido por cada unidade de nitrito oxidado a nitrato

$S_{am} -$ Fluxo de liberação de amônio pelo sedimento de fundo ($g/m^2.d$)

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

$S_{P_{inorg}} -$ Fluxo de liberação de fósforo inorgânico pelo sedimento de fundo ($g/m^2.d$)

UPGRH – Unidade de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos

US.EPA – *United States Environmental Protection Agency*

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	16
2	JUSTIFICATIVA E ADERÊNCIA DO ESTUDO ÀS LINHAS DE PESQUISA DO PROFÁGUA	18
3	OBJETIVOS	19
3.1	Objetivo geral	19
3.2	Objetivos específicos	19
4	REVISÃO DE LITERATURA	20
4.1	Segurança hídrica	20
4.2	Gestão de recursos hídricos e qualidade da água	25
4.3	Modelagem matemática da qualidade da água	27
4.4	Aplicação da modelagem matemática de qualidade da água	33
4.5	Análise estatística multivariada	35
4.6	Análise estatística multivariada aplicada à qualidade da água	37
5	METODOLOGIA	40
5.1	Caracterização da área de estudo	40
5.1.1	Localização geográfica	40
5.1.2	Delimitação da bacia hidrográfica e hidrografia	41
5.1.3	Clima	42
5.1.4	Solos	43
5.1.5	Uso e ocupação do solo	44
5.1.6	Rede de monitoramento de qualidade da água	45
5.1.7	Atividades econômicas	46
5.1.8	Usos da água	47
5.1.9	Abastecimento de água e esgotamento sanitário	47
5.1.10	Obtenção dos dados de entrada do modelo	49

5.1.11	Hipsometria, perfil longitudinal e declividade.....	49
5.1.12	Velocidade e profundidade	50
5.1.13	Vazão	51
5.1.14	Parâmetros cinéticos	53
5.1.15	Lançamento de esgotos domésticos.....	55
5.1.16	Carga poluidora lançada	56
5.1.17	Dados de qualidade da água.....	56
5.2	Modelagem do cenário atual, calibração e validação do modelo.....	59
5.3	Análise de Incerteza e de Sensibilidade	60
5.4	Simulação de cenários futuros.....	61
5.5	Análise estatística multivariada	64
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO	66
6.1	Uso e ocupação do solo	66
6.2	Dados de entrada do modelo QUAL-UFMG	67
6.3	Modelagem do cenário atual, calibração e validação do modelo.....	73
6.4	Análise de incerteza e de sensibilidade	85
6.5	Simulação de cenários futuros.....	89
6.6	Análise estatística multivariada.....	97
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS	106
	REFERÊNCIAS	107

1 INTRODUÇÃO

A água é um elemento essencial para a manutenção de todas as formas de vida na Terra e indispensável para a sua sobrevivência, além de agir como elemento estratégico e fundamental para o desenvolvimento social e econômico. Por ser um recurso finito, a água precisa ser preservada, porém, a poluição dos corpos hídricos tem sido um dos grandes desafios da gestão de recursos hídricos nos últimos anos (TEODORO *et al.*, 2013). Yang e Wang (2010) afirmam que a poluição da água, um problema global, não é apenas uma questão ambiental, mas também econômica e de saúde humana. Os recursos hídricos vêm sofrendo diversos impactos ao longo dos anos, principalmente em decorrência das ações antrópicas associadas ao crescimento populacional, extensa urbanização, industrialização, expansão da agricultura, dentre outros fatores, o que contribui para o aumento da poluição dos corpos hídricos, seja por lançamento de efluentes domésticos e industriais sem o devido tratamento, ou pelo arraste de substâncias e carreamento do solo, interferindo na disponibilidade de água, em qualidade e quantidade.

A qualidade da água pode ser afetada por processos naturais, pelas estruturas e fluxos dos ciclos hidrogeoquímicos e biogeoquímicos, volume de precipitação, escoamento superficial das águas (controlado por fatores como a cobertura vegetal) formas e quantidades de infiltração no solo, além de características como a composição das rochas e dos solos, influências climáticas ou outros fatores físicos. Pelas influências antrópicas, a alteração da qualidade das águas se sobressai por fatores relacionados ao uso e ocupação das áreas, ou seja, as atividades desempenhadas em determinadas regiões exercem considerável relação com a degradabilidade das condições naturais locais, e ainda promovem a alteração dos mecanismos e fluxos naturais (VON SPERLING, 2014b).

De acordo com Salla *et al.* (2013), o desenvolvimento sustentável e o uso racional da água requerem que haja uma relação entre a quantidade e a qualidade da água. A gestão de recursos hídricos tem sido tratada de forma isolada quanto aos aspectos quantitativos e qualitativos. Entretanto, diante do cenário de degradação ambiental, há a necessidade de um planejamento que integre esses dois aspectos, visto que a disponibilidade de água para uso depende de seus aspectos qualitativos. A utilização de ferramentas que possam fornecer informações quanto a qualidade ambiental e a quantidade da água, torna-se necessária para auxiliar na gestão dos recursos hídricos. Dentre elas, a modelagem de qualidade da água se apresenta como uma forma eficiente de avaliar os impactos do lançamento de cargas poluidoras,

bem como de analisar cenários de intervenção e medidas de controles ambientais (SILVA *et al.*, 2017).

A modelagem da qualidade da água é uma importante ferramenta que pode auxiliar no processo de tomada de decisões com a representação de um fenômeno de interesse, por meio de padrões encontrados na natureza que podem ser observados ou constatados. Diversos modelos de qualidade da água foram desenvolvidos nas últimas décadas. Eles possibilitam calcular variáveis básicas para a avaliação da qualidade da água, como demanda bioquímica de oxigênio (DBO) oxigênio dissolvido (OD) nitrogênio total e suas frações, fósforo total e suas frações, e coliformes termotolerantes ou *Escherichia coli* (*E. coli*), até as mais complexas que podem causar toxicidade nas águas. A modelagem matemática revela várias vantagens em relação aos métodos empíricos de determinação da qualidade da água, principalmente pela capacidade de fazer previsões para cenários diversificados, em um intervalo de tempo curto e com custos reduzidos (GOMES *et al.* 2018; FLECK; TAVARES; EYNG, 2013).

Outra ferramenta que também pode auxiliar na avaliação da qualidade da água é a análise estatística, que pode ser utilizada para uma melhor compreensão dos dados de qualidade. Os métodos estatísticos multivariados, como a análise de componentes principais (ACP) e análise de Cluster (AC) são capazes de explicar a correlação entre grandes números de dados que, quando combinados, ajudam a compreender melhor a dinâmica da qualidade da água sem perder informações importantes e significativas (LI *et al.*, 2018; SIKAKWE *et al.*, 2020; WANG *et al.*, 2013; ZHAO *et al.*, 2011). Maia *et al.* (2019) afirmam que a utilização da análise multivariada permite, entre outros, reduzir a representação dimensional de dados, arranjando-os em estrutura que facilita a visualização de todo o conjunto dos resultados, com a manutenção das informações relevantes e eliminação das irrelevantes e/ou redundantes.

Diante disso, busca-se com esta pesquisa dispor de informações que possam dar suporte à gestão de recursos hídricos na sub-bacia do alto Paraopeba, por meio da modelagem matemática e da análise estatística multivariada da qualidade da água. Visa-se, ainda, que essas informações possam auxiliar na tomada de decisões e no planejamento de intervenções em locais onde se devem concentrar esforços para atuação. Espera-se que, por meio da identificação de pontos mais impactados e das proposições de cenários futuros, possa ser estabelecida uma ordem de prioridades de ações e, assim, contribuir de forma efetiva para a gestão e o gerenciamento dos recursos hídricos na bacia hidrográfica.

2 JUSTIFICATIVA E ADERÊNCIA DO ESTUDO ÀS LINHAS DE PESQUISA DO PROFÁGUA

A necessidade de diagnosticar os fatores que interferem na qualidade da água e de se antecipar os impactos decorrentes da poluição dos corpos hídricos vem se tornando cada vez mais essencial. O monitoramento e a avaliação da qualidade das águas são fatores necessários para a devida gestão dos recursos hídricos, pois permitem a caracterização e análise das condições das bacias hidrográficas, podendo auxiliar no gerenciamento, planejamento e manejo sustentável dos recursos hídricos.

A modelagem matemática da qualidade da água e a análise estatística multivariada são ferramentas que podem auxiliar na avaliação da qualidade da água, fornecendo informações que podem dar suporte ao gerenciamento e gestão dos recursos hídricos em uma bacia hidrográfica. Os modelos matemáticos, além de diagnosticar as condições atuais da qualidade da água, são capazes de simular diferentes cenários futuros para o desenvolvimento da bacia, considerando tanto as fontes de poluição pontual quanto as difusas. Já a análise estatística permite explorar as inter-relações de muitos dados em sua máxima profundidade resultando em informações e soluções mais consistentes e úteis.

Esse trabalho se enquadra na área de concentração “Regulação e Governança de Recursos Hídricos”, que é composta por duas linhas de pesquisa que visam desenvolver novas metodologias para arranjos mais eficientes para a gestão de recursos hídricos e para a gestão de riscos e eventos críticos. Já a linha de pesquisa é a “Segurança Hídrica e Usos Múltiplos da Água”, que dentre outros, tem por objetivos incentivar projetos sobre poluição de corpos hídricos, doenças de veiculação hídrica, degradação de ambientes aquáticos. Dessa forma, modelos inovadores de quantificação e modelagem de cargas e eventos críticos de contaminação de corpos hídricos devem ser desenvolvidos, de modo a aumentar a acurácia das estimativas de cargas de poluição, identificar fontes poluidoras e estratégias de controle de poluição, e aprimorar a gestão de eventos críticos de contaminação, subsidiando a tomada de decisões pelos órgãos gestores e colegiados do sistema de gestão das águas (UNESP, 2018).

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo geral

Utilizar as ferramentas de modelagem matemática e análise estatística multivariada para avaliar a qualidade das águas superficiais e contribuir com a gestão de recursos hídricos na sub-bacia hidrográfica do alto Paraopeba, no estado de Minas Gerais, Brasil.

3.2 Objetivos específicos

- Determinar as fontes de cargas poluidoras por meio da identificação de fontes pontuais de lançamento de esgoto e da caracterização do uso e ocupação do solo da bacia;
- Aplicar a modelagem matemática para a análise da qualidade da água utilizando o modelo QUAL-UFMG, simular cenários futuros e analisar o comportamento de diferentes variáveis de qualidade da água para cada cenário simulado;
- Avaliar a variação da qualidade da água e identificar pontos mais impactados na sub-bacia, por meio de análise estatística multivariada, utilizando as técnicas de Análise de Componentes Principais (ACP) e a Análise de Cluster (AC).

4 REVISÃO DE LITERATURA

4.1 Segurança hídrica

Segundo a UNESCO (2018) a demanda mundial por água tem aumentado a uma taxa de aproximadamente 1% por ano, e atualmente, estima-se que 3,6 bilhões de pessoas (quase metade da população mundial) vivem em áreas que apresentam potencial escassez de água por pelo menos um mês por ano, e essa população poderá aumentar para algo entre 4,8 bilhões e 5,7 bilhões até 2050. Diversas são as ameaças à segurança hídrica, como o crescimento cada vez mais rápido das populações e da urbanização, além de mudanças no estilo de vida e padrões de consumo; maiores demandas da agricultura, indústria e energia; riscos causados por mudanças climáticas e degradação ambiental; e a crescente tensão sobre os escassos recursos hídricos que ultrapassam as fronteiras administrativas (Global Water Partnership, 2020).

A qualidade da água também é um fator diretamente ligado à disponibilidade dos recursos hídricos. O lançamento de esgoto doméstico e industrial sem o tratamento adequado nos corpos hídricos e os efluentes de origem agrícola resultam na degradação da qualidade da água em todo o mundo e, conseqüentemente, contribui para sua escassez (UNESCO, 2017).

Nos últimos anos houve um crescimento do consenso mundial sobre a necessidade de medidas urgentes a respeito da segurança hídrica. A água foi tema central da Declaração da Organização das Nações Unidas (ONU) na Rio+20, Conferência das Nações Unidas sobre Desenvolvimento Sustentável, realizada de 13 a 22 de junho de 2012 na cidade do Rio de Janeiro. Sendo a água elemento básico para todos os aspectos de desenvolvimento, como segurança alimentar, saúde e redução da pobreza, bem como sustentação do crescimento econômico na agricultura, indústria e geração de energia, a sua segurança não pode ser subestimada (Global Water Partnership, 2020).

A ONU, a partir de vários estudos, propõe a seguinte definição para o termo Segurança Hídrica:

A capacidade de uma população de salvaguardar o acesso sustentável a quantidades adequadas e aceitáveis de água de qualidade para sustentar meios de subsistência, bem-estar humano e desenvolvimento socioeconômico, para garantir proteção contra poluição transmitida pela água e desastres relacionados à água, e para preservar ecossistemas em um clima de paz e estabilidade política (UN-WATER, 2013).

Esta definição implica que a água deve ser gerenciada de forma sustentável em todo o seu ciclo com foco interdisciplinar, de forma que contribua com o desenvolvimento socioeconômico e a resiliência da sociedade diante dos impactos ambientais e doenças de veiculação hídrica, sem comprometer a saúde presente e futura das populações e dos ecossistemas (UN-WATER, 2013).

Ainda segundo a UN-WATER (2013) atingir a segurança da água requer alocação entre os usuários de forma justa, eficiente e transparente; que a água para satisfazer as necessidades humanas básicas deve ser acessível para todos a um preço justo para o usuário; que a água durante todo o ciclo deve ser coletada e tratada para prevenir a poluição e as doenças; e que devem existir mecanismos justos, acessíveis e eficazes para administrar ou resolver disputas e conflitos que possam surgir.

O conceito de segurança hídrica se alinha com a Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável da ONU, que corresponde a um conjunto de programas, ações e diretrizes que orientam os trabalhos das Nações Unidas e de seus países membros rumo ao desenvolvimento sustentável. A Agenda 2030 conta com 17 objetivos do desenvolvimento sustentável (ODS) apresentados na Figura 1, que são integrados e indivisíveis (ONU, 2015).

Figura 1: Objetivos do Desenvolvimento Sustentável da ONU.



Fonte: ONU, 2015.

A segurança hídrica se relaciona diretamente com alguns ODS como o objetivo 6, que visa assegurar e universalizar a disponibilidade e gestão sustentável da água e o saneamento; melhorar a qualidade da água, reduzindo a poluição; aumentar substancialmente a eficiência do

uso sustentável da água; implementar a gestão integrada dos recursos hídricos em todos os níveis; proteger e restaurar ecossistemas relacionados com a água; entre outros (ONU, 2015).

Ainda pode-se relacionar a segurança hídrica com os objetivos 2 (Erradicar a fome) pois a segurança na oferta de água é essencial para a produção de alimentos, o objetivo 3 (Saúde de qualidade) implica em um sistema de saneamento eficiente e com ampla cobertura, a água é fundamental também para alcançar o objetivo 7 (energia renováveis e acessíveis). Dessa forma, a segurança hídrica está intrinsecamente ligada ao cumprimento dos objetivos da Agenda 2030.

De acordo com a UN-WATER (2013) existem alguns elementos essenciais para se alcançar e se manter a segurança hídrica, baseados em diversas definições publicadas. Segue abaixo um resumo deles:

- Acesso à água potável segura e suficiente a um custo acessível de modo a atender às necessidades básicas, que inclui saneamento e higiene, e a salvaguarda de saúde e bem-estar;
- Proteção da subsistência, dos direitos humanos e dos valores culturais e recreativos;
- Preservação e proteção dos ecossistemas nos sistemas de alocação e gestão da água, para manter sua capacidade de prestar e sustentar o funcionamento de serviços ecossistêmicos essenciais;
- Fornecimento de água para o desenvolvimento socioeconômico e atividades (como energia, transporte, indústria, turismo, etc.);
- Coleta e tratamento de água usada para proteger a vida humana e o meio ambiente da poluição;
- Abordagens colaborativas para a gestão de recursos hídricos transfronteiriços dentro e entre países para promover a sustentabilidade e a cooperação na água doce;
- A capacidade de lidar com incertezas e riscos relacionados com a água, tais como inundações, secas e poluição, entre outros; e,
- Boa governança e responsabilidade, e a devida consideração dos interesses de todas as partes interessadas por meio de: regimes legais apropriados e eficazes; instituições transparentes, participativas e responsáveis; infraestrutura devidamente planejada, operada e mantida; e desenvolvimento de capacitação.

O conceito de segurança hídrica se relaciona também aos objetivos definidos na Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) que foi implementada no Brasil em 1997, por meio da Lei Nº 9.433/1997, também conhecida como Lei das Águas. Os objetivos da PNRH implicam em assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos, além da utilização racional e integrada dos recursos hídricos, incluindo o transporte aquaviário, com vistas ao desenvolvimento sustentável. Ainda conta com a prevenção e a defesa contra eventos hidrológicos críticos de origem natural ou decorrentes do uso inadequado dos recursos naturais e em incentivar e promover a captação, a preservação e o aproveitamento de águas pluviais.

Para alcançar os objetivos listados, a PNRH dispõe de instrumentos, sendo eles:

- os Planos de Recursos Hídricos;
- o enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água;
- a outorga dos direitos de uso de recursos hídricos;
- a cobrança pelo uso de recursos hídricos;
- a compensação a municípios; e o Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos (BRASIL, 1997).

Ainda que a PNRH com seus objetivos e instrumentos possa auxiliar nos aspectos relacionados à segurança hídrica, diante da carência de um planejamento de risco voltado exclusivamente para essa questão, a Agência Nacional das Águas e Saneamento Básico - ANA, em parceria com o Ministério do Desenvolvimento Regional - MDR, desenvolveu no ano de 2019 o Plano Nacional de Segurança Hídrica - PNSH, alinhado também ao conceito internacional de Segurança Hídrica. O PNSH propõe obras, ações e intervenções de natureza estruturante para garantir a oferta de água para abastecimento humano e atividades produtivas com um horizonte até o ano de 2035 (ANA, 2019).

De acordo com a ANA (2019) a Segurança Hídrica pode ser alcançada em um cenário em que a infraestrutura esteja planejada, dimensionada, implantada e gerida adequadamente, atendendo tanto ao equilíbrio entre a oferta e a demanda de água quanto a situações contingenciais, fruto da vulnerabilidade a eventos climáticos extremos. Os objetivos do plano se alinham ao conceito de segurança hídrica proposto pela ONU considerando as quatro

dimensões apresentadas na Figura 2 como delineadoras do planejamento da oferta e do uso da água em um país.

Figura 2: As quatro dimensões da Segurança Hídrica de acordo com o Plano Nacional de Segurança Hídrica da ANA.



Fonte: ANA, 2019.

No Brasil, o PNSH está voltado ao estabelecimento de diretrizes e critérios para identificação de intervenções estruturantes no país (barragens, adutoras, canais e eixos de integração) de natureza estratégica e relevância regional, necessárias para garantir a oferta de água para o abastecimento humano e para o uso em atividades produtivas e, reduzir os riscos associados a eventos críticos (secas e cheias).

Ainda, de acordo com o PNSH, uma previsão de elevação na taxa de urbanização pode ocasionar maior pressão sobre o uso dos recursos hídricos, e conseqüentemente um aumento na demanda e no incremento nas fontes de poluição. Isso, associado à incidência dos efeitos das mudanças climáticas, implica em uma oferta de água planejada racionalmente, para o momento atual e futuro, mediante a implantação de infraestrutura robusta, viabilizada financeiramente, mantida e operada adequadamente, além do estabelecimento de medidas para o uso consciente da água (ANA, 2019).

Em suma, para se estabelecer a segurança hídrica dentro desse cenário atual de aumento da demanda, degradação, escassez de água, mudanças climáticas entre outras, é preciso investir no fortalecimento institucional, na gestão da informação e no desenvolvimento de infraestrutura. Ferramentas como marcos legais e regulatórios, monitoramento de recursos, tomada de decisões sob incerteza, análises de sistemas e previsão, e investimentos em tecnologias para aumentar a produtividade, conservar e proteger recursos, reciclar águas pluviais e águas residuais e desenvolver fontes de água não convencionais, são necessários para garantir o alcance e fortalecimento da segurança hídrica (The World Bank, 2017).

4.2 Gestão de recursos hídricos e qualidade da água

A Gestão de Recursos Hídricos pode ser entendida como um processo de planejamento e desenvolvimento que abrange as instituições, infraestrutura, incentivos e sistemas de informação que apoiam e orientam a gestão da água. Procura-se aproveitar os benefícios da água, buscando garantir a disponibilidade em quantidade e qualidade para atender aos diversos usos, incluindo serviços de água potável e saneamento, produção de alimentos, geração de energia, recreação, proteção de ecossistemas, entre outros. Inclui também o gerenciamento de riscos relacionados à água, incluindo inundações, seca e contaminação (The World Bank, 2017). Ela ainda age como fator fundamental no desenvolvimento econômico, social e territorial de um país, sendo, portanto, um elemento estratégico, principalmente diante dos usos múltiplos cada vez mais competitivos, que intensificam a pressão sobre a quantidade e a qualidade da água. O desenvolvimento cada vez mais crescente e diversificado da economia implica em maior necessidade de uma gestão eficiente e participativa, que possa contribuir para gerenciar a escassez ou o estresse hídrico, regular a demanda e compartilhar os usos múltiplos (TUNDISI, 2013).

Segundo Cunha e Calijuri (2010) a adequada gestão dos recursos hídricos é tema recorrente na atualidade, uma vez que a disponibilidade da água, em especial para fins nobres como o abastecimento humano, tem sofrido restrições significativas em função do comprometimento de seus aspectos de qualidade e quantidade.

No Brasil, o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH) implementado pela Lei nº 9.433, de 1997 (Lei das Águas) é responsável por fazer a gestão dos usos da água de forma democrática e participativa. O SINGREH tem como objetivos coordenar a gestão integrada das águas, arbitrar administrativamente os conflitos relacionados aos recursos hídricos, além de planejar, regular e controlar o uso, bem como a recuperação dos

corpos d'água e promover a cobrança pelo uso da água. A Lei das Águas prioriza uma gestão descentralizada, focada nas bacias hidrográficas como unidades de planejamento, buscando uma gestão participativa com a integração da União, estados e municípios, além dos usuários e a sociedade civil (BRASIL, 1997).

De acordo com a ANA (2019) um dos principais desafios da gestão das águas é a relação entre a oferta e a demanda. Essa informação é fundamental para auxiliar a tomada de decisões necessárias para garantir a gestão eficiente, a segurança hídrica e o desenvolvimento econômico.

A demanda de água, portanto, é um dos principais componentes da gestão, e deve estar alinhada à disponibilidade e ao controle da poluição dos recursos hídricos. A degradação das águas pela poluição cada vez mais intensa é um obstáculo para os usos múltiplos. Mesmo com muitos avanços tecnológicos voltados ao controle da poluição das águas ao longo dos anos, a gestão da demanda, disponibilidade e o controle da poluição hídrica necessita de melhorias a serem implantadas nas bacias hidrográficas para uma gestão integrada e eficiente dos recursos hídricos (TUNDISI, 2013).

Nesse contexto, o monitoramento e a avaliação da qualidade da água são fatores importantes no apontamento de tendências e áreas prioritárias para o controle da poluição hídrica. Essas informações auxiliam no planejamento e a efetividade de ações e efetivação dos instrumentos de gestão, como o enquadramento de corpos hídricos em classes de qualidade segundo os usos preponderantes da água. Os estados brasileiros contam com redes de monitoramento de qualidade da água que trabalham com um conjunto abrangente de parâmetros de qualidade de água. No entanto, operam de forma independente, com frequências de coletas e conjuntos de parâmetros próprios, além de análises laboratoriais não padronizadas entre elas (ANA, 2019).

No estado de Minas Gerais, o monitoramento da qualidade das águas superficiais é realizado pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) por meio do Programa Águas de Minas, em execução desde 1997. São objetivos do programa de monitoramento conhecer e avaliar as condições da qualidade das águas superficiais em Minas Gerais, divulgar a situação de qualidade das águas para os usuários e apoiar o estabelecimento de metas de qualidade, fornecer subsídios para o planejamento da gestão dos recursos hídricos, verificar a efetividade de ações de controle ambiental implementadas e propor prioridades de atuação (IGAM, 2018).

A garantia da disponibilidade quali-quantitativa para os usos múltiplos é uma premissa para a segurança hídrica, e o efetivo gerenciamento dos recursos hídricos implica na constante avaliação da quantidade e qualidade da água. Sendo assim, conhecer a qualidade e a quantidade

das águas é essencial para a definição de estratégias que busquem a conservação, a recuperação e o seu uso racional, com vistas ao abastecimento da população, redução dos conflitos pelo uso da água e direcionamento das atividades econômicas. Tais estratégias estão intimamente alinhadas às dimensões da segurança hídrica.

4.3 Modelagem matemática da qualidade da água

Os modelos matemáticos de qualidade da água têm por objetivo simular de forma simples e prática o comportamento das características hidrológicas, físicas, químicas e biológicas ao longo do rio. A utilização de modelos matemáticos tem se mostrado mais vantajosa em relação aos modelos empíricos e experimentais de determinação da qualidade da água, principalmente pela capacidade de fazer previsões para cenários diversificados, em um intervalo de tempo curto e com custos reduzidos (LEE *et al.*, 2017; FLECK; TAVARES; EYNG, 2013).

A modelagem matemática de qualidade da água pode se apresentar como ferramenta complementar à gestão de recursos hídricos, dar suporte à decisão e apoio ao planejamento de uma bacia hidrográfica. Com a utilização de modelos matemáticos, é possível avaliar os impactos do lançamento das cargas poluidoras, simular diferentes cenários de desenvolvimento da bacia, estabelecer planos de gestão, projetar prováveis impactos ambientais provenientes de atividades antrópicas, realizar estudos de concepção de tratamento de esgotos e estimar os custos de medidas a serem tomadas, entre outras (SILVA *et al.*, 2017; SALLA *et al.*, 2013).

Vários modelos de qualidade da água foram desenvolvidos nas últimas décadas. A utilização adequada dos modelos decorre da escolha mais apropriada para cada situação, de modo a auxiliar na pesquisa e no processo de gestão dos recursos hídricos (OPPA, 2007). Os modelos matemáticos de qualidade da água começaram a ser desenvolvidos no início do século XX, e desde então as técnicas de modelagem matemática de qualidade da água vêm sendo aprimoradas (OPPA, 2007).

O modelo clássico de Streeter-Phelps é considerado o pioneiro de qualidade da água. Ele foi desenvolvido no ano de 1925, inicialmente para estudar o comportamento do rio Ohio, nos Estados Unidos. O objetivo era estudar o comportamento do oxigênio dissolvido (OD) após o lançamento de uma carga poluidora no corpo receptor. Foram formuladas equações matemáticas para representar a qualidade da água utilizando a previsão do déficit de OD para os casos de poluição por matéria orgânica biodegradável. Todos os modelos matemáticos de qualidade da água que surgiram a seguir foram fundamentados a partir do modelo Streeter-

Phelps (FRAGA, 2015). No Quadro 1 é apresentada a evolução dos modelos matemáticos de qualidade da água a partir do modelo de Streeter-Phelps.

Quadro 1: Evolução dos modelos matemáticos de qualidade da água.

Ano	Evolução dos Modelos
1925	Streeter-Phelps
Década de 40	Modelos empíricos de nutrientes
Década de 50	Modelos para rios
Década de 60	Fundamentação e direção de trabalhos para desenvolvimento de uma ampla classe de modelos
Década de 70	Modelos para simular eutrofização e modelos para rios mais complexos
Década de 80	Conhecimentos mais específicos de ecossistemas
Década de 90	Novas ferramentas matemáticas
2000 – 2007	Aplicações de modelos usando estratégias numéricas

Fonte: Adaptado de Fleck; Tavares; Eyng, 2013.

No Quadro 2 são apresentadas as características dos principais modelos de qualidade da água utilizados.

Quadro 2: Características dos principais modelos de qualidade da água.

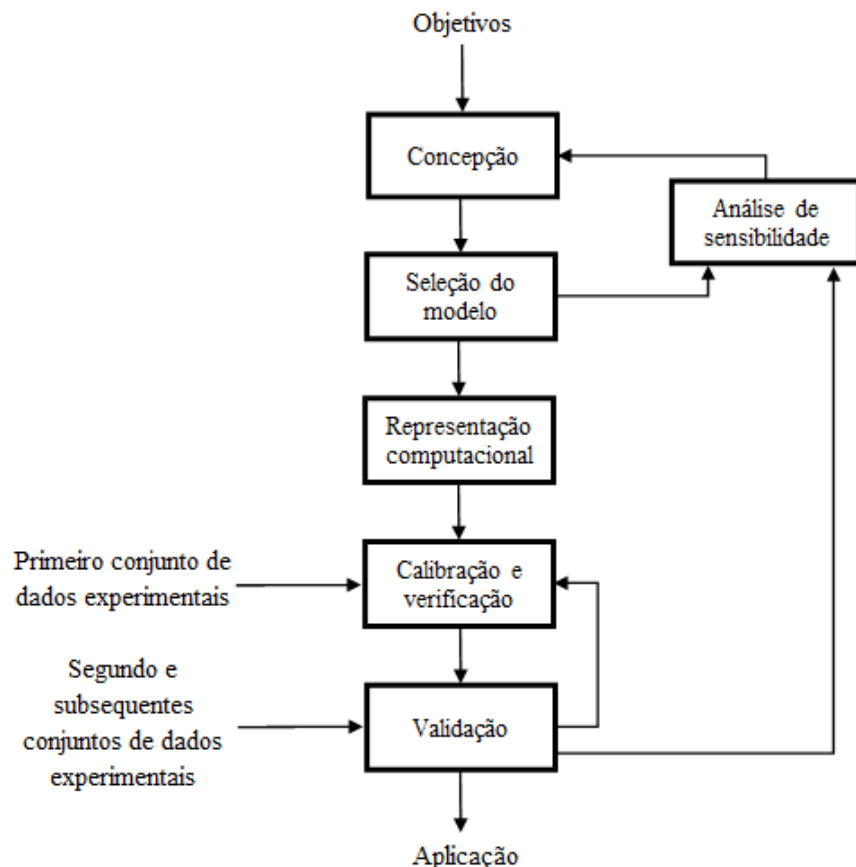
Modelos	Desenvolvido por	Parâmetros simulados	Corpo hídrico indicado	Finalidade
Streeter-Phelps (EUA - 1925)	Streeter e Phelps	DBO; OD.	Rios	Analisar como o consumo de oxigênio dissolvido varia ao longo do espaço e do tempo, após o lançamento de carga poluente.
WASP (Water Analysis Simulation Program - Programa de Simulação de Análise de Água) (EUA - 1970)	Departamento de agricultura Norte Americano	Nitrogênio; Fósforo; OD; DBO; Algas; Produtos químicos orgânicos; Metais; Mercúrio; Agentes patogênicos; Temperatura.	Rios, lagos, reservatórios e estuários	Simula os processos de hidrodinâmica e qualidade da água em uma, duas ou três dimensões, objetivando avaliar o destino e transporte de contaminantes convencionais e tóxicos
QUAL2E (EUA - 1985)	USEPA (<i>United States Environmental Protection Agency</i>)	OD; DBO; Temperatura; Algas; Amônia; Nitrito; Nitrato; Nitrogênio orgânico; Fósforo orgânico; Fósforo dissolvido; Coliformes; Três substâncias conservativas; uma arbitrária não conservativa.	Rios	Pode ser utilizado em estado estacionário ou dinâmico. Em estado estacionário, é utilizado para avaliar o impacto do lançamento de uma carga poluente no corpo receptor. Dinamicamente, permite determinar os efeitos das frações dos dados meteorológicos e das mudanças da concentração de oxigênio dissolvido, sobre a qualidade da água do curso hídrico em análise.
CE-QUAL-W2 (EUA - 1986)	US Army Engineer Waterways Experiment Station	Temperatura; SS; SDT; DBO; OD; pH; Amônia; Nitrato; Fósforo; Cloretos; Algas; Matéria Orgânica Dissolvida; CO ₂ ; Ferro; etc.	Rios, lagos, reservatórios e estuários	Simular o processo de eutrofização dos cursos hídricos,
QUAL2Kw (EUA - 2004)	Departamento de Ecologia do Estado de Washington - Greg Pelletier e Steven C. Chapra	Condutividade Elétrica; Sólidos Inorgânicos Suspensos; OD; DBO; Nitrogênio Orgânico; Nitrogênio Amoniacal; Nitrato; Fósforo Orgânico; Fósforo Inorgânico; Fitoplâncton; Detritos; Patógenos; Variável genérica; Alcalinidade; Carbono Inorgânico Total; Algas de fundo; Nitrogênio por algas de fundo; Fósforo por algas de fundo.	Rios	Pode ser utilizado em regime permanente ou dinâmico. No regime permanente, pode simular o impacto dos lançamentos de efluentes na qualidade da água, identificando a magnitude e as características da qualidade das fontes pontuais e difusas. No regime dinâmico, é possível analisar as frações de oxigênio dissolvido ocorridas ao longo dos dias devido à respiração das algas e às mudanças climáticas.
QUAL-UFMG (Brasil - 2007)	Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais (DESA/UFMG) - Von Sperling	DBO; OD; Nitrogênio total e suas frações (orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato); Fósforo total e suas frações (orgânico e inorgânico); coliformes termotolerantes ou <i>Escherichia coli</i> (<i>E. coli</i>)	Rios	Possibilita a simulação rápida e simples do oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio total e suas frações, e coliformes termotolerantes ou <i>Escherichia coli</i> (<i>E. coli</i>).

Fonte: Adaptado de Fleck; Tavares; Eyng, 2013.

Um modelo matemático pode ser capaz de demonstrar as relações entre as cargas poluidoras de diferentes fontes e os corpos receptores. Para tal, é necessário ajustá-lo às condições naturais por meio de dados de monitoramento. Esse ajuste é feito por meio de calibração, validação, análise de incerteza e sensibilidade do modelo utilizando dados de monitoramento. Esse procedimento é fundamental na modelagem para que exista a consistência entre os resultados encontrados pelo modelo e os valores medidos, dessa forma, a modelagem pode ser efetivamente utilizada como suporte na gestão dos recursos hídricos (KANNEL *et al.*, 2007; TEODORO *et al.*, 2013).

Na Figura 3 é apresentado o fluxograma simplificado da sequência de desenvolvimento da modelagem matemática. Segundo Von Sperling (2014a) na literatura há distintas variantes do fluxo de atividades, mas acredita-se que a figura retrate as principais etapas.

Figura 3: Fluxograma das etapas de desenvolvimento de um modelo matemático de avaliação da qualidade da água, segundo Von Sperling (2014a).



Fonte: Von Sperling, 2014a.

Von Sperling (2014a) ainda aponta a importância da interação do processo de modelagem, com a possibilidade de retornar a etapas anteriores para reajustes na estrutura do modelo e/ou nos valores dos coeficientes.

O modelo matemático de qualidade da água QUAL-UFMG, foi desenvolvido por Von Sperling em 2007, baseado no modelo QUAL2E, desenvolvido pela *United States Environmental Protection Agency* (U.S.EPA). O modelo QUAL-UFMG é um programa em Excel, e suas planilhas possibilitam uma simulação rápida e simples da modelagem de rios (VON SPERLING, 2014a).

É possível modelar demanda bioquímica de oxigênio (DBO) oxigênio dissolvido (OD) nitrogênio total e suas frações, fósforo total e suas frações e coliformes termotolerantes ou *E.coli.*, ao longo do rio.

Apesar da estrutura similar ao QUAL2E, há as simplificações de não se incluírem as algas e todas as suas inter-relações com os demais constituintes, para que o modelo QUAL-UFMG fosse simplificado, pois os processos que envolvem algas são complexos e os valores dos coeficientes de difícil determinação. Além disso, o modelo não considera a dispersão longitudinal e foi feita a integração pelo método de Euler, forma de integração mais simples e de fácil compreensão (VON SPERLING, 2014a).

O programa é composto de quatro planilhas, descritas a seguir:

- FórmulasCoefic - Planilha para informação do usuário, contém todas as fórmulas utilizadas para os cálculos da modelagem e os valores usuais dos coeficientes;
- DiagramaUnifilar - Planilha destinada ao usuário para detalhar o diagrama unifilar do rio, para facilitar a compreensão do sistema modelado, a entrada de dados e a interpretação dos resultados;
- RioPrincipal - Contém a modelagem do rio principal, onde os cálculos são efetuados e os resultados apresentados (valores e gráficos);
- Tributario1 – Planilha opcional, corresponde à simulação de algum tributário existente no sistema modelado. Pode ser utilizada para todos os tributários existentes.

O modelo Qual-UFMG vem sendo utilizado com frequência em diversos estudos com finalidades distintas, no que diz respeito a avaliação e monitoramento da qualidade da água. Segundo Lima *et al.* (2018) o modelo vem se mostrando uma ferramenta precisa e indispensável para a composição de qualquer sistema de monitoramento da qualidade de água.

Entretanto, para uma modelagem adequada da realidade do objeto de estudo, o modelo matemático deve ser ajustado para que os valores dos parâmetros e variáveis de entrada apresentem resultados que melhor representem os valores observados obtidos em campo. Na modelagem matemática de qualidade da água, pode haver alguma incerteza associada aos dados observados devido a prováveis erros nos métodos de amostragem, manuseio e técnicas analíticas, dentre outras. Diante disso e das imprecisões que podem resultar dos ajustes dos modelos, é necessário a utilização de métodos que permitam realizar a análise de incerteza e sensibilidade dos dados de entrada (COSTA e TEIXEIRA, 2011; PATHAK *et al.*, 2018).

Menezes *et al.* (2016) afirmam que mesmo após a calibração, existe potencialmente uma grande dose de incerteza no resultado de saída, que surge simplesmente porque é muito improvável encontrar dados observacionais sem erros, e porque nenhum modelo de simulação é inteiramente verdadeiro, reflexo do processo que está sendo modelado.

De acordo com Von Sperling (2014a) frequentemente, veem-se decisões tomadas, envolvendo elevadíssimos custos, apoiadas em resultados de um modelo, sobre o qual não se tem uma confiabilidade suficiente, nem mesmos nos dados de entrada. Ainda segundo o autor, entre os componentes responsáveis pela introdução de incerteza nos dados de entrada de um modelo, podem-se citar os erros na estimativa de um dado de entrada (baseado em valores de literatura, levantamentos, experiência pessoal, etc.) erros na amostragem, erros na medição, calibração ou análise de laboratório, erros na transcrição ou transferências de resultados de análises ou medições e erros na estimativa de dados de entrada futuros (no caso de um modelo simular condições futuras).

Sendo assim, observa-se que até os dados que tradicionalmente não são questionados em um modelo (como medições e resultados de análise) podem apresentar um certo grau de incerteza. Diante disso, a análise de incerteza pode auxiliar no entendimento da variabilidade dos dados de entrada do modelo, permitindo a obtenção de resultados expressos em termos probabilísticos e não somente como valores determinísticos, que possibilita que a decisão possa ser tomada com uma margem da probabilidade do seu sucesso ou não. Ainda, a análise de sensibilidade da resposta do modelo aos dados de entrada pode inferir sobre a importância de determinado parâmetro ou variável, mostrando a influência da incerteza nos resultados da simulação. Esses aspectos são essenciais para a interpretação dos resultados da modelagem e no direcionamento das medidas de controle ambiental a serem tomadas (VON SPERLING, 2014a).

Portanto, a calibração, validação, análise de incerteza e de sensibilidade de um modelo matemático de qualidade da água com dados experimentais são etapas fundamentais para que

haja uma melhor representação do sistema a ser modelado, e a modelagem possa ser utilizada de forma efetiva para auxiliar na tomada de decisões na gestão dos recursos hídricos (PAULA, 2011).

4.4 Aplicação da modelagem matemática de qualidade da água

Diversos estudos vem utilizando a modelagem matemática de qualidade da água para diferentes finalidades. Wang *et al.* (2017) analisaram as fontes de cargas pontuais e não pontuais no rio Jinghe, na China, utilizando o modelo QUAL2E associado a técnicas de estatísticas multivariadas, para as variáveis de nitrogênio amoniacal e nitrato, nos períodos seco e úmido. Segundo os autores, a aplicação do modelo forneceu resultados confiáveis para poluição de fontes não pontuais causadas pelo escoamento de tempestade, já para poluição de fontes pontuais, o modelo não apresentou resultados satisfatórios, necessitando, portanto, de mais refinamento do modelo ou aplicação de uma versão mais recente, como o QUAL2K.

O modelo QUAL2K foi utilizado por Pasquini *et al.* (2012), que analisaram os componentes principais e secundários dissolvidos e a variabilidade dos nutrientes do rio Suquía, na Argentina. A aplicação do modelo mostrou o efeito negativo da estação de tratamento de águas residuais municipal e outras fontes pontuais de contaminantes na qualidade da água do rio Suquía, bem como a influência de fontes difusas de poluição devido às atividades agrícolas.

Camargo *et al.* (2010) utilizaram o modelo QUAL2Kw para realizar a previsão da qualidade da água e avaliar a capacidade de assimilação de cargas poluentes de fontes difusas em pequenas bacias cársticas, considerando os valores limites estabelecidos pelas legislações americana e brasileira, para proteção de comunidades aquáticas. O estudo mostrou uma representação adequada do modelo para características físicas, químicas e hidráulicas da bacia hidrográfica do Córrego Fidalgo, em Minas Gerais, porém, um aumento na frequência de amostragem poderia melhorar a calibração do modelo. Verificou-se que a principal causa das alterações na qualidade das águas superficiais é a poluição não pontual de origem rural e a poluição pontual do afluente que entra no córrego.

Kannel *et al.* (2007) também utilizaram o modelo QUAL2Kw para examinar o impacto das cargas de efluentes nos corpos d'água receptores da bacia hidrográfica do rio Bagmati, Nepal, e determinar as cargas de poluição máximas totais que o rio poderia receber garantindo os critérios de qualidade da água pretendidos para alguns parâmetros. O modelo foi aplicado para simular várias estratégias de gestão da qualidade da água durante o período crítico para manter os padrões de qualidade da água. O modelo, calibrado e validado, representou bem a

maioria dos dados de campo, apresentando uma alta sensibilidade ao coeficiente de profundidade e fluxo de fontes pontuais, nitrogênio total, DBO e taxa de nitrificação. Os resultados mostraram que a oxigenação local é eficaz para manter a concentração de OD bem acima dos níveis mínimos. A combinação da redução da concentração das cargas poluidora, aumento do fluxo e oxigenação local simuladas, foi adequada para satisfazer os critérios de qualidade da água dentro de limites aceitáveis.

O modelo QUAL-UFMG vem sendo utilizado em diversos estudos em bacias hidrográficas brasileiras. Gomes *et al.* (2018) utilizaram o modelo para a modelagem sazonal da qualidade da água do Rio dos Sinos, Rio Grande do Sul, obtendo uma similaridade entre os dados observados e a curva simulada no processo de calibração. Pôde-se observar que a qualidade da água do Rio dos Sinos é alterada em função da sazonalidade, devido às diferenças nas concentrações das variáveis qualitativas e nos valores dos parâmetros cinéticos das equações utilizadas na simulação para os períodos seco e chuvoso.

Salla *et al.* (2013) avaliaram a capacidade de autodepuração do Rio Jordão, em Minas Gerais, considerando o período de estiagem e dois cenários que levam em conta as cargas poluidoras estimadas da estação de tratamento de esgoto e a baixa capacidade de diluição do rio para a vazão crítica $Q_{7,10}$. Segundo os autores, as calibrações dos parâmetros apresentaram resultados aceitáveis, principalmente para o ajuste dos dados simulados aos medidos de OD. Ainda, que a simulação de cenários mostrou que o Rio Jordão não possui capacidade de autodepuração natural para efluente tratado pelo sistema 'australiano' e lodo ativado convencional que são utilizados, em especial para os parâmetros OD e DBO. Os autores finalizam afirmando que o estudo proveu informações sobre o problema do lançamento de efluentes acima do que possa suportar o Rio Jordão, além de alerta para a importância do monitoramento frequente de quantidade e qualidade da água em cursos de água como subsídio para modelos confiáveis e melhor gerenciamento dos recursos hídricos.

Silva *et al.* (2018) avaliaram a qualidade da água para subsidiar uma proposta preliminar de enquadramento para o rio Una, Pernambuco. Os resultados mostraram que a maioria dos parâmetros monitorados durante as estações seca e chuvosa estava dentro dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, para a Classe 2. Verificou-se também, com a modelagem, que o rio Una tem uma elevada capacidade de autodepuração ao longo do seu trecho perene, mesmo em períodos de estiagem, o que possibilitou classificar alguns trechos como Classe 1, estabelecendo usos dominantes, com mais rigorosos padrões de qualidade de água.

Teodoro *et al.* (2013) incorporaram às planilhas de simulação do QUAL-UFMG algumas equações para determinar a vazão de diluição e cobrança pelo lançamento de efluente. 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, no Mato Grosso do Sul. Mesmo com uma intensa atividade agropecuária na bacia, verificou-se uma boa qualidade das águas, com base nos valores de OD e DBO. O período crítico, com vazões mínimas, mostrou uma boa capacidade de suporte do rio para a instalação de empreendimentos na bacia. As equações inseridas no modelo representaram as condições de qualidade da água e quantificação de vazões requeridas pelo lançamento de efluentes. Portanto, o modelo foi complementado no intuito de fornecer maiores informações para o gerenciamento de recursos hídricos.

4.5 Análise estatística multivariada

Segundo Mingoti (2005) a estatística multivariada consiste em um conjunto de métodos estatísticos utilizados em situações nas quais diversas variáveis são medidas simultaneamente, em cada elemento amostral. Geralmente, essas variáveis se correlacionam, e quanto maior o número de variáveis, mais complexa é a análise. A autora ainda afirma que a estatística multivariada pode ser dividida em dois grupos: o primeiro é referente a técnicas exploratórias de sintetização (ou simplificação) da estrutura da variabilidade dos dados, como por exemplo a análise de componentes principais, análise fatorial, análise de correlações canônicas, análise de agrupamentos, análise discriminante e análise de correspondência. O segundo grupo consiste em técnicas de inferência estatística como os métodos de estimação de parâmetros, testes de hipóteses, análise de variância, de covariância e de regressão multivariadas.

Os objetivos da análise estatística multivariada são medir, explicar e prever o grau de relação entre variáveis estatísticas, entre outras. De acordo com Hair Jr. *et al.* (2009) a análise multivariada é um conjunto de técnicas para análise de dados que está sempre em expansão e engloba um vasto domínio de possíveis situações de pesquisa.

Os métodos de análise estatística multivariada têm sido aplicados a matrizes de dados de monitoramento da qualidade da água devido a sua eficiência. Eles podem ser utilizados para variados objetivos como caracterizar e avaliar a qualidade da água dos rios, explicar as frações e tendências temporais e espaciais causadas por processos naturais e/ou antropogênicos, e determinar os parâmetros responsáveis por essas frações, extrair informações sobre semelhanças e diferenças entre estações, parâmetros e locais de monitoramento, identificar

possíveis fontes de poluição em diferentes pontos de um corpo d'água e identificar e analisar as relações entre a química da água, o uso do solo e a geologia (PINTO *et al.*, 2019).

De acordo com Omo-Irabor *et al.* (2008) essas análises exigem uma etapa preliminar do tratamento dos dados que consiste na normalização dos dados analíticos brutos, de modo a evitar classificações errôneas devido à diferente ordem de magnitude e intervalo de variação dos parâmetros analíticos.

A análise de componentes principais (ACP) pode ser utilizada para analisar inter-relações entre muitas variáveis e extrair informações de forma concisa, e explicar essas variáveis em termos de suas dimensões inerentes comuns. A ACP é aplicável quando os elementos de uma matriz de dados são variáveis métricas. Seu objetivo principal é reduzir a dimensão dos dados. A análise de componentes principais pode ser usada para analisar inter-relações entre muitas variáveis e explicar essas variáveis em termos de suas dimensões essenciais comuns, e dessa forma condensar a informação contida em diversas variáveis originais em um conjunto menor com perda mínima de informação (WANG *et al.*, 2013; LOPES *et al.*, 2014; MOITA NETO, 2004; HAIR *et al.*, 2009).

Maia *et al.* (2019) afirmam que a utilização desse método permite extrair as principais contribuições ortogonais (componentes principais — CP) que explicam a maior parte da variância da matriz de dados. A ACP é uma ferramenta de análise estatística utilizada em diversos estudos relacionados à avaliação de monitoramentos ambientais.

Os componentes principais (CP) podem ser expressos pela equação 4.1:

$$Z_{ij} = a_{i1}x_{1j} + a_{i2}x_{2j} + a_{i3}x_{3j} + \dots + a_{im}x_{mj} \quad (4.1)$$

Onde Z é o componente principal, a é o carregamento de componentes, x é o valor padronizado da variável, i é o número do componente, j é o número da amostra, e m é o número total de variáveis (OMO-IRABOR *et al.*, 2008).

A análise de Cluster é uma técnica exploratória que tem como objetivo verificar o comportamento semelhante entre os objetos observados em relação a determinadas variáveis, e assim criar grupos, ou *clusters*, onde prevaleça a proximidade ou similaridade. Dessa forma, os clusters são separados em pequenos agrupamentos homogêneos internamente e heterogêneos externamente, representando o comportamento conjunto das observações a partir de determinadas variáveis (FÁVERO e BELFIORE, 2017). Segundo Zhao *et al.* (2011) o agrupamento hierárquico é a abordagem mais comum em que os *clusters* são formados

sequencialmente, começando com o par de objetos mais semelhante e formando clusters mais altos passo a passo.

O objetivo é colocar objetos da amostra que possuem maior similaridade no mesmo grupo ou cluster. Baseada nessa matriz de proximidade, se constrói um diagrama de similaridade denominado dendrograma (dendr(o) = árvore). Na interpretação do dendrograma, presume-se que duas amostras próximas devem possuir valores semelhantes para as variáveis medidas, e quanto maior a proximidade entre as medidas relativas às amostras, maior a similaridade entre elas. O dendrograma hierarquiza esta similaridade de modo que podemos ter uma visão bidimensional da similaridade ou dissimilaridade de todo o conjunto de amostras utilizado no estudo (MOITA NETO, 2004).

A utilização conjunta das técnicas de análise de cluster e análise de componentes principais possibilita a identificação dos pontos de monitoramento semelhantes e as principais variáveis que podem explicar a variabilidade da qualidade da água bem como as principais fontes de poluição em diferentes áreas da bacia hidrográfica (CALAZANS *et al.*, 2018).

4.6 Análise estatística multivariada aplicada à qualidade da água

A utilização de métodos estatísticos multivariados é ferramenta importante na análise da qualidade da água. Esses métodos são apropriados para trabalhar parâmetros múltiplos e variáveis na avaliação de qualidade de água, cuja interpretação se torna difícil e dispendiosa devido a quantidade de dados. Também auxiliam no conhecimento da dinâmica da qualidade da água, identificando possíveis fatores/fontes e oferecendo uma ferramenta útil para a gestão eficaz dos recursos hídricos (CARRASCO *et al.*, 2019; MOURA *et al.*, 2010; LI *et al.*, 2018).

Calazans *et al.* (2018) utilizaram métodos estatísticos multivariados para avaliar e orientar projetos de otimização da rede de monitoramento da qualidade da água da bacia do rio das Velhas. As análises de cluster, componentes principais e fatoriais, associadas aos testes não paramétricos e à análise de violação aos padrões estabelecidos pela legislação, identificaram os parâmetros de qualidade da água e locais de monitoramento mais relevantes e avaliaram a frequência de amostragem. Verificou-se com as técnicas que a variação temporal da qualidade da água é parcialmente determinada pelas condições hidrológicas, e que existem também frações entre os meses do ano, demonstrando a importância de um monitoramento com frequência amostral mensal.

Calijuri *et al.* (2012) avaliaram os efeitos integrados das atividades humanas e características naturais dos ambientes cársticos na qualidade das águas superficiais e subterrâneas, por meio da análise de componentes principais (ACP) e análise de cluster (AC). A análise de componentes principais nas águas superficiais e subterrânea diminuiu o número de 18 variáveis em cinco componentes principais, que representam 69% e 70%, respectivamente, a variância dos dados. A análise de cluster revelou cinco grupos primários para as variáveis das águas superficiais e subterrâneas, sendo o Grupo I caracterizado por baixos valores de Norg, NO_3^- e *E. coli*; o grupo II, que representou os recursos hídricos bem preservados; os grupos III e IV, que apresentaram deterioração da qualidade da água devido a menores concentrações de OD e maiores valores de Norg, NO_3 , Fe e *E. coli*.; e o grupo V, que, dentre monitorados, foi o que apresentou maior concentração de matéria orgânica como DBO e DQO e os maiores valores de *E. coli*.

Diversos estudos utilizaram os métodos de análise multivariada para analisar a qualidade da água e identificar as fontes de poluição, como Guedes *et al.* (2012) que utilizaram as técnicas de Análise Fatorial e Análise de Componentes Principais para avaliar a qualidade da água e identificar os grupos de poluição presentes no médio Rio Pomba em Minas Gerais. No melhor comportamento, os autores conseguiram reduzir o número de variáveis de 18 para 15, além da seleção de três componentes representados por um grupo de nutrientes, um grupo orgânico e um grupo de sólidos, que melhor explicaram a qualidade da água.

Wang *et al.* (2013) aplicaram os métodos de análise de agrupamento e análise de componentes principais/análise fatorial para avaliar as frações temporais/espaciais na qualidade da água e identificar fontes concentradas de poluição da água na região do rio Songhua Harbin, na China. A análise de cluster agrupou 6 locais de monitoramento em três regiões e classificou 12 meses em três períodos, cada um com características semelhantes de qualidade da água. A ACP possibilitou distinguir três grupos de poluição (baixa, moderada e alta poluição). Nas três regiões se destacam a poluição orgânica e por nutrientes, além da poluição industrial na região de alta poluição como metais pesados, por exemplo.

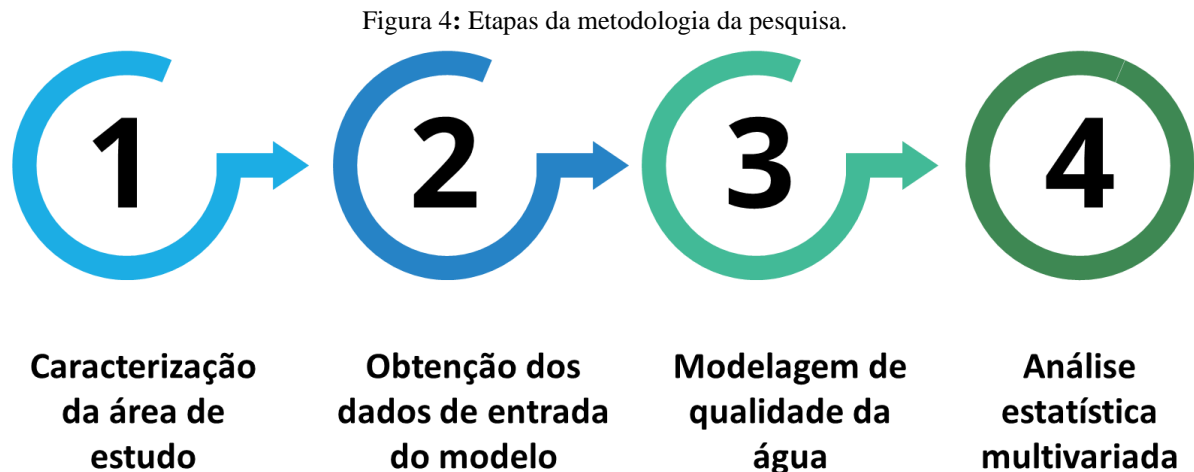
Moura *et al.* (2010) utilizaram a análise de componentes principais e a análise de cluster para avaliar a qualidade de água, restringindo apenas o aspecto composicional, na bacia do Ribeirão do Gama e do Córrego do Cedro no Distrito Federal, determinando as possíveis fontes de alteração e diferenciando os impactos relacionados à ocupação humana dos processos naturais influenciados pela geologia regional. Na ACP, verificou-se a redução de dados de 24 linhas/parâmetros por 115 colunas/observações, para 24 x 8, ou seja, foram extraídas oito

componentes principais, que explicaram a origem dos materiais transportados pela drenagem, associados à construção civil, aos minerais presentes no solo e aos fertilizantes.

No Ceará, Lopes *et al.* (2014) identificaram frações espaciais e temporais na qualidade da água de Reservatório de Orós, bem como as fontes de contaminação, com a utilização de análise de componentes principais e a análise de agrupamento hierárquico (AAH). Como resultado, os principais fatores responsáveis pela qualidade da água foram: o intemperismo natural do solo geológico, o arraste de sólidos em suspensão por meio do escoamento superficial em áreas agrícolas e ação antrópica na bacia do Alto Jaguaribe no Ceará.

5 METODOLOGIA

Para alcançar os objetivos propostos utilizou-se a metodologia apresentada a seguir, conforme resumida na Figura 4.



Fonte: Autora (2021).

5.1 Caracterização da área de estudo

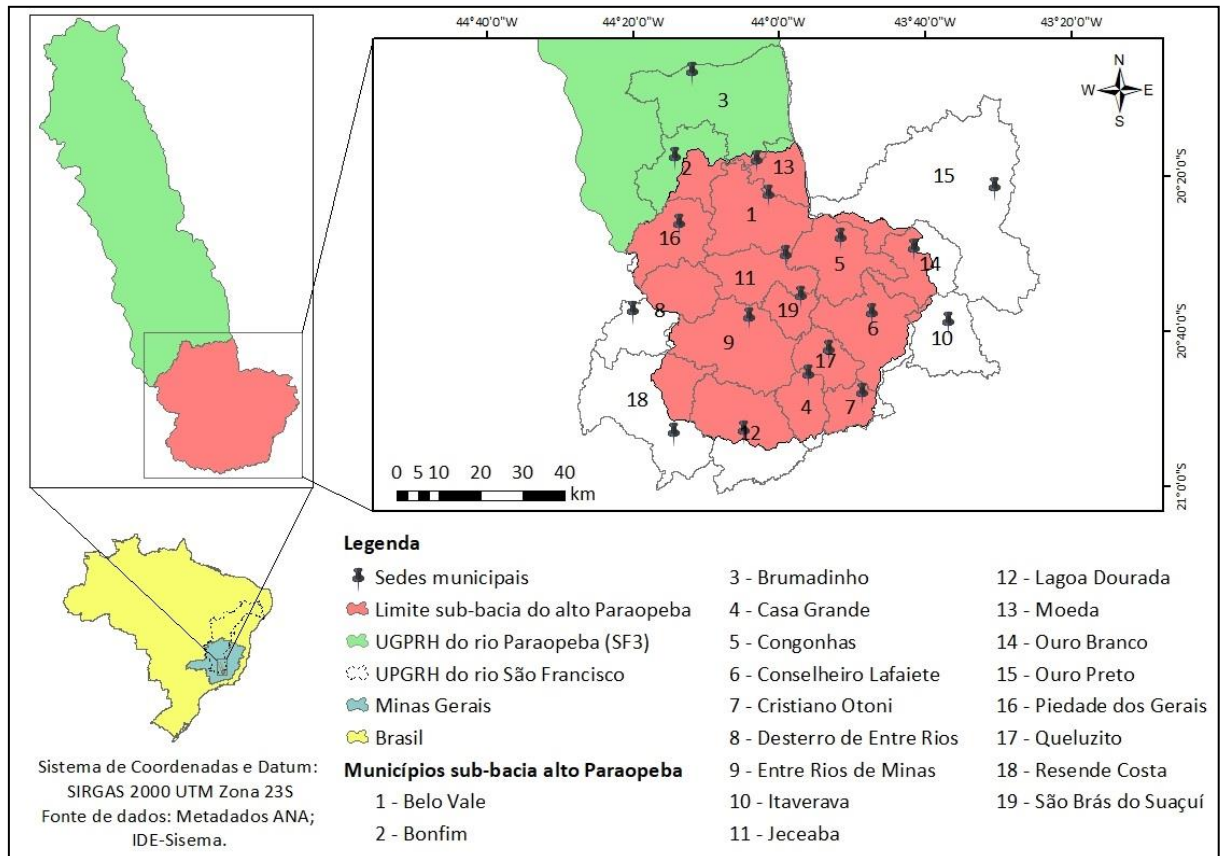
5.1.1 Localização geográfica

A bacia hidrográfica do rio Paraopeba, definida como Unidade de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos (UPGRH) SF3, é uma sub bacia do Rio São Francisco e está situada na região central do estado de Minas Gerais. O rio Paraopeba é o curso principal da bacia, percorrendo uma distância de 510 km, da sua nascente no município de Cristiano Ottoni até a sua foz que está localizada na represa de Três Marias, no município de Felixlândia. (CBHSF, 2020).

O trecho a ser contemplado neste estudo, a sub-bacia do alto Paraopeba, está localizado entre os paralelos 20°20' e 20°50' de latitude sul e os meridianos 44°20' e 43°40' de longitude oeste, conforme apresentado na Figura 5. O alto Paraopeba, que possui uma área de drenagem de aproximadamente 3.558 km² e uma extensão de 110 km do rio, se inicia no município de Cristiano Ottoni e se encerra no limite entre os municípios de Belo Vale e Brumadinho, abrangendo dezenove municípios total ou parcialmente inseridos em seus limites. Destes, doze possuem suas sedes municipais inseridas dentro dos limites da bacia, com uma população total

aproximada de 240 mil habitantes de acordo com dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) referente ao ano de 2019.

Figura 5: Mapa de localização geográfica da sub-bacia do alto Paraopeba.



Fonte: Autora, 2021.

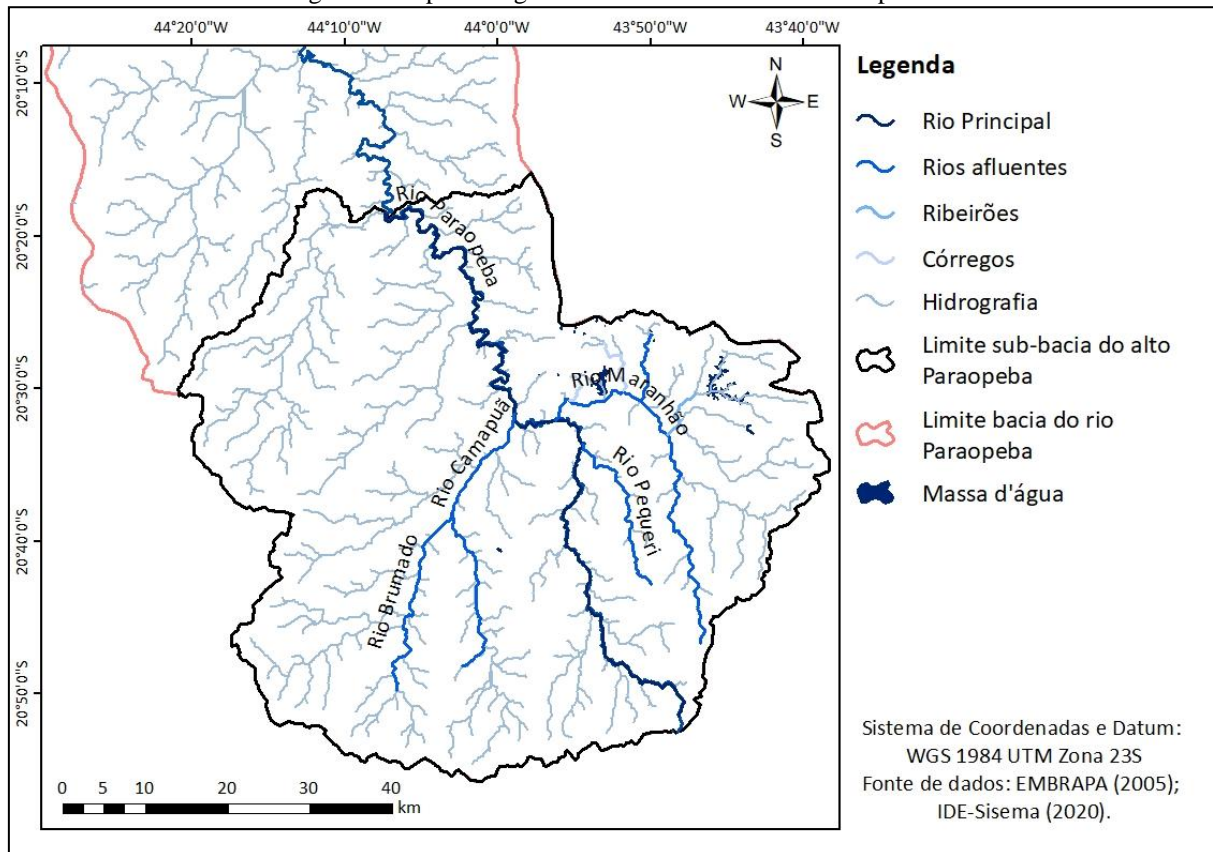
5.1.2 Delimitação da bacia hidrográfica e hidrografia

Para delimitar a área de estudo e gerar a hidrografia, foi utilizado o Modelo Digital de Elevação (MDE) obtido por meio do projeto Brasil em Relevo, elaborado pela Embrapa Monitoramento por Satélite. Os dados foram obtidos do projeto SRTM - *Shuttle Radar Topography Mission*, de responsabilidade das agências espaciais *National Imagery and Mapping Agency* (NIMA) e a *National Aeronautics and Space Administration* (NASA).

Utilizou-se a ferramenta *Archydro* do *Software ArcGis*, versão 10.5 para gerar a hidrografia por meio do MDE e a delimitação da sub-bacia, que foi baseada na divisão informada no Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Paraopeba: SF3 (COBRAPE, 2020). Para o rio principal e tributários, criou-se um *shapefile* para cada item, e foi feita a delimitação manual utilizando a ferramenta *Editor*. Para as massas d'água, utilizou-se o *shapefile* disponível na plataforma Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual

de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IDE-Sisema). Na Figura 6 é apresentada a delimitação e a hidrografia da sub-bacia do alto Paraopeba.

Figura 6: Mapa hidrográfico da sub-bacia do alto Paraopeba.



Fonte: Autora, 2021.

A extensão do rio Paraopeba neste trecho é de aproximadamente 110 km e os principais afluentes são o rio Maranhão e o rio Pequeri em sua margem direita e o rio Camapuã em sua margem esquerda.

5.1.3 Clima

A caracterização do clima possibilita entender a dinâmica do ciclo hidrológico bem como a determinação dos períodos seco e chuvoso em função da sazonalidade, além de possuir relação direta com a disponibilidade hídrica quantitativa e qualitativamente.

A bacia do rio Paraopeba apresenta temperatura média anual variando entre 19 e 23°C. As menores temperaturas são encontradas na porção sul, onde está localizada a área de estudo. A área apresenta temperaturas medianas a elevadas durante quase todo o ano, destacando-se o mês de janeiro como o mais quente, com médias máximas variando entre 28 e 30°C, e o mês

de julho se apresentando como o mais frio, com médias mínimas em torno de 8 a 10°C. (COBRAPE, 2020).

De acordo com Alvares *et al.* (2014) a bacia do Rio Paraopeba encontra-se em dois subtipos climáticos, conforme a classificação de Köppen: *Cwa* e *Cwb*, que correspondem ao clima temperado úmido com inverno seco, porém diferenciando quanto ao verão quente e temperado, respectivamente.

Segundo classificação climática proposta pelo IBGE (2002) a sub-bacia do alto Paraopeba encontra-se localizada na zona climática Tropical Central, classificando como semiúmida toda a região. A temperatura em 94% da área da bacia corresponde a mesotérmica branda e subquente na área restante.

A precipitação média anual varia entre 1200 mm e 1600 mm. A área de estudo apresenta o maior número de dias chuvosos, com cerca de 130 dias chuvosos por ano, além de ser mais úmida com clima mesotérmico. O relevo da região influencia no clima e na disposição das chuvas na bacia (CPRM, 2013).

A influência do clima na qualidade e quantidade de água pode ser vista em relação à temperatura, que pode afetar os equilíbrios físico-químicos e as reações biológicas. A temperatura influencia também nas constantes físico-químicas e interferem nas reações endotérmicas. Ainda, o aumento da temperatura favorece as transformações e efeitos relacionados à água como a dissolução, solubilização, complexação, degradação, evaporação, etc. Esses fenômenos contribuem com o aumento da concentração de substâncias dissolvidas na água, mas também com a diminuição da concentração de gases dissolvidos, como o oxigênio dissolvido, essencial para o desenvolvimento dos processos biológicos, físicos e químicos na água. Quanto à precipitação, os eventos de estiagem ou chuvas extremas interferem na diluição ou concentração de substâncias dissolvidas, além do escoamento e o transporte de materiais sólidos para as águas (DELPLA *et al.* 2011).

5.1.4 Solos

Os tipos de solos predominantes na sub-bacia, de acordo com a classificação da Fundação Estadual do Meio Ambiente – FEAM (2010) são o Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico e o Cambissolos Háplicos Tb Distróficos, que correspondem a 50,38 e 32,11% da área, respectivamente. Em seguida aparecem os Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico, Neossolo Litólico Distrófico, Latossolo Vermelho Distrófico, Argissolo Vermelho. A classificação e as áreas correspondentes se encontram apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1: Classificação dos tipos de solos na sub-bacia do alto Paraopeba.

Classes do solo	Área (km²)	Composição (%)
LVAd - Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico	1792,87	50,38
CXbd - Cambissolos Háplicos Tb Distróficos	1142,57	32,11
PVAd - Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico	340,4	9,57
RLd - Neossolo Litólico Distrófico	213,47	6,00
LVd - Latossolo Vermelho Distrófico	68,5	1,92
PVd - Argissolo Vermelho	0,9	0,03

Fonte: Autora, 2020. Adaptado de FEAM, 2010.

Os Latossolos Vermelho-Amarelos Distrófico ocorrem em ambientes bem drenados, são muito profundos e uniformes em características de cor, textura e estrutura em profundidade, apresenta presença de alumínio tóxico para plantas e baixa fertilidade. Já os Latossolos Vermelho Distrófico são solos profundos e bem acentuadamente drenados, que embora tenham baixa fertilidade, são em geral muito bem aproveitados com calagem e adubação. Os Cambissolos Háplicos Tb Distróficos são pouco desenvolvidos e podem apresentar textura que varia de média a argilosa, com argila de alta atividade e de baixa fertilidade. Os Argissolos vermelhos possuem coloração acentuada devido a teores mais altos e à natureza dos óxidos de ferro presentes no material originário, e possuem fertilidade natural muito variável devido à diversidade de materiais de origem. Quanto aos Argissolos Vermelho-Amarelo Distrófico, são caracterizados por solos profundos a pouco profundos e bem a moderadamente drenados. Os Neossolos Litólicos Distróficos são solos jovens e se caracterizam por serem rasos (inferior a 50 cm de profundidade) e a textura pode ser siltosa, arenosa, média ou argilosa. São solos que se encontram normalmente associados a afloramentos de rocha e possuem baixa fertilidade (EMBRAPA, 2005).

5.1.5 Uso e ocupação do solo

O mapa de uso e ocupação do solo foi gerado no Software ArcGis versão 10.5, utilizando dados disponibilizados pelo Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil (MapBiomas, 2020). A imagem disponibilizada foi recortada de acordo com a delimitação da bacia, posteriormente foi convertida em polígono, e em seguida foram identificadas cada classe.

A classificação do uso e ocupação do solo na sub-bacia do alto Paraopeba identificou 14 classes de Uso e Ocupação do Solo: formações florestais; formações Savânica; floresta plantada; pastagem; cana; mosaico de agricultura e pastagem; infraestrutura urbana; outras

áreas não vegetadas; afloramentos rochosos; mineração; massa d'água; lavoura perene; soja e outras lavouras temporárias.

5.1.6 Rede de monitoramento de qualidade da água

Segundo Maia *et al.* (2019) o monitoramento da qualidade da água surgiu da necessidade de assegurar a viabilidade dos diversos usos, influenciando de forma direta a gestão dos recursos hídricos e a busca por soluções de conflitos pelo uso.

Em Minas Gerais, o Projeto Águas de Minas, desenvolvido pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas, é responsável pelo monitoramento da qualidade das águas superficiais e subterrâneas de Minas Gerais. O programa, que se encontra em execução desde 1997, disponibiliza uma série histórica da qualidade das águas no Estado, que são armazenados em uma base de dados com informações atuais e históricas (IGAM, 2016).

São doze pontos de monitoramento identificados na área de estudo, sendo quatro pontos ao longo do rio Paraopeba e dois no Rio Maranhão, os demais encontram-se distribuídos nos afluentes por toda a sub-bacia. O Quadro 3 descreve os pontos em estações, a classe de enquadramento em cada ponto, o curso d'água e a descrição da localização de cada ponto.

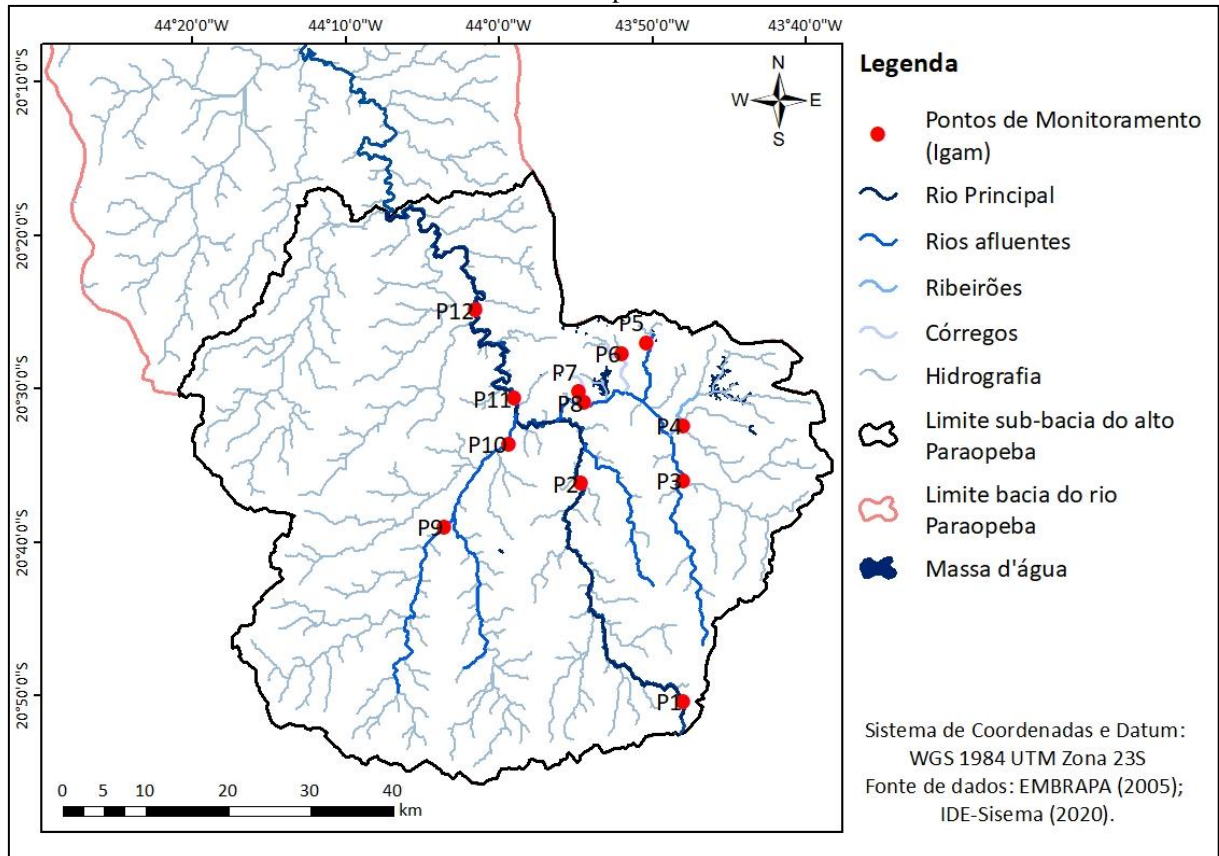
Quadro 3: Pontos de monitoramento da qualidade da água localizados na sub-bacia do alto Paraopeba.

Ponto	Estação	Classe de Enquadramento	Curso D'água	Descrição
P1	BP022	Classe 2	Rio Paraopeba	Rio Paraopeba a montante de Cristiano Otoni, próximo de sua nascente.
P2	BP079	Classe 1	Rio Paraopeba	Rio Paraopeba a montante da foz do Rio Pequeri, em São Braz do Suaçuí.
P3	BP084	Classe 2	Rio Maranhão	Rio Maranhão na localidade de Gagé próximo a Conselheiro Lafaiete.
P4	BP014	Classe 3	Ribeirão Soledade	Ribeirão Soledade a jusante do distrito de Lobo Leite. Após a junção com os ribeirões Gurita e da Passagem.
P5	BP016	Classe 1	Rio Preto	Rio Preto à jusante do bairro Pires em Congonhas.
P6	BP018	Classe 2	Córrego Mãe-D'água	Córrego Mãe-D'água à montante do córrego Santo Antônio.
P7	BP020	Classe 2	Córrego Maria-José	Córrego Maria-José a jusante da Mina FERROUS – Viga.
P8	BP080	Classe 2	Rio Maranhão	Rio Maranhão próximo de sua foz no Rio Paraopeba, a jusante da cidade de Congonhas.
P9	BP024	Classe 1	Rio Brumado	Rio Brumado a montante de sua foz no rio Camapuã, a jusante de Entre Rios de Minas.
P10	BP026	Classe 1	Rio Camapuã	Rio Camapuã na cidade de Jeceaba.
P11	BP027	Classe 2	Rio Paraopeba	Rio Paraopeba a jusante da cidade de Jeceaba, logo após a foz do Rio Camapuã.
P12	BP029	Classe 2	Rio Paraopeba	Rio Paraopeba na cidade de Belo Vale.

Fonte: Autora, 2020. Adaptado de IGAM, 2019.

Os doze pontos de monitoramento de qualidade da água na área de estudo são apresentados na Figura 7.

Figura 7: Localização dos pontos de monitoramento de qualidade da água inseridos na sub-bacia do alto Paraopeba.



Fonte: Autora, 2020.

5.1.7 Atividades econômicas

As principais atividades econômicas encontradas na sub-bacia do alto Paraopeba são as industriais (mineração e siderurgia) com destaque para os municípios de Ouro Branco (siderurgia), Congonhas (mineração), Jeceaba (siderurgia) e Conselheiro Lafaiete (exploração de minério de ferro e manganês, metalurgia e siderurgia) e a agropecuária com o predomínio da horticultura e seus canais de irrigação (CALAZANS, 2015; CÔRREIA, 2018).

Na indústria da mineração, a região do Alto Paraopeba detém 26,1% das lavras em relação ao total de toda a bacia do Paraopeba. O número de unidades locais de indústrias extrativistas, de transformação e de construção na região do Alto Paraopeba, é de cerca de 8,5% do total da bacia. Na agropecuária, a região do alto Paraopeba se destaca com a produção de lavoura permanente e temporária, com o maior número de áreas destinadas para cultivo em

relação a toda bacia do rio Paraopeba. Já em relação a silvicultura, aquicultura e produção de origem animal, é a região com menor destaque dentro da bacia (COBRAPE, 2020).

5.1.8 Usos da água

A bacia hidrográfica do rio Paraopeba é caracterizada principalmente pela presença dos seguintes tipos de uso dos recursos hídricos: abastecimento doméstico e industrial, irrigação, mineração, dessedentação de animais, pesca e piscicultura.

Segundo IGAM (2019) há o total de 126 outorgas cadastradas na área de estudo, divididas entre 13 tipologias de usos, e outras 26 que foram cadastradas como outras, a definir e não informado. No Quadro 4 é apresentado o número de outorgas correspondentes aos seus usos.

Quadro 4: Cadastro de outorgas registradas pelo IGAM na sub-bacia do alto Paraopeba.

Finalidade do uso	Número de outorgas cadastradas
Abastecimento humano	74
Extração mineral	15
Outros usos industriais	8
Transposição de corpos d'água	6
Consumo humano, dessedentação de animais	4
Disposição de rejeito	4
Irrigação	3
Contenção de sedimentos	3
Desassoreamento ou limpeza	3
Uso agroindustrial	2
Urbanização	2
Aquicultura	1
Paisagismo e recreação	1
Outros/A definir/Não Informado	26

Fonte: Autora, 2020. Adaptado de IGAM, 2019.

Os maiores números de outorgas cadastradas são referentes aos usos de abastecimento público, consumo humano e extração mineral. Além das outorgas, há também na sub-bacia o total de 1.154 usos insignificantes cadastrados, divididos entre as mesmas tipologias já apresentadas, com o acréscimo de duas tipologias: controle de cheias e controle de vazões.

5.1.9 Abastecimento de água e esgotamento sanitário

Os índices utilizados para caracterizar a situação do abastecimento de água na área de estudo foram o de atendimento urbano de água obtido por meio da série histórica do Sistema

Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) referente ao ano de 2019, e a classificação quanto à captação de água para consumo humano, consultado no Atlas Esgoto da ANA.

Os dados são apresentados no Quadro 5.

Quadro 5: Índices de abastecimento de água dos municípios inseridos na sub-bacia do alto Paraopeba.

Município	População Urbana*	Índice de atendimento urbano de água*	Tipo de captação**
Belo Vale	3.373	98,64	Mista
Casa Grande	1.154	N/D	Mista
Congonhas	53.314	81,91	Mista
Conselheiro Lafaiete	122.799	88,13	Superficial
Cristiano Ottoni	4.275	90,76	Subterrânea
Entre Rios de Minas	10.610	99,23	Superficial
Jeceaba	2.720	100	Mista
Moeda	1.877	100	Superficial
Ouro Branco	35.402	98,51	Superficial
Queluzito	883	99,66	Mista
São Brás do Suaçuí	3.329	97,66	Superficial

Fonte: Autora, 2020. Adaptado de *SNIS (2019) **ANA (2013) N/D – Informações não disponíveis.

O índice de atendimento urbano de água é calculado por meio da divisão da população urbana atendida com abastecimento de água pela população urbana do município (SNIS, 2019). De acordo com Costa *et al.* (2013) a meta satisfatória para o referido indicador no estado de Minas Gerais seria de 95 a 100%. Este parâmetro foi estabelecido tendo como referências principais a Portaria nº 2.914 do Ministério da Saúde e as metas apresentadas na Proposta de Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB) publicada em 2011 pelo Ministério das Cidades. Portanto, de acordo com essa meta, dos dezenove municípios presentes integrais ou parcialmente na sub-bacia, onze atingiram essa meta para o ano de 2018.

Em relação ao esgotamento sanitário, os dados foram obtidos no relatório do Atlas Esgoto da ANA (ANA, 2017) referente ao ano de 2013. O Quadro 6 apresenta os índices de coleta e tratamento de esgoto dos municípios inseridos na área de estudo.

Quadro 6: Índices de esgotamento sanitário dos municípios inseridos na sub-bacia do alto Paraopeba.

Município	População Urbana (2013)	Sem coleta e sem tratamento (%)	Com coleta e sem tratamento (%)	Com coleta e com tratamento (%)	Solução individual (%)
Belo Vale	3.373	13,17	84,04	0,00	2,79
Casa Grande	1.154	10,16	88,15	0,00	1,69
Congonhas (Sede)	54.762	18,98	79,47	0,00	1,55
Conselheiro Lafaiete	122.799	5,28	54,57	37,59	2,55
Cristiano Ottoni	4.275	16,31	83,16	0,00	0,53
Entre Rios de Minas	10.610	9,38	87,29	0,00	3,32
Jeceaba	2.720	27,07	71,18	0,00	1,74

Município	População Urbana (2013)	Sem coleta e sem tratamento (%)	Com coleta e sem tratamento (%)	Com coleta e com tratamento (%)	Solução individual (%)
Moeda	1.877	34,77	64,45	0,00	0,78
Ouro Branco	35.402	6,49	22,29	70,13	1,09
Queluzito	883	0,00	0,00	100,00	0,00
São Brás do Suaçuí	3.329	49,06	1,82	0,00	49,12

Fonte: Autora, 2020. Adaptado de ANA (2013).

Verifica-se que apenas três dos municípios que se encontram inseridos totalmente na área de estudo possuem tratamento de esgoto. Todos os municípios possuem coleta de esgoto, sendo a média para a bacia de coleta sem tratamento de 63,64%.

5.1.10 Obtenção dos dados de entrada do modelo

O modelo matemático escolhido para o desenvolvimento do trabalho foi o QUAL-UFMG, adaptado por Von Sperling (2007) do modelo QUAL2E. A escolha do modelo se baseou na sua aplicação ao objetivo do trabalho e na disponibilidade de dados.

Foram simulados cinco parâmetros de qualidade da água ao longo do rio Maranhão, afluente da margem direita do rio principal, e de um trecho do rio Paraopeba, rio principal. A decisão de apresentar também a modelagem do rio Maranhão se baseou no fato de a maior concentração populacional estar localizada na região do afluente, com 212.963 habitantes, o que corresponde a 89% da população inserida na sub-bacia. Os parâmetros modelados foram: oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio total e suas frações (orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato), fósforo total e suas frações (orgânico e inorgânico) e *Escherichia coli* (*E. coli*).

5.1.11 Hipsometria, perfil longitudinal e declividade

Para gerar o mapa hipsométrico e o perfil longitudinal dos rios Maranhão e Paraopeba utilizou-se o MDE e o módulo *Spatial Analyst* do *Software* ArcGis versão 10.5. Os dados da tabela de atributos do perfil longitudinal foram extraídos para o *Software* Excel para a elaboração do gráfico.

Com base no gráfico do perfil longitudinal, foram definidos para o rio Maranhão 2 trechos e para o rio Paraopeba 3 trechos, que apresentaram uma similaridade na declividade. Para cada trecho, a declividade (i) foi calculada utilizando a equação 5.1, baseada no esquema da Figura 8 (BARROS, MOREIRA e RUDORFF, 2007).

$$i = \frac{dh}{dH} \quad (5.1)$$

Onde:

dh = diferença da altura BC (m);

dH = distância horizontal AC (m);

i = declividade (m/m).

5.1.12 Velocidade e profundidade

Para o cálculo da velocidade de escoamento e da profundidade, utilizou-se as equações 5.2 e 5.3.

$$v = aQ^b \quad (5.2)$$

$$H = cQ^d \quad (5.3)$$

onde:

v – velocidade média do rio (m/s);

H – profundidade média (m);

Q – vazão (m³/s); e

a, b, c, d – coeficientes de ajuste específicos de cada rio.

Os coeficientes *a*, *b*, *c* e *d*, foram encontrados com a solução da fórmula de Manning por meio de equações de ajustes, conforme Quadro 7.

Quadro 7: Fórmula de Manning e equações de ajustes para velocidade e profundidade.

Item	Símbolo	Fórmula
Profundidade	y (m)	
Área molhada	A (m ²)	A = (b+2y).y
Largura do fundo do canal	b (m)	
Declividade do trecho i	i (m/m)	
Declividade da parede lateral do canal Z	Z (m)	
Perímetro Molhado	P (m)	P = b+2y(1+Z ²) ^{0,5}
Raio Hidráulico	R _h (m)	R _h = A/P
Rugosidade	n	
Fórmula de Manning	Q (m ³ /s)	Q = (1/n).A. Rh ^(2/3) i ^{0,5}
Velocidade	U (m ³ /s)	U = Q/A
Largura a meio profundidade	B _{médio} (m)	B _{médio} = b+Zy
Largura no topo (nível de água)	B _{topo} (m)	B = b+2Z.y

Fonte: Autora, adaptado de Von Sperling, 2014a.

Com os resultados encontrados, foram construídos gráficos U em função de Q , e y em função de Q . Nos gráficos foram ajustadas as curvas multiplicativas do tipo $y = ax^b$, e com as equações obtidas foram encontrados os valores dos coeficientes. Foi realizado o mesmo procedimento para cada trecho encontrado no item anterior.

Os coeficientes para a resolução das equações de velocidade e profundidade 5.2 e 5.3, respectivamente, são apresentados na Tabela 2 abaixo.

Tabela 2: Coeficientes das equações de velocidade e profundidade para cada trecho dos rios Maranhão e Paraopeba.

Corpo Hídrico	Trecho	a	b	c	d
Rio Maranhão	Trecho 1	0,1497	0,6448	0,7230	0,3420
	Trecho 2	0,1314	0,6513	0,7271	0,3429
	Trecho 1	0,2414	0,6219	1,1831	0,3477
Rio Paraopeba	Trecho 2	0,0677	0,6566	0,5690	0,3377
	Trecho 3	0,0413	0,6593	0,5615	0,3366

Fonte: Autora (2021).

5.1.13 Vazão

Para a definição das vazões dos rios modelados, utilizou modelos ajustados para os corpos hídricos da sub-bacia, obtidos no Atlas Digital das Águas de Minas (Hidrotec). Os modelos ajustados para cada corpo hídrico da bacia são apresentados no Quadro 8. As áreas de drenagem foram obtidas por intermédio do *Software* ArcGIS 10.5. Por meio de consulta espacial no Hidrotec, foi possível também obter a vazão de cabeceira de cada rio.

Quadro 8: Modelos de vazão ajustados para os cursos hídricos da sub-bacia do alto Paraopeba.

Corpo hídrico	Modelo ajustado (m³/s)
Rio Principal	$Q_{7,10} = 0,0042 \times A^{0,9496}$
Tributários	$Q_{7,10} = 0,0042 \times A^{0,9500}$

Fonte: Autora, 2020. Adaptado de Hidrotec, 2011.

A vazão de cada curso hídrico que compõe a sub-bacia calculada pelos modelos ajustados da $Q_{7,10}$ para os corpos hídricos da sub-bacia do alto Paraopeba (Hidrotec) apresentados no Quadro 7. O resultado é apresentado na Tabela 3.

Tabela 3: Vazões dos cursos hídricos que compõe a sub-bacia do alto Paraopeba.

Curso hídrico	Área de drenagem (km²)	Vazão- rio/Q_{7,10} (m³/s)
Rio Paraopeba	3558	11,45
Rio Pequeri	88	0,25
Rio Maranhão	695	2,20
Ribeirão Soledade	10	0,74
Rio Preto	44	0,15
Córrego Mãe d'água	43	0,15
Córrego Maria-José	4	0,02
Rio Brumado	490	1,50
Rio Camapuã	1094	3,41

Fonte: Autora (2020). Adaptado de Hidrotec (2011).

As vazões de cabeceira, apresentadas na Tabela 4, foram adquiridas por meio de consulta espacial disponibilizadas pelo Hidrotec.

Tabela 4: Vazão de cabeceira dos cursos hídricos da sub-bacia do alto Paraopeba.

Corpo hídrico	Vazão de cabeceira (m³/s)
Rio Paraopeba	0,01000
Rio Pequeri	0,0072
Rio Maranhão	0,0078
Ribeirão Soledade	0,3612
Rio Preto	0,0590
Córrego Mãe d'água	0,0153
Córrego Maria-José	0,0014
Rio Brumado	0,2467
Rio Camapuã	0,0352

Fonte: Autora, 2020. Adaptado de Hidrotec, 2011.

A vazão incremental foi calculada conforme a equação abaixo:

$$q = \frac{Q_{esp} \cdot A_{incr}}{L} \quad (5.4)$$

Onde:

q = vazão incremental linear (L/s.km)

Q_{esp} = vazão específica (L/s.km²)

A_{incr} = área da bacia incremental (área de drenagem direta) no trecho considerado (km²)

L = comprimento do trecho com vazão incremental (km) (VON SPERLING, 2014a).

Os resultados das vazões incrementais, calculadas de acordo com a equação 5.4, são apresentados a seguir, na Tabela 5.

Tabela 5: Vazão incremental dos cursos hídricos da sub-bacia do alto Paraopeba.

Corpo hídrico	Área de drenagem (km ²)	Vazão do rio (m ³ /s)	Comprimento do rio (km)	Q _{esp} (L/s.km ²)	A _{incr} (km ²)	Q _{incr} (m ³ /s)
Rio Paraopeba	3558	11,45	110,00	3,22	2809	0,0082
Rio Pequeri	88	0,25	23,00	2,84	85	0,0011
Rio Maranhão	695	2,20	50,00	3,17	310	0,0020
Ribeirão Soledade	10	0,74	7,00	73,73	4,6	0,0048
Rio Brumado	490	1,50	25,00	3,06	336	0,0041

Fonte: Autora (2020).

5.1.14 Parâmetros cinéticos

A cinética é um importante fator na dinâmica dos rios, visto que a maioria das reações ocorre de forma lenta. A taxa de reação é o termo utilizado para descrever o desaparecimento ou a formação de um composto ou espécie química (VON SPERLING, 2014b). A seguir serão apresentados os valores típicos dos coeficientes utilizados nas principais reações da modelagem matemática.

Os coeficientes relacionados a remoção de DBO são: de desoxigenação (K_1), de decomposição (K_d) e de sedimentação (K_s). Os valores típicos para esses coeficientes estão apresentados no Quadro 9.

Quadro 9: Valores típicos dos coeficientes de remoção de DBO (K_1 , K_s e K_d) (base e, 20°C).

Origem	K_1	Rios rasos		Rios profundos	
	(laboratório)	K_d	K_s	K_d	K_s
Curso d'água recebendo esgoto bruto concentrado	0,35-0,45	0,50-1,00	0,10-0,35	0,35-0,50	0,05-0,20
Curso d'água recebendo esgoto bruto de baixa concentração	0,20-0,40	0,40-0,80	0,05-0,25	0,30-0,45	0,00-0,15
Curso d'água recebendo efluente primário	0,30-0,40	0,40-0,80	0,05-0,10	0,30-0,45	0,00-0,05
Curso d'água recebendo efluente secundário	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	-

Fonte: Autora (2020). Adaptado de Von Sperling (2014a).

O fenômeno de reaeração está relacionado com a reposição de oxigênio no corpo hídrico, e pode ser expresso pelo coeficiente de reaeração K_2 , que permite quantificar o processo de transferência de oxigênio da atmosfera para a água. O modelo QUAL-UFMG utiliza as equações apresentadas nos Quadros 10, 11 e 12, para calcular o coeficiente de reaeração, adotando como resultado o de menor valor entre eles.

Quadro 10: Valores de coeficientes K_2 (d^{-1}) segundo modelos baseados em dados hidráulicos do curso d'água (base e, 20°C).

Pesquisador	Fórmula	Faixa de aplicação aproximada
O'Connor & Dobbins (1958)	$3,9 \cdot v^{0,5} \cdot H^{-1,5}$	$0,6m \leq H < 4,0m$ $0,05 \text{ m/s} \leq v < 0,8 \text{ m/s}$
Churchill et al (1962)	$5,0 \cdot v^{0,97} \cdot H^{-1,67}$	$0,6m \leq H < 4,0m$ $0,8 \text{ m/s} \leq v < 1,5 \text{ m/s}$
Owens et al (apud Branco, 1978; Chapra, 1997)	$5,3 \cdot v^{0,67} \cdot H^{-1,85}$	$0,1m \leq H < 0,6m$ $0,05 \text{ m/s} \leq v < 1,5 \text{ m/s}$

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

Fonte: Von Sperling (2014a).

Quadro 11: Equações para estimativa do coeficiente K_2 , segundo Tsivoglou e Wallace.

Tipo de curso d'água	Vazão (m^3/s)	Equação para K_2
Rios pequenos	$0,03 \text{ m}^3/s < Q < 0,3 \text{ m}^3/s$	$K_2 = 31,6 \cdot v \cdot i$
Rios médios	$0,3 \text{ m}^3/s < Q < 8,5 \text{ m}^3/s$	$K_2 = 15,4 \cdot v \cdot i$

Notas: - v: velocidade do curso d'água (m/s); - i: declividade do rio (m/m)

Fonte: Von Sperling (2014a).

Quadro 12: Equações para estimativa do coeficiente K_2 , segundo Melching e Flores (1999).

Tipo de curso d'água	Vazão (m^3/s)	Equação para K_2
Rios com poços e corredeiras	$Q < 0,556 \text{ m}^3/s$	$K_2 = 517 \cdot (v \cdot i)^{0,524} \cdot Q^{-0,242}$
	$Q > 0,556 \text{ m}^3/s$	$K_2 = 596 \cdot (v \cdot i)^{0,528} \cdot Q^{-0,136}$
Rios com controle de canal	$Q < 0,556 \text{ m}^3/s$	$K_2 = 88 \cdot (v \cdot i)^{0,313} \cdot H^{-0,353}$
	$Q > 0,556 \text{ m}^3/s$	$K_2 = 142 \cdot (v \cdot i)^{0,333} \cdot H^{-0,660} \cdot B^{-0,243}$

Notas: - v: velocidade do curso d'água (m/s); - i: declividade do rio (m/m); - Q: vazão do rio (m^3/s); - B: largura do rio (m); - H: profundidade (m).

Fonte: Von Sperling (2014a).

O Quadro 13 e 14 apresentam os valores típicos dos coeficientes para a modelagem do fósforo e de *E. coli*, respectivamente.

Quadro 13: Valores típicos dos coeficientes do modelo de Fósforo em rios.

Símbolo	Descrição	Unidade	Valores intermediários do coeficiente (20°C)	Coefficiente de temperatura Θ (adimensional)
K_{spo}	Coef. de sedimentação do P orgânico	d^{-1}	0,02 a 0,05	1,024
K_{oi}	Coef. de conversão do P orgânico a P inorgânico	d^{-1}	0,2 a 0,3	1,047
S_{Pinorg}	Fluxo de liberação de P inorgânico pelo sedimento de fundo	$g/m^2 \cdot d$	0,0 a 0,2	1,074

Fonte: Von Sperling (2014a).

Quadro 14: Valores típicos dos coeficientes do modelo de Coliformes em rios.

Símbolo	Descrição	Unidade	Valores intermediários do coeficiente (20°C)	Coefficiente de temperatura Θ (adimensional)
K_b	Coef. de decaimento bacteriano	d^{-1}	0,5 a 1,5	1,07

Fonte: Von Sperling (2014a).

O Quadro 15 apresenta os valores típicos dos coeficientes de reação do ciclo de nitrogênio.

Quadro 15: Valores usuais dos coeficientes do modelo de Nitrogênio em rios.

Símbolo	Descrição	Uni.	Valores usuais do coeficiente (20°C)	Coefficiente de temperatura Θ (adimensional)
K_{so}	Coef. de sedimentação do N orgânico	d^{-1}	- Remansos: 0,10 - Rios lentos: águas naturais a moderadamente poluídas: 0,05; águas fortemente poluídas: 0,10 - Rios rápidos: águas naturais: 0,02; águas moderadamente poluídas: 0,05; águas fortemente poluídas: 0,10 - Corredeiras: 0,00	1,024
K_{oa}	Coef. de conversão do N orgânico em amônia	d^{-1}	0,20 a 0,25	1,047
K_{an}	Coef. de conversão da amônia a nitrito	d^{-1}	0,15 a 0,25	1,080
K_{nn}	Coef. de conversão do nitrito a nitrato	d^{-1}	- Cursos d'água profundos: 0,10 a 0,50 - Cursos d'água rasos: 0,20 a 1,00 ou mais - Segundo Thomanne Mueller: os valores de K_{an} são similares aos do coef. K_d (decomposição da DBO) incluindo a distinção entre rios rasos e profundos	1,047
S_{amon}	Fluxo de liberação de amônia pelo sedimento de fundo	$g/m^2 \cdot d$	0,00 a 0,50 (menores valores para rios rápidos e limpos)	1,074
f_{nitr}	Fator de correção do coeficiente de nitrificação em função do OD	-	$F_{nitr} = 1 - e^{-K_{nitrOD} \cdot OD}$	-
K_{nitrOD}	Coef. de inibição da nitrificação por baixo OD (equação de f_{nitr})	L/mg	0,60	-
RO_{2amon}	Relação entre o oxigênio consumido para cada unidade de amônia oxidada a nitrito	$mgO_2/mg N_{amon}$	3,2	-
RO_{2nitri}	Relação entre o oxigênio consumido para cada unidade de nitrito oxidado a nitrato	$mgO_2/mg N_{nitri}$	1,1	-

Fonte: Von Sperling (2014a).

5.1.15 Lançamento de esgotos domésticos

Segundo Von Sperling (2014b) os valores típicos de consumo de água per capita de população reportados na literatura (e considerados para esse trabalho) são apresentados no Quadro 16.

Quadro 16: Faixas de QPC (Quota per capita) utilizadas na modelagem.

Faixa da população (hab)	Consumo per capita - QPC (L/hab.d)
< 5000	90
5000 - 10000	100
10000 - 50000	110
50000 - 250000	120

Fonte: Autora, 2020. Adaptado de Von Sperling, 2014.

Com os valores de QPC (Quota Per Capita) apresentados no Quadro 15 e a população urbana de cada município, com uma taxa de retorno de 80% ($R=0,8$) e utilizando a equação 5.5 (VON SPERLING, 2014b) tem-se:

$$Q_{dméd} = \left(\frac{\text{Pop} \cdot \text{QPC} \cdot R}{1000} \right) (\text{m}^3/\text{d}) \quad (5.5)$$

5.1.16 Carga poluidora lançada

Os valores das cargas poluidoras lançadas no rio Paraopeba e nos tributários foram encontrados por meio da equação 5.6, utilizando os valores de concentrações apresentados no Quadro 17 (VON SPERLING, 2014b).

$$\text{carga (kg/d)} = \frac{\text{concentração (g/m}^3\text{)} \times \text{vazão (m}^3\text{/d)}}{1000 \text{ (g/kg)}} \quad (5.6)$$

Obs.: $\text{g/m}^3 = \text{mg/L}$

Quadro 17: Valores das concentrações dos parâmetros físicos e químicos de esgoto utilizados na modelagem matemática da sub-bacia do alto Paraopeba.

Parâmetro		DBO ₅	N Org	N Amon	Nitrito	Nitrato	P Org	P Inorg	<i>E. coli</i>
Concentração (mg/L)	Faixa	250 - 400	15 - 25	20 - 35	≈ 0	0 - 1	1 - 6	3 - 9	10 ⁶ - 10 ⁹
	Utilizado	300	20	25	0	0	1	3	10 ⁶

Fonte: Autora 2020. Adaptado de Von Sperling, 2014b.

5.1.17 Dados de qualidade da água

Os dados de qualidade utilizados na modelagem são provenientes das campanhas de monitoramento de qualidade da água do “Projeto Águas de Minas”, do Instituto Mineiro de

Gestão das Águas (IGAM). As campanhas são realizadas anualmente nos meses de janeiro, abril, julho e outubro, desde 1997.

Foram utilizados quatro pontos de monitoramento ao longo do rio Paraopeba e dois no rio Maranhão. Além destes, há ainda outros sete pontos localizados nos demais afluentes distribuídos pela área de estudo. Para a modelagem de qualidade da água, foram utilizados os dados dos anos de 2016 e 2017 para a calibração e 2018 e 2019 para a validação. As estações de monitoramento são as BP080 e BP084 no rio Maranhão e as estações BP022, BP027, BP029 e BP079 localizadas no rio Paraopeba. A Tabela 6 apresenta os valores médios utilizados na calibração e na validação da modelagem.

Tabela 6: Médias e desvio padrão (entre parênteses) dos dados da qualidade da água utilizados para a calibração e validação da modelagem matemática na sub-bacia do alto Paraopeba.

Estação	Período	DBO	OD	Nitrato	Nitrito	N amon	N org	Fósforo total	E. coli
BP022	Calibração 2016/2017	2,00 (0,00)	6,79 (1,00)	0,56 (0,24)	0,01 (0,01)	0,24 (0,13)	0,30 (0,15)	0,08 (0,03)	2,58x10 ⁴ (8,71x10 ³)
	Validação 2018/2019	2,09 (0,25)	7,35 (0,85)	0,86 (1,01)	0,01 (0,01)	0,24 (0,08)	0,33 (0,13)	0,04 (0,01)	2,23x10 ⁴ (3,22x10 ³)
BP027	Calibração 2016/2017	2,90 (1,26)	6,71 (0,69)	1,14 (0,43)	0,17 (0,08)	0,48 (0,43)	0,32 (0,18)	0,10 (0,08)	6,94x10 ³ (4,25x10 ³)
	Validação 2018/2019	2,99 (1,19)	7,16 (0,75)	1,45 (0,58)	0,13 (0,04)	0,64 (0,52)	0,34 (0,15)	0,13 (0,12)	1,36x10 ⁴ (7,83x10 ³)
BP029	Calibração 2016/2017	2,00 (0,00)	7,73 (0,78)	1,41 (0,59)	0,08 (0,05)	0,36 (0,38)	0,27 (0,12)	0,06 (0,04)	1,76x10 ³ (4,54x10 ³)
	Validação 2018/2019	2,00 (0,00)	8,00 (0,76)	1,49 (0,72)	0,05 (0,01)	0,13 (0,05)	0,49 (0,19)	0,06 (0,03)	2,94x10 ³ (2,26x10 ³)
BP079	Calibração 2016/2017	2,10 (0,26)	7,47 (1,06)	0,40 (0,19)	0,00 (0,00)	0,12 (0,02)	0,19 (0,15)	0,04 (0,01)	1,37x10 ³ (2,16x10 ³)
	Validação 2018/2019	2,00 (0,00)	8,01 (0,81)	0,40 (0,20)	0,00 (0,00)	0,14 (0,07)	0,31 (0,13)	0,02 (0,01)	9,70x10 ² (2,30x10 ³)
BP080	Calibração 2016/2017	6,27 (2,93)	5,33 (0,53)	1,75 (1,04)	0,41 (0,22)	2,24 (1,66)	0,63 (0,39)	0,14 (0,11)	3,20x10 ⁴ (8,27x10 ³)
	Validação 2018/2019	5,05 (1,28)	5,85 (0,47)	2,67 (1,66)	0,41 (0,15)	2,33 (1,89)	0,67 (0,20)	0,25 (0,24)	2,01x10 ⁴ (5,99x10 ³)
BP084	Calibração 2016/2017	11,59 (8,99)	2,29 (1,05)	0,78 (0,98)	0,06 (0,09)	4,59 (5,89)	0,50 (0,26)	0,45 (0,25)	1,80x10 ⁴ (6,50x10 ³)
	Validação 2018/2019	8,79 (6,62)	2,53 (1,14)	0,52 (0,41)	0,02 (0,01)	8,78 (5,78)	0,52 (0,27)	0,43 (0,46)	2,29x10 ⁴ (3,06x10 ³)

Fonte: Autora, 2020. Adaptado de IGAM (2020). *Para cálculo da *E. coli*, foi utilizada a média geométrica.

5.2 Modelagem do cenário atual, calibração e validação do modelo

Para a modelagem do cenário atual, foi realizado o levantamento dos municípios que fazem lançamentos de esgoto diretamente no rio Paraopeba e nos seus afluentes. Para tal, foi realizada consulta ao Atlas Esgoto da ANA (2017). Utilizou-se também o Software ArcGis, para definir os pontos de lançamentos, bem como a distância de cada ponto. Com essas informações, foi possível confeccionar o Diagrama Unifilar, que é a representação do sistema em estudo.

Foram criadas cinco planilhas a partir da Tributário1 para cada um dos principais afluentes da bacia que recebem lançamento de esgotos, além da planilha para o rio principal, o rio Paraopeba. Os dados dos parâmetros hidráulicos e de qualidade da água foram inseridos nas planilhas nos campos correspondentes, e, dessa forma, foi realizada a modelagem do cenário atual.

A partir da modelagem do cenário atual, foi feita a calibração do modelo, que consistiu em ajustar os parâmetros e coeficientes das equações para que as características físicas, químicas e biológicas do rio fossem representadas mais próximo da realidade, ou seja, aproximando os resultados da modelagem aos dados reais medidos. Para a calibração e validação, foi utilizado o método de obtenção da Raiz da Média dos Erros ao Quadrado – RMEQ (Fórmula 5.7), que apresenta um bom comportamento estatístico proporcionando uma medição direta do erro do modelo (VON SPERLING, 2014a). Foi utilizado também o recurso Solver do Excel, para otimizar o ajuste do modelo. Os dados de monitoramento de qualidade de água do IGAM utilizados são referentes aos anos de 2016 e 2017.

$$\text{RMEQ} = \sqrt{\frac{\sum(Y_{\text{obs}} - Y_{\text{est}})^2}{n}} \quad 5.7$$

Onde:

Y_{obs} = valor observado

Y_{est} = valor estimado

n = número de dados

A validação buscou confirmar os ajustes dos coeficientes e dos parâmetros obtidos na calibração do modelo. Para a validação foram utilizados os dados de monitoramento de qualidade de água do IGAM referentes aos anos de 2018 e 2019.

5.3 Análise de Incerteza e de Sensibilidade

A análise de incerteza foi realizada por meio da simulação Monte Carlo que consiste na execução de um elevado número de simulações (ex.: 500, 1000). O número de rodadas deve ser maior, quanto mais complexo for o modelo e maior o número de dados de entrada. Em cada corrida do modelo, é selecionado um conjunto diferente de valores dos dados de entrada sobre os quais existe a incerteza. Cada valor é gerado aleatoriamente, segundo uma distribuição e dentro de uma faixa ou critérios pré-especificados. Os resultados obtidos posteriormente são analisados estatisticamente, gerando resultados em termos de probabilidade e subsidiando a análise de sensibilidade (VON SPERLING, 2014a).

Em cada uma das rodadas do modelo, o dado de entrada onde haja incerteza deve ser gerado aleatoriamente segundo uma distribuição. Para a geração aleatória dos dados de entrada, duas distribuições de frequência geralmente utilizadas são a uniforme e a normal. Neste trabalho foi utilizada a distribuição uniforme e para realizar a simulação de Monte Carlo, foi utilizada uma planilha do Excel (VON SPERLING, 2014a).

A cada rodada do modelo, teve-se um conjunto de dados de entrada, sobre os quais se teve incerteza, com os quais foram feita a simulação, obtendo-se os dados de saída de forma convencional, e assim sucessivamente até completar o número de rodadas determinado, que para este trabalho foram 1000 rodadas. Assim, obteve-se 1000 conjuntos de dados de entrada e de saída. Com os conjuntos obtidos, realizou-se as análises estatísticas.

Foram realizadas duas simulações para cada rio em estudo. Para o rio Maranhão, foram simuladas as condições na posição dos dois pontos de monitoramento existentes no rio, já para o rio Paraopeba, foram utilizados os dois últimos pontos de monitoramento como referência.

A análise de sensibilidade possibilita avaliar o grau de influência de dados de entrada no resultado do modelo e assim, definir em quais parâmetros do modelo os recursos técnicos e financeiros devem ser investidos. De acordo com Von Sperling (2014a), em países como o Brasil, onde a disponibilidade de recursos é limitada, torna-se fundamental otimizar a sequência de obtenção dos dados, de modo a eliminar qualquer preciosismo desnecessário que não traga resultado prático.

Para o presente trabalho foi realizada a análise de sensibilidade informal, na qual rodou-se o modelo com valores diferentes para os dados de entrada: vazão, coeficiente de decomposição, coeficiente de sedimentação, coeficiente de reaeração e temperatura. Foi feita uma variação nos valores originais da calibração para cada dado de entrada de +/- 10, 20 e 30%, tendo como referência de saída do modelo o resultado do RMEQ.

5.4 Simulação de cenários futuros

Os cenários simulados tiveram como referência o Atlas Esgoto da ANA (2017) que contempla o diagnóstico do esgotamento sanitário no Brasil, com destaque para suas implicações na qualidade dos corpos d'água receptores, os investimentos necessários de tratamento e a proposta de diretrizes e estratégia integrada para a realização das ações. O Atlas Esgoto tem como horizonte o ano de 2035, e avalia a remoção de carga orgânica requerida (DBO) compatibilizando a solução proposta com a qualidade da água dos corpos receptores com os usos mais exigentes.

De acordo com o Atlas, apenas três municípios que integram a sub-bacia possuem tratamento de efluentes, conforme apresentado no Quadro 18.

Quadro 18: Municípios da sub-bacia do alto Paraopeba que possuem tratamento de efluentes.

Município	População total (2013)	População atendida	Índice de atendimento (%)	Processo de referência	Eficiência adotada (%)
Conselheiro Lafaiete	117.724	46.756	40	Reator Anaeróbio + Filtro Aeróbio + Decantador	88
Ouro Branco	33.602	23.564	70	Lagoa Anaeróbia + Lagoa Facultativa	75
Queluzito	880	880	100	Reator Anaeróbio	60

Fonte: Autora (2020). Adaptado de ANA (2017).

O primeiro cenário proposto para a simulação utiliza as informações apresentadas pelo Atlas Esgoto e as projeções populacionais para o ano de 2035. Contempla a implantação de tratamento de efluentes para os municípios de Conselheiro Lafaiete, Ouro Branco e Congonhas, que detém a maior concentração populacional da região e estão inseridos na sub-bacia do rio Maranhão. Para a remoção de DBO, utilizou-se a eficiência adotada por ANA (2017). Para a remoção de outras variáveis foram utilizados dados informados por Von Sperling (2014b) baseados nos processos de tratamento sugeridos no Atlas Esgoto.

O segundo cenário proposto para a simulação contempla a implantação de tratamento de efluentes, conforme previsto no Atlas, para todos os municípios inseridos na sub-bacia. O

Quadro 19 apresenta as proposições para o tratamento de cada município inserido na área. Já o Quadro 20, apresenta as eficiências de remoção sugeridas e adotadas.

Quadro 19: Proposta de remoção de carga orgânica sugerida (DBO) pelo Atlas Esgoto ANA (2017) para o ano de 2035, para os municípios da sub-bacia do alto Paraopeba.

Município	População 2035	População atendida	Índice de atendimento	Processo de referência
Belo Vale	3.837	3.453	90	Reator Anaeróbio
Congonhas	57.623	51.861	90	Reator anaeróbio + Filtro Biológico Percolador + Decantadores Secundários
Conselheiro Lafaiete	131.081	120.813	92,2	Reator anaeróbio + Filtro Biológico Percolador + Decantadores Secundários
Cristiano Ottoni	4.838	4.354	90	Lagoa Anaeróbia + Facultativa + Maturação
Entre Rios de Minas	13.089	11.780	90	Lagoa Anaeróbia + Facultativa + Maturação
Jeceaba	3.094	2.785	90	Reator Anaeróbio
Moeda	2.593	2.334	90	Reator Anaeróbio
Ouro Branco	39.281	23.564	92,4	Lodos Ativados
Queluzito	1.395	569	100	Reator anaeróbio
		451		Lagoa anaeróbia + Lagoa facultativa
		75		Reator anaeróbio
		75		Reator anaeróbio
		75		Reator anaeróbio
		75		Reator anaeróbio
São Brás do Suaçuí	3.710	3.339	90	Reator Anaeróbio

Fonte: Autora (2020). Adaptado de ANA (2017); *Von Sperling (2014).

Quadro 20: Eficiência média de remoção e Eficiência adotada para a simulação de cenários dos municípios do alto Paraopeba na modelagem.

Município	Eficiência média de remoção					Eficiência adotada				
	DBO (%)	Amônia-N (%)	N total (%)	P total (%)	Coliformes (und. log.)	DBO (%)*	Amônia-N (%)	N total (%)	P total (%)	Coliformes (und. log.)
Belo Vale	60-75	< 50	< 60	< 35	≈ 1	60	50	60	35	1
Congonhas	80-93	< 50	< 60	< 35	1 - 2	90	50	60	35	2
Conselheiro Lafaiete	80-93	< 50	< 60	< 35	1 - 2	90	50	60	35	2
Cristiano Ottoni	80-85	50-65	50-65	> 50	3 - 5	80	60	60	50	4
Entre Rios de Minas	80-85	50-65	50-65	> 50	3 - 5	80	60	60	50	4
Jeceaba	60-75	< 50	< 60	< 35	≈ 1	60	50	60	35	1
Moeda	60-75	< 50	< 60	< 35	≈ 1	60	50	60	35	1
Ouro Branco	75-85	> 80	< 60	< 35	1 - 2	90	80	60	35	2
Queluzito	60-75	< 50	< 60	< 35	≈ 1	60	50	60	35	1
	75-85	< 50	< 60	< 35	1 - 2	75	50	60	35	1
	60-75	< 50	< 60	< 35	≈ 1	60	50	60	35	1
	60-75	< 50	< 60	< 35	≈ 1	60	50	60	35	1
	60-75	< 50	< 60	< 35	≈ 1	60	50	60	35	1
	60-75	< 50	< 60	< 35	≈ 1	60	50	60	35	1
São Brás do Suaçuí	60-75	< 50	< 60	< 35	≈ 1	60	50	60	35	1

Fonte: Autora, 2020. Adaptado de Von Sperling (2014). *Atlas Esgoto ANA(2017).

5.5 Análise estatística multivariada

Os dados de qualidade da água utilizados na análise estatística multivariada, foram obtidos da série histórica das campanhas de monitoramento de qualidade da água do “Projeto Águas de Minas”, do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM). A escolha dos pontos de monitoramento, das variáveis de qualidade da água e do período de análise, se baseou na consistência das informações, ou seja, foram selecionados os pontos e variáveis que continham o maior número de dados, já que os dados faltantes podem interferir no resultado das análises estatísticas. Dessa forma, foram selecionados oito pontos de monitoramento de qualidade da água, sendo quatro no rio Paraopeba, dois no rio Maranhão, um no rio Brumado e um no rio Camapuã. As variáveis utilizadas foram cloreto total, coliformes totais, condutividade elétrica, DBO, DQO, ferro dissolvido, fósforo total, manganês, nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico, OD, pH, sólidos dissolvidos totais, sólidos em suspensão totais, sólidos totais, temperatura e turbidez totalizando dezenove variáveis. O período selecionado foi dos anos de 2008 a 2011 e 2016 a 2019. Antes do ano de 2008 há uma significativa ausência de dados, e entre os anos de 2012 a 2015, não há dados de monitoramento.

Os dados foram organizados em uma planilha do Excel e primeiramente submetidos a uma análise estatística descritiva, para calcular a média e o desvio padrão de cada variável por estação de monitoramento. Em seguida foi realizada a normalização dos dados para as análises estatísticas multivariadas, conforme realizado por Calijuri *et al.* (2012), que adotaram uma escala de 0 a 100 e normalizaram os valores usando os valores mínimo e máximo obtidos para cada variável, de acordo com a equação 5.8 a seguir:

$$Y_{ij} = [(X_{i,j} - X_{\min}) / (X_{\max} - X_{\min})] \times (Y_{\max} - Y_{\min}) \quad (5.8)$$

Onde Y_{ij} é o j -ésimo valor da variável padronizada, X_{ij} é a j -ésima observação da i -ésima variável, X_{\max} são os valores máximos encontrados para cada variável, X_{\min} são os valores mínimos encontrados para cada variável, Y_{\max} e Y_{\min} são os valores máximos e mínimos adotados na padronização (neste caso, 100 e 0).

As análises de componentes principais e de cluster foram realizados no Software R versão 4.0.2, utilizando os módulos FactoMineR e Cluster fornecidos pelo R.

A seleção das componentes principais ocorreu conforme Guedes *et al.* (2012), em que a porcentagem acumulada da variância total entre 70 e 90% pode oferecer uma ideia razoável da representação da variância original. Os coeficientes das variáveis em cada componente

principal podem ser classificados como forte ($> 0,75$), moderado ($0,75$ a $0,50$), ou fraco ($< 0,50$) (CALIJURI *et al.*, 2012; GUEDES *et al.*, 2012). Para este trabalho, adotou-se o valor mínimo de $0,75$ para selecionar as principais variáveis de cada componente, com exceção das componentes CP3 e CP4, onde foi adotado o valor mínimo de $0,65$, pois não apresentaram valores maiores que o adotado.

Para a análise de Cluster foi utilizado o método aglomerativo hierárquico, utilizando a distância euclidiana, medida de similaridade que primeiramente agrupa os objetos individuais, em seguida os outros objetos são agrupados gradativamente considerando a similaridade com os objetos anteriores, até que formem um único grande grupo. Os grupos são separados por meio das distâncias calculadas com base na diferença entre os vetores das amostras e dessa forma, indicando o nível de similaridade apresentado na análise. Os resultados da AC são apresentados geralmente por um dendrograma, imagem que representa os clusters permitindo visualizar as similaridades entre eles (PINTO *et al.*, 2019).

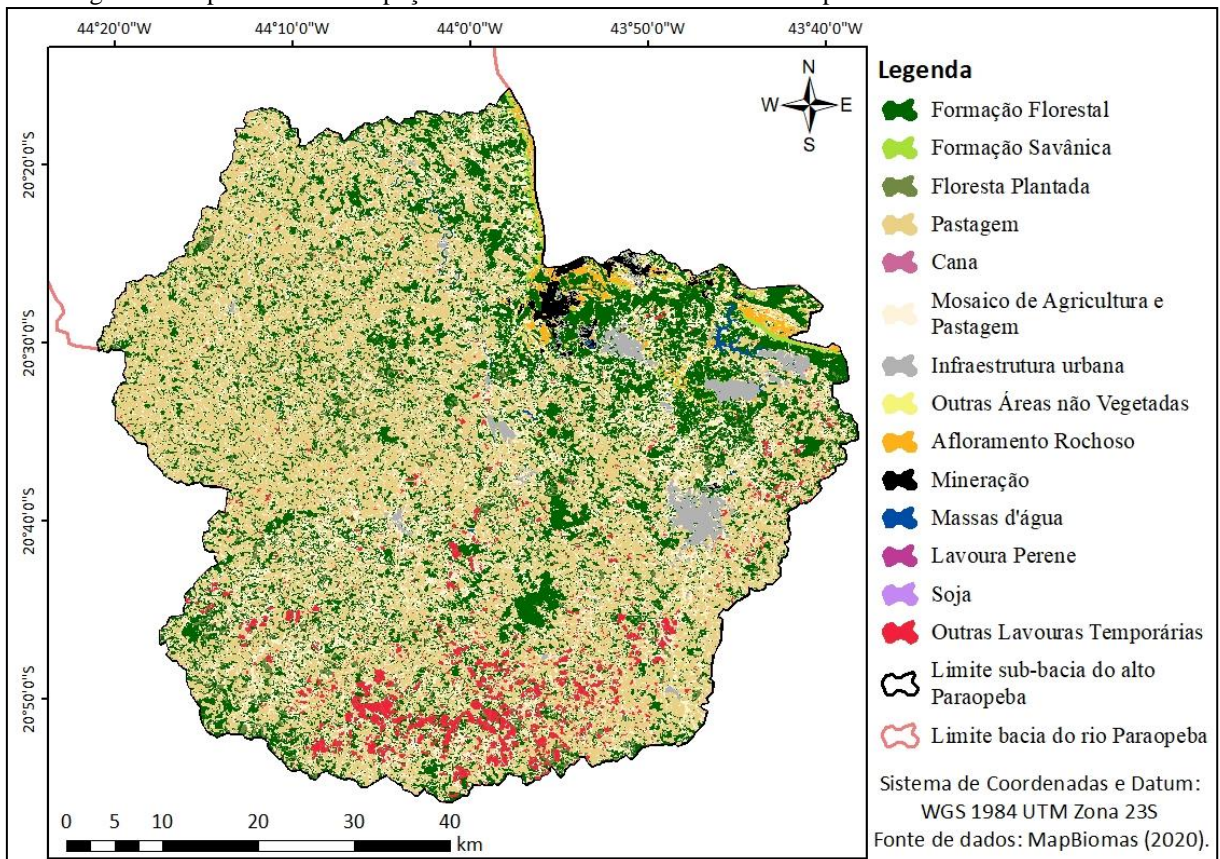
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Uso e ocupação do solo

Segundo Menezes *et al.* (2016) os padrões de uso do solo têm importante influência sobre a qualidade da água (superficial e subterrânea) e os ecossistemas aquáticos dentro de uma bacia hidrográfica. Os autores ainda afirmam que diversos problemas relacionados com a qualidade da água são decorrentes do mau uso do solo; como, por exemplo, o uso e manejo da terra pela agricultura, que influencia as concentrações de nutrientes na água, como o nitrogênio e o fósforo. Já em áreas urbanas e industriais, o uso e ocupação do solo podem ser associados a poluição orgânica, metais pesados e nutrientes.

Sendo assim, a caracterização do uso e ocupação do solo se mostra relevante na identificação de fontes de poluição em uma determinada área. A Figura 8 apresenta o mapa de uso e ocupação do solo da sub-bacia do alto Paraopeba.

Figura 8: Mapa de Uso e Ocupação do Solo da sub-bacia do alto Paraopeba referente ao ano de 2019.



Fonte: Autora (2021).

Conforme mostra a Tabela 7, a maior parte da área da bacia é ocupada por pastagem (49,28%) e agricultura/pastagem (22,35%). De forma menos predominante, têm-se lavouras perenes, de soja e cana, que juntas somam 0,006% da área. As áreas urbanas compreendem o total de 2,44% da cobertura do solo.

Tabela 7: Composição das classes de uso e ocupação do solo na sub-bacia do alto Paraopeba.

Descrição	Área (km ²)	Composição (%)
Pastagem	1753,64	49,28
Mosaico de Agricultura e Pastagem	795,23	22,35
Formação Florestal	625,66	17,58
Infraestrutura urbana	86,80	2,44
Outras Lavouras Temporárias	83,19	2,34
Floresta Plantada	76,47	2,15
Afloramento Rochoso	56,07	1,58
Formação Savânica	28,49	0,80
Mineração	27,93	0,78
Massa d'água	13,48	0,38
Outra Área não vegetada	11,53	0,32
Lavoura Perene	0,17	0,005
Soja	0,04	0,001
Cana	0,01	0,0001

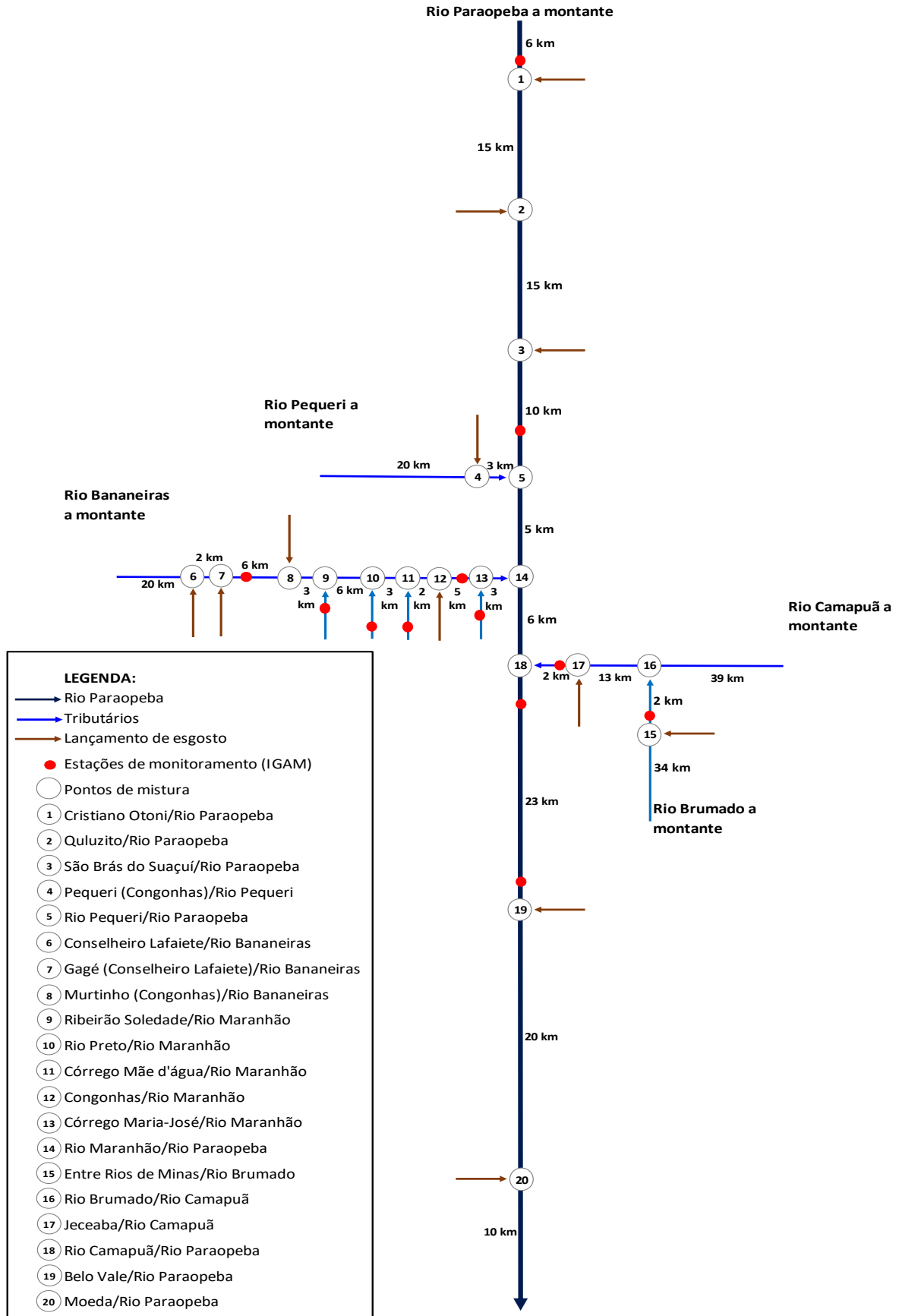
Fonte: Autora, 2020. Adaptado de MapBiomias, 2019.

A área de pastagem é distribuída por toda a sub-bacia. De acordo com os dados da “Pesquisa da Pecuária Municipal” do IBGE, no ano de 2019, havia um rebanho de aproximadamente 497 mil cabeças de criação (considerando rebanhos bovino, bubalino, equino, caprino, ovino, suíno, galináceo e de codorna). E de acordo com dados da “Produção Agrícola Municipal”, para o ano de 2019, as principais culturas da região foram soja, cana-de-açúcar, feijão, milho, mandioca, batata e tomate. As áreas de lavouras temporárias se concentram mais ao sul da sub-bacia, já a área do mosaico de agricultura e pastagem se distribuem por toda a sub-bacia.

6.2 Dados de entrada do modelo QUAL-UFMG

Inicialmente foi elaborado o diagrama unifilar do trecho do rio Paraopeba em estudo, com a representação do rio principal e seus afluentes. No diagrama foram informados os pontos de monitoramento de qualidade da água, os pontos de lançamento de esgoto e os pontos de mistura. A Figura 9 a seguir, apresenta o diagrama unifilar do rio Paraopeba.

Figura 9: Diagrama unifilar do rio Paraopeba no trecho da sub-bacia do alto Paraopeba.

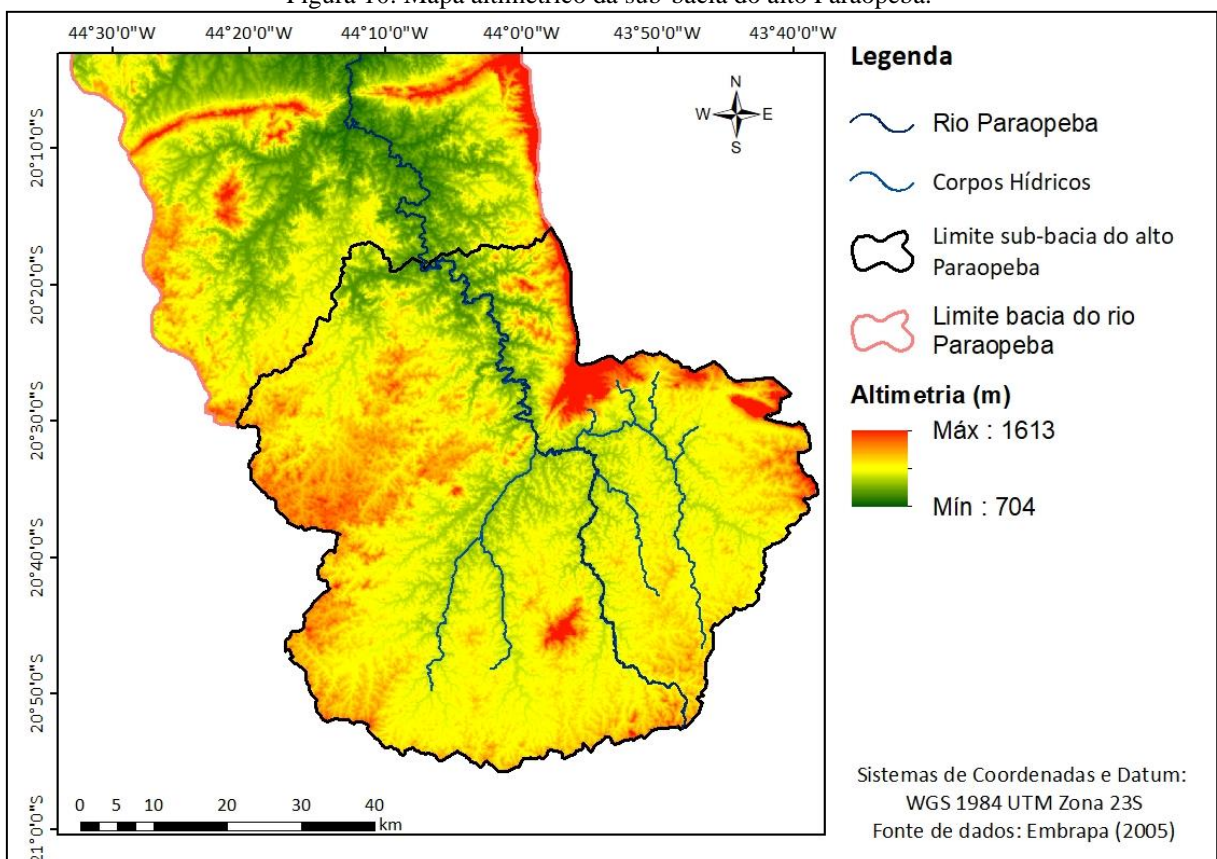


Fonte: Autora (2020).

Observa-se por meio do diagrama unifilar a identificação de doze pontos de monitoramento de qualidade da água, sendo quatro no rio principal e oito nos afluentes. Ainda, doze pontos de lançamento de esgotos, e vinte pontos de mistura do lançamento de esgoto nos corpos hídricos e do encontro dos afluentes com os rios principais. Dos nove municípios que lançam efluentes no rio Paraopeba ou em seus afluentes, apenas os municípios de Queluzito, Conselheiro Lafaiete e Ouro Branco, representados pelos pontos 2, 6 e 9, respectivamente, possuem estação de tratamento de esgoto.

O relevo da bacia hidrográfica influencia os fatores meteorológicos e hidrológicos, pois a velocidade do escoamento superficial é determinada pela declividade do terreno, já a temperatura, a precipitação e a evaporação ocorrem em função da altitude da bacia. A topografia do terreno é também determinante nos processos de transporte de materiais (GALVÍNCIO *et al.*, 2006). O mapa altimétrico da sub-bacia é apresentado na Figura 10. As altitudes na área variam de 704 m a 1613 m. O rio Paraopeba nasce a uma altitude de 1018 m, e o final do trecho em estudo está a uma altitude de 780 m.

Figura 10: Mapa altimétrico da sub-bacia do alto Paraopeba.



Fonte: Autora, 2021.

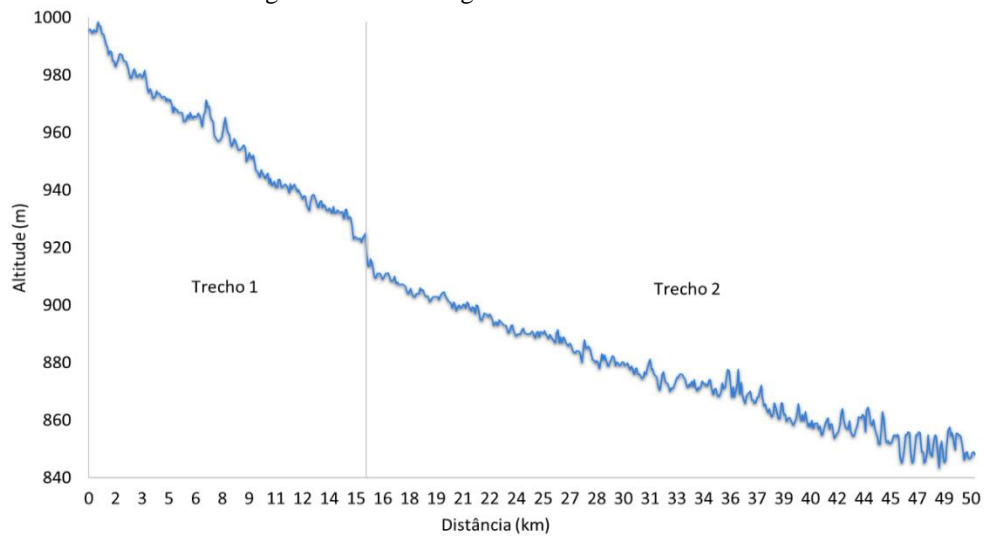
A partir do MDE, foram gerados os perfis longitudinais dos rios apresentados nas Figuras 11 e 12. A declividade do rio Maranhão foi calculada considerando dois trechos e do rio Paraopeba três trechos semelhantes, em seguida foi calculada a declividade para cada trecho. Os resultados das declividades são apresentados na Tabela 8.

Tabela 8: Declividade de cada trecho em m/m.

Corpo Hídrico	Trecho	Intervalo	Declividade (m/m)
Rio Maranhão	Trecho 1	da nascente até o km 16	0,0051
	Trecho 2	do km 16 até o km 50	0,0020
Rio Paraopeba	Trecho 1	da nascente até o km 6	0,0072
	Trecho 2	do km 6 até o km 55	0,0029
	Trecho 3	do km 55 até o km 110	0,0010

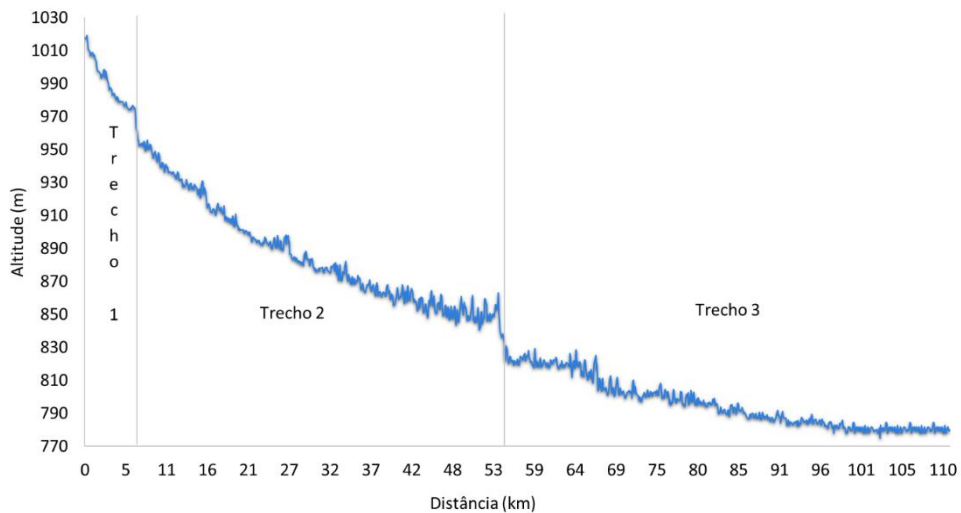
Fonte: Autora (2021).

Figura 11: Perfil longitudinal do rio Maranhão.



Fonte: Autora (2021).

Figura 12: Perfil longitudinal do rio Paraopeba.



Fonte: Autora (2021).

Observa-se pelos resultados apresentados na Tabela 8, que os primeiros trechos de cada rio apresentam maior declividade, sendo a do rio Maranhão 0,0051 m/m e do rio Paraopeba uma declividade de 0,0072 m/m, a maior em toda a área de estudo. A maior declividade ocorre na região da cabeceira da sub-bacia, e a menor de 0,0010 m/m, é encontrada no rio Paraopeba, ao final do trecho em estudo. A declividade apresentada na área de estudo pode contribuir com o escoamento superficial e com o carreamento de solo em áreas com pouca ou sem cobertura vegetal.

A Tabela 9 a seguir apresenta os resultados da equação 5.5 para o lançamento de esgotos dos municípios inseridos na sub-bacia. Foram utilizados dados da população referente ao ano de 2019, disponíveis no SNIS.

Tabela 9: Estimativa da vazão de lançamento de esgoto pelos municípios da sub-bacia do alto Paraopeba para o ano de 2019.

Município	População Urbana (2019)*	QPC	R	Lançamento (m ³ /s)	Lançamento (m ³ /d)	Lançamento (L/s)
Belo Vale	3.373	90	0,8	0,0028	242,86	2,81
Congonhas (Sede)	50.141	120	0,8	0,0557	4.813,54	55,71
Congonhas (Joaquim Murinho)	4.131	90	0,8	0,0034	297,43	3,44
Congonhas (Pequeri)	490	90	0,8	0,0004	35,28	0,41
Conselheiro Lafaiete	122.299	120	0,8	0,1359	11.740,70	135,89
Gagé (Conselheiro Lafaiete)	500	90	0,8	0,0004	36,00	0,42
Cristiano Ottoni	4.275	90	0,8	0,0036	307,80	3,56
Entre Rios de Minas	10.610	110	0,8	0,0108	933,68	10,81
Jeceaba	2.720	90	0,8	0,0023	195,84	2,27
Moeda	1.877	90	0,8	0,0016	135,14	1,56
Ouro Branco	35.402	110	0,8	0,0361	3.115,38	36,06
Queluzito	883	90	0,8	0,0007	63,58	0,74
São Brás do Suaçuí	3.329	90	0,8	0,0028	239,69	2,77

Fonte: Autora, 2021. *SNIS, 2019.

Os municípios de maior porte (Conselheiro Lafaiete, Congonhas, Ouro Branco e Entre Rios de Minas) apresentaram maiores contribuições na vazão de lançamento de esgoto. Enquanto a menor contribuição foi do município de Queluzito, que apresentou a menor população para o referido ano. Com a resolução da equação 5.6, utilizando os valores das concentrações adotados informados no Quadro 16, chegou-se às cargas poluidoras de cada ponto de lançamento de esgoto da sub-bacia, conforme apresentado na Tabela 10. A variação das cargas poluidoras se relacionou com as vazões do esgoto, apresentadas na Tabela 9, que por sua vez, são influenciadas pelo porte do município. Sendo assim, os municípios com maior porte apresentaram valores maiores das cargas poluidoras, como Conselheiro Lafaiete, Congonhas e Ouro Branco, ambos inseridos na sub-bacia do rio Maranhão.

Tabela 10: Estimativa de cargas poluidoras lançadas pelos municípios da sub-bacia do alto Paraopeba para o ano de 2019.

Município	População Urbana (2019)*	Carga DBO (kg/dia)	Carga N orgânico (kg/dia)	Carga N amoniacal (kg/dia)	Carga Nitrito (kg/dia)	Carga Nitrato (kg/dia)	Carga P orgânico (kg/dia)	Carga P inorgânico (kg/dia)	Carga <i>E. coli</i> (kg/dia)
Belo Vale	3.373	134,92	8,43	11,81	-	-	0,67	0,84	3,37x10 ⁹
Congonhas	50.141	2.005,64	125,35	175,49	-	-	10,03	12,54	5,01x10 ¹⁰
Congonhas (Joaquim Murtinho/Alto Maranhão)	4.131	165,24	10,33	14,46	-	-	0,83	1,03	4,13x10 ⁹
Congonhas (Pequeri)	490	19,60	1,23	1,72	-	-	0,10	0,12	4,90x10 ⁸
Conselheiro Lafaiete	122.799	4.911,96	307,00	429,80	-	-	24,56	30,70	1,23x10 ¹¹
Cristiano Ottoni	4.275	171,00	10,69	14,96	-	-	0,86	1,07	4,28x10 ⁹
Entre Rios de Minas	10.610	424,40	26,53	37,14	-	-	2,12	2,65	1,06x10 ¹⁰
Jeceaba	2.720	108,80	6,80	9,52	-	-	0,54	0,68	2,72x10 ⁹
Moeda	1.877	75,08	4,69	6,57	-	-	0,38	0,47	1,88x10 ⁹
Ouro Branco	35.402	1.416,08	88,51	123,91	-	-	7,08	8,85	3,54x10 ¹⁰
Queluzito	883	35,32	2,21	3,09	-	-	0,18	0,22	8,83x10 ⁸
São Brás do Suaçuí	3.329	133,16	8,32	11,65	-	-	0,67	0,83	3,33x10 ⁹

Fonte: Autora, 2020. *SNIS, 2020.

6.3 Modelagem do cenário atual, calibração e validação do modelo

Os coeficientes calibrados com auxílio da ferramenta Solver do Excel para a modelagem do rio Maranhão e rio Paraopeba são apresentados na Tabela 11.

Tabela 11: Valores dos coeficientes calibrados com a ferramenta Solver do Excel para a modelagem dos rios Maranhão e Paraopeba.

Coeficiente	Valor utilizado	
	Rio Maranhão	Rio Paraopeba
K_1	0,40	0,45
K_d	0,45	0,50
K_s	0,20	0,05
K_{so}	0,10	0,10
K_{oa}	0,40	0,25
K_{an}	0,15	0,25
K_{nn}	0,15	0,20
K_{spo}	0,05	0,05
K_{oi}	0,30	0,30
K_b	0,05	1,25

Fonte: Autora (2020).

Lima *et al.* (2018) alcançaram o mesmo valor de 0,45 para o coeficiente K_1 , na modelagem da Bacia Hidrográfica do Açude Acarape do Meio, que se deu devido a presença de ETEs que se comportaram como fontes pontuais de poluição cujos efluentes estão fora das normas estabelecidas pela Resolução CONAMA nº 430/2011. No caso dos rios Maranhão e Paraopeba, os valores de K_1 podem também estar associados a ineficiência das ETEs existentes, bem como a ausência de tratamento na maioria dos municípios da sub-bacia, já que os valores de K_1 calibrados, de 0,40 e 0,45 para os rios Maranhão e Paraopeba, respectivamente, estão dentro das faixas de lançamento de esgoto de baixa concentração (0,30-0,40) e esgoto bruto concentrado (0,35-0,45). As mesmas faixas se aplicam aos valores calibrados de K_d e K_s (VON SPERLING, 2014a).

A calibração e validação do modelo foram realizadas pelo método RMEQ, e a Tabela 12 apresenta os resultados do índice para os rios Maranhão e Paraopeba. O índice RMEQ avalia a diferença entre os valores observados e estimados, e quanto mais próximo de zero o resultado, maior a semelhança entre eles.

Tabela 12: Resultado do índice RMEQ para a calibração e validação do modelo para os rios Maranhão e Paraopeba.

Parâmetro	Rio Maranhão		Rio Paraopeba	
	Calibração	Validação	Calibração	Validação
DBO	1,42	2,46	0,26	0,28
OD	1,51	1,43	0,70	0,97
Nitrato	1,50	0,85	0,24	0,16
Nitrito	0,43	0,37	0,20	0,23
N amon	0,99	3,64	0,13	0,17
N org	1,41	0,92	0,08	0,20
Fósforo	0,38	0,35	0,04	0,04
<i>E. coli</i>	170,06	24970,28	3868,91	1853,09

Fonte: Autora (2021).

Na calibração e validação do rio Maranhão, fósforo e nitrito apresentaram os menores resultados, de 0,38 e 0,43 para a calibração e 0,35 e 0,37 para a validação, respectivamente. Os maiores valores foram do OD com 1,51 e nitrato com 1,50. Já na validação, as variáveis que apresentaram os maiores índices foram nitrogênio amoniacal com 3,64 e DBO com 2,46. Os resultados do índice para o rio Maranhão mostram que os dados observados e simulados apresentaram menores semelhanças. A existência de mais pontos de monitoramento ao longo do rio poderia contribuir para uma melhor calibração do modelo.

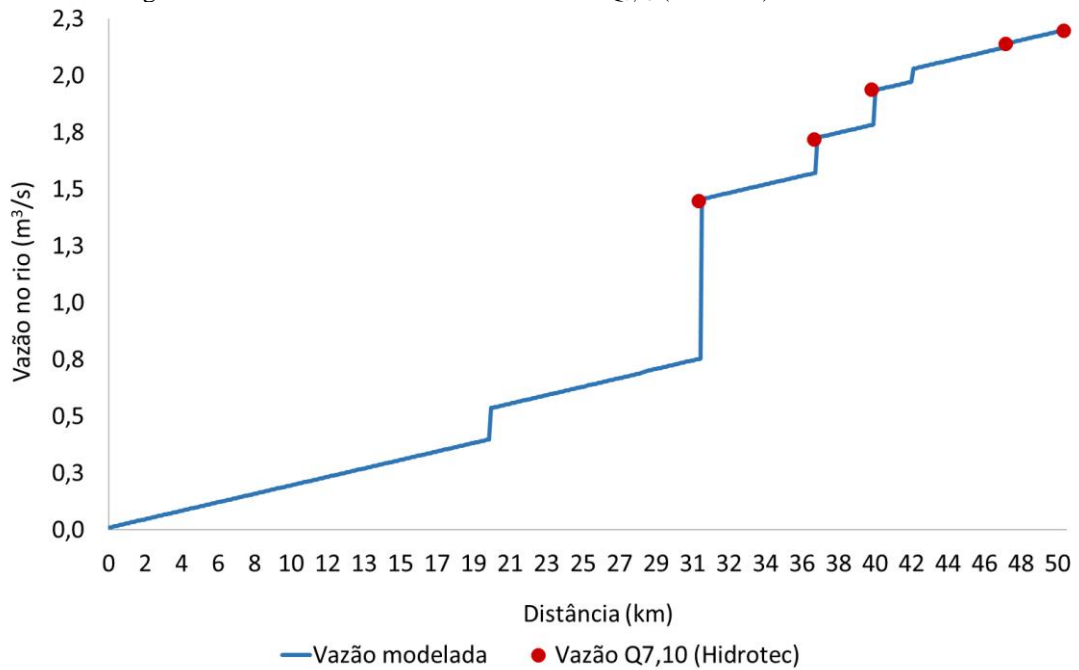
Para o rio Paraopeba, os resultados encontrados foram menores em relação aos obtidos para o rio Maranhão. Tanto para a calibração quanto a validação, o menor valor foi de 0,04 para a variável fósforo. A variável que apresentou o maior valor do índice foi o OD, com 0,70 na calibração e 0,97 na validação. Para ambos os cursos hídricos a modelagem da *E. coli* superestimou os resultados para o índice utilizado.

As Figuras 13 e 14 apresentam a modelagem da vazão para o rio Maranhão e rio Paraopeba. As vazões modeladas foram comparadas com vazões $Q_{7,10}$ disponíveis no Hidrotec, nos pontos de encontro entre os afluentes com os rios.

O perfil de vazão do rio Maranhão apresenta o principal aumento de vazão no primeiro ponto indicado pela $Q_{7,10}$ (Hidrotec) ponto onde o Ribeirão Soledade desagua no rio.

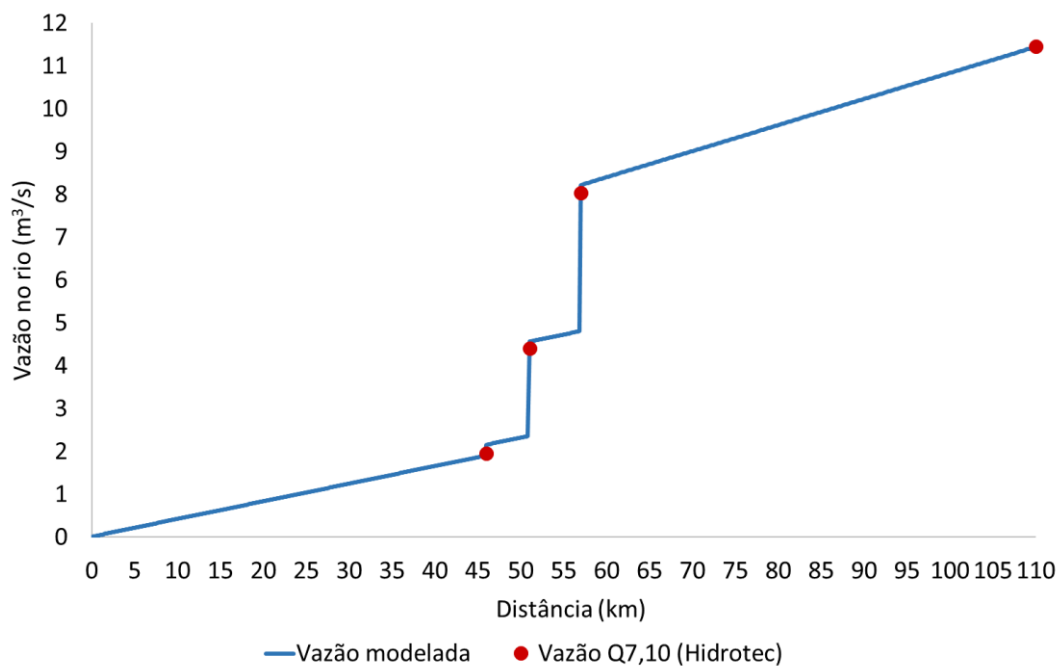
No rio Paraopeba, há três pontos principais de acréscimo de vazão. No segundo ponto, por volta do km 51 e no terceiro ponto, no km 58, são onde os rios Maranhão e Camapuã, respectivamente, se encontram com o rio Paraopeba, como mostrado no Diagrama Unifilar na Figura 9.

Figura 13: Perfil da vazão modelada x vazão $Q_{7,10}$ (Hidrotec) do rio Maranhão.



Fonte: Autora (2021).

Figura 14: Perfil da vazão modelada x vazão $Q_{7,10}$ (Hidrotec) do rio Paraopeba.



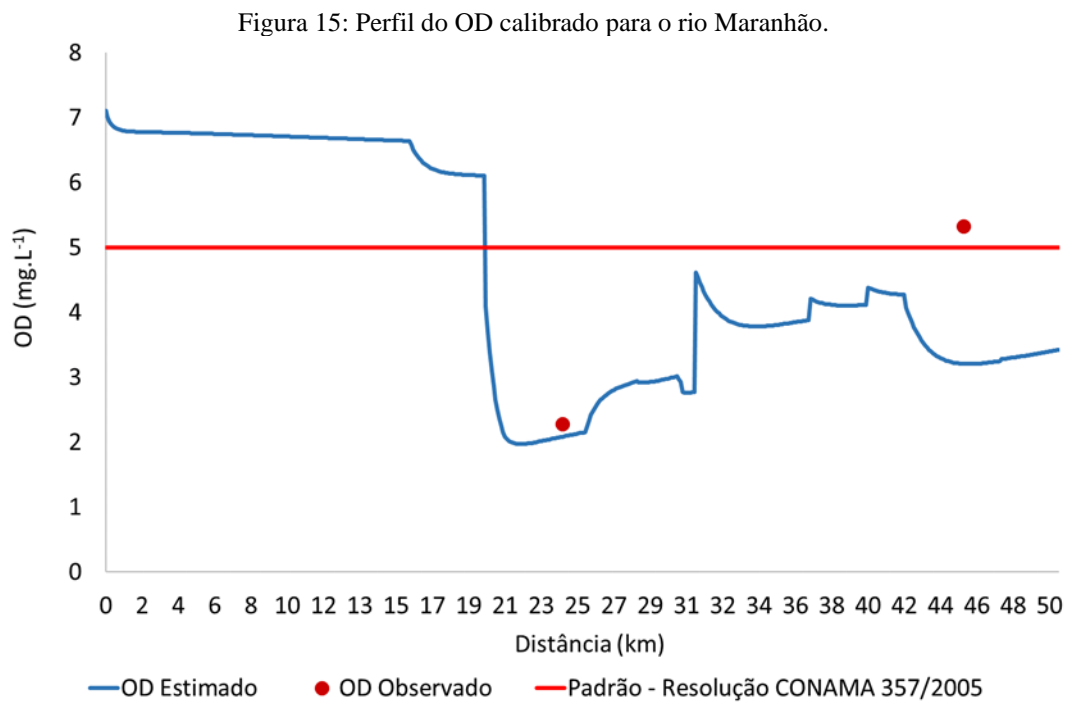
Fonte: Autora (2021).

O comportamento do OD ao longo dos rios Maranhão e Paraopeba é mostrado nas Figuras 15 e 16, respectivamente. Os valores estimados pelo modelo são comparados com os valores observados nas estações de monitoramento.

No rio Maranhão, a concentração de OD se mantém constante e acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005 para corpos hídricos classe 2, de 5 mg.L^{-1} ,

do início do trecho até aproximadamente no km 20. Esse trecho corresponde ao ribeirão Bananeiras, e passa por dentro do município de Conselheiro Lafaiete. Esse comportamento pode ser explicado por não ser consideradas contribuições difusas na modelagem. Ao final desse trecho está sendo considerado o ponto de lançamento de esgoto do município, logo após a ETE Bananeiras.

O rio Maranhão ainda recebe o lançamento de esgoto do município de Ouro Branco, por meio do ribeirão Soledade, no km 31, e do município de Congonhas. Juntos, os três municípios somaram uma população de 212.963 habitantes no ano de 2019, o que corresponde a 89% da população de toda a sub-bacia, lançando uma vazão estimada de 27.327,47 m³/d de esgoto no corpo hídrico. A curva modelada se manteve dentro do limite estabelecido em 39,8% do trecho.

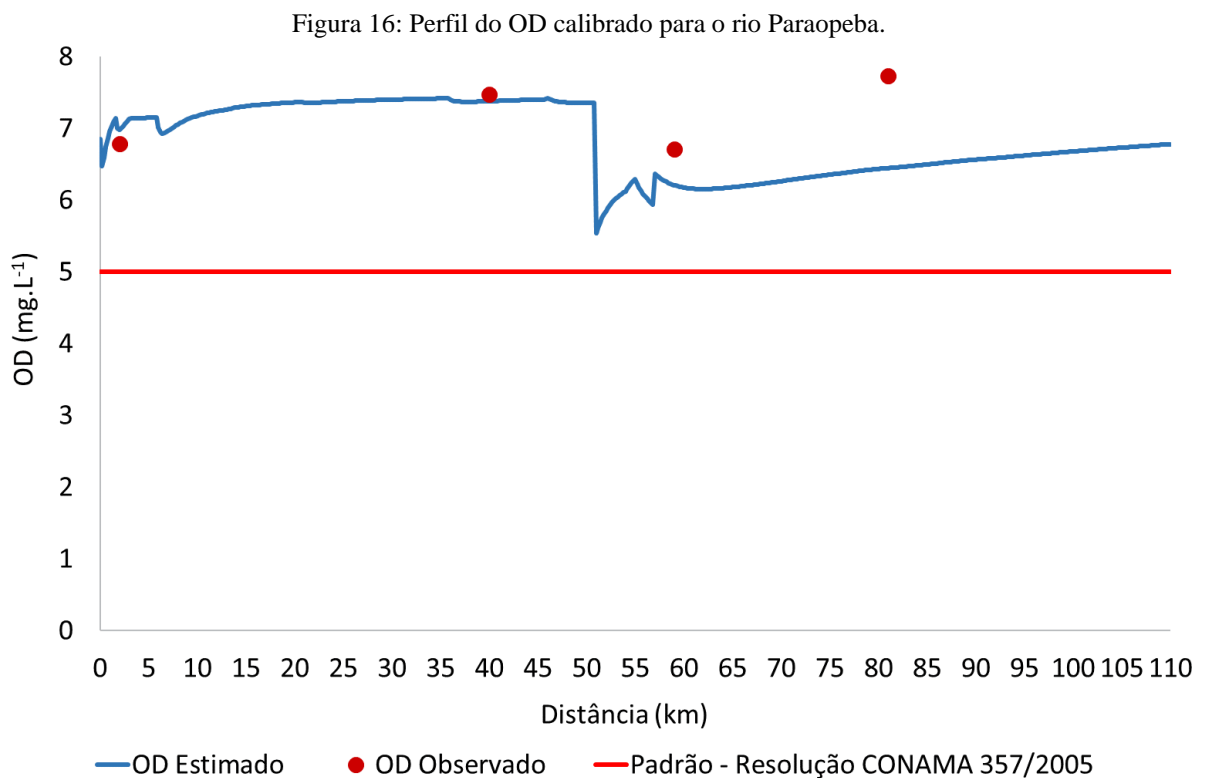


Fonte: Autora (2021).

Em relação aos resultados dos dados monitorados, o primeiro ponto (BP084) apresentou um valor abaixo do mínimo estabelecido, de 2,29 mg.L⁻¹. Nesse ponto, o valor modelado foi de 2,08 mg.L⁻¹. Já no segundo ponto de monitoramento (BP080), o valor observado foi de 5,33 mg.L⁻¹ e o modelado de 3,20 mg.L⁻¹. Os valores modelados para o OD no rio Maranhão não apresentaram uma boa aderência aos dados observados, ou seja, não foi alcançada no modelo uma boa calibração para o OD no rio Maranhão, mesmo tendo se utilizado os valores mínimos de QPC para se estimar a vazão de esgoto em todos os municípios. A presença de somente dois

pontos de monitoramento ao longo do rio também pôde ter contribuído para o resultado alcançado na calibração.

No rio Paraopeba, a concentração de OD se manteve acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005 em todo o trecho em estudo. Há uma queda da concentração na altura do km 51, exatamente onde o rio Maranhão encontra o rio Paraopeba, atingindo o menor valor de OD, de 5,01 mg.L⁻¹. O comportamento do OD nesse ponto pode ser compreendido pelos resultados apresentados acima, em relação ao rio Maranhão.

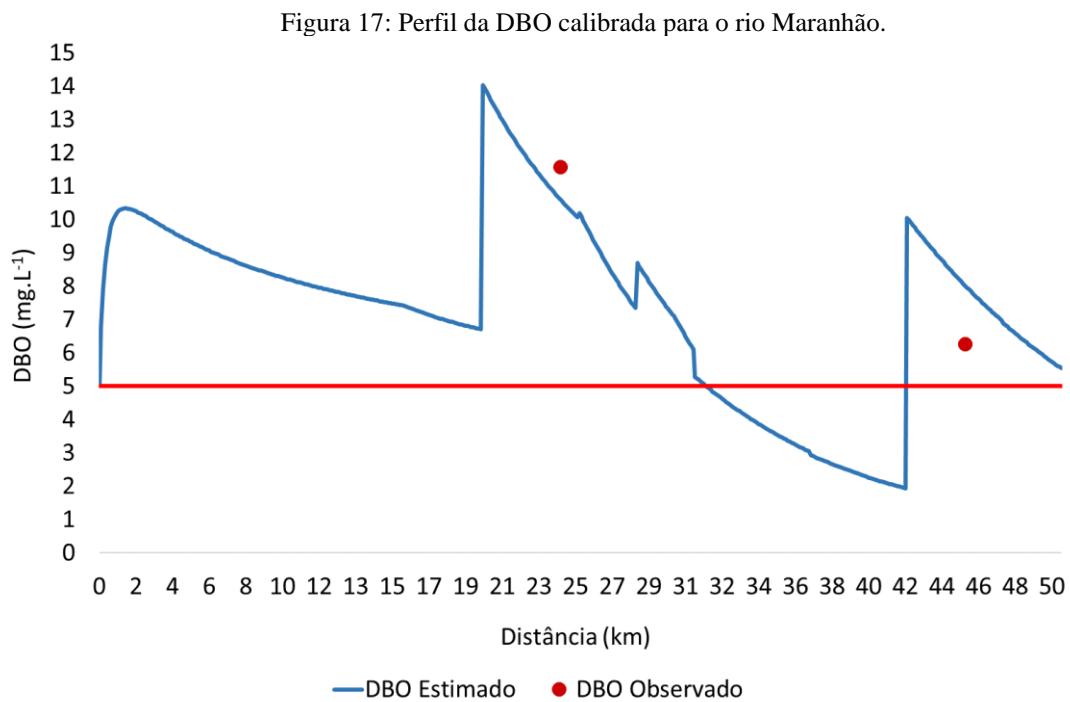


Fonte: Autora (2021).

Em relação aos pontos monitorados, todos apresentam resultados acima do limite da Resolução CONAMA 357/2005. A curva da modelagem apresentou um melhor ajuste para os dois primeiros pontos de monitoramento. No terceiro ponto, correspondente a BP027, localizado após a foz do rio Camapuã, o valor observado foi de 6,71 mg/L⁻¹ enquanto o modelado foi de 6,21 mg/L⁻¹. Já no quarto ponto, na BP029, localizada no município de Belo Vale, os valores monitorado e modelado foram de 7,73 mg/L⁻¹ e 6,44 mg/L⁻¹, respectivamente. De acordo com von Sperling (2014a) a altitude e temperatura causam variação na solubilidade do OD, e nos pontos três e quatro são os pontos com maior temperatura e menor altitude, o que pode interferir no coeficiente de reaeração (K_2) que é calculado para cada trecho do rio, e explicar a menor aderência dos valores dos pontos monitorados aos calibrados pelo modelo.

Fraga *et al.* (2020) modelaram a qualidade da água na bacia do rio Piracicaba sazonalmente, também com o modelo QUAL-UFMG, e encontraram menores valores para o OD após o rio receber os efluentes do município de João Monlevade, porém, assim como no rio Paraopeba, a concentração de OD se manteve sempre acima de 5 mg L^{-1} em todas as seções de monitoramento durante o período analisado. Silva *et al.* (2018) utilizaram a modelagem com o QUAL-UFMG buscando uma proposta de enquadramento para o rio Una (PE) e encontraram OD variando de 1,80 a 9,10 mg de L^{-1} . Os autores associaram os baixos valores com a ocupação urbana intensa ao longo das margens do rio, liberando efluentes de origem doméstica, indústrias e matadouros, diretamente no rio.

O resultado da calibração da DBO para o rio Maranhão é apresentado na Figura 17.



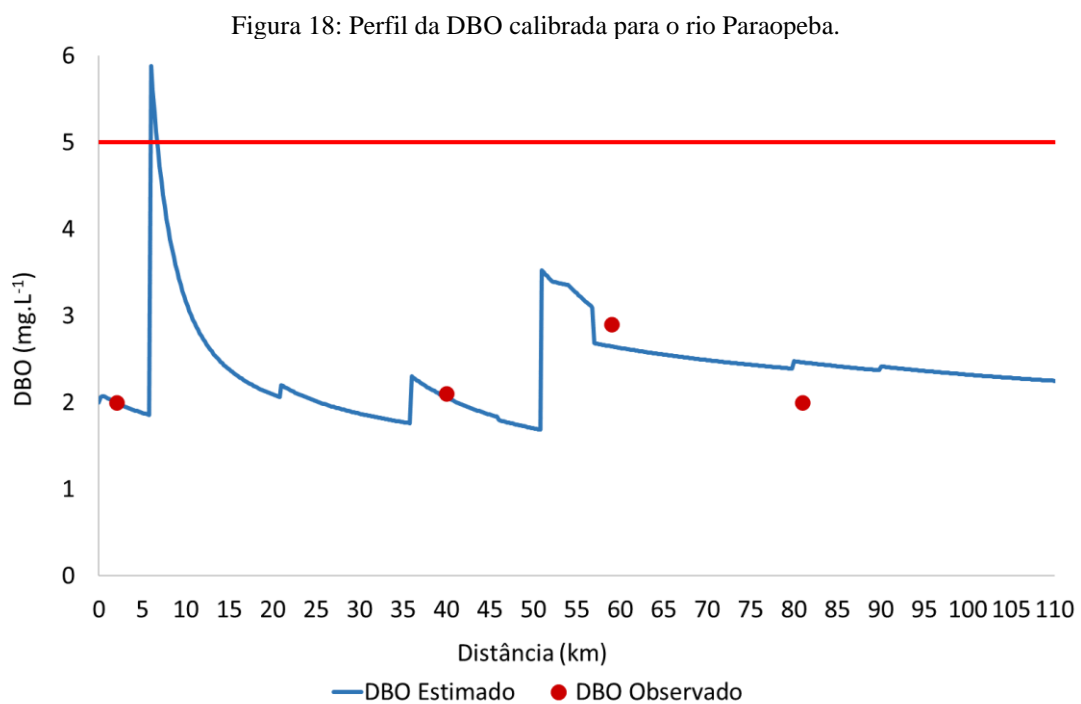
Fonte: Autora (2021).

A DBO no rio Maranhão se manteve dentro dos limites estabelecidos apenas em 21% do trecho. Nos pontos onde foram considerados lançamentos pontuais de esgoto, nos kms 20, 28 e 42, que correspondem aos municípios de Conselheiro Lafaiete, Congonhas (bairro Joaquim Murtinho) e Congonhas, respectivamente, a concentração de DBO se manteve acima do limite de 5 mg.L^{-1} estabelecido pela CONAMA 357/2005 para rios classe 2, alcançando seu pico no lançamento no município de Conselheiro Lafaiete, município com maior contribuição de esgoto, com uma concentração de aproximadamente 14 mg.L^{-1} . A curva modelada teve um bom ajuste aos pontos modelados, sendo que no primeiro ponto, na estação BP084 localizada no

município de Conselheiro Lafaiete, o valor observado foi de aproximadamente 12 mg.L^{-1} enquanto o modelado foi de 11 mg.L^{-1} , já no segundo ponto, a jusante do município de Congonhas, o valor observado foi de 6 mg.L^{-1} e o modelado foi de 8 mg.L^{-1} .

Dos três municípios que lançam esgoto nesse rio, dois contam com estações de tratamento de efluentes. No município de Conselheiro Lafaiete, apenas 37,6% do esgoto gerado é tratado com a eficiência de remoção de DBO de 88%. Já o município de Ouro Branco trata 70,1% do esgoto gerado com eficiência de 75% (ANA, 2017).

A modelagem da DBO para o rio Paraopeba é apresentada na Figura 18.



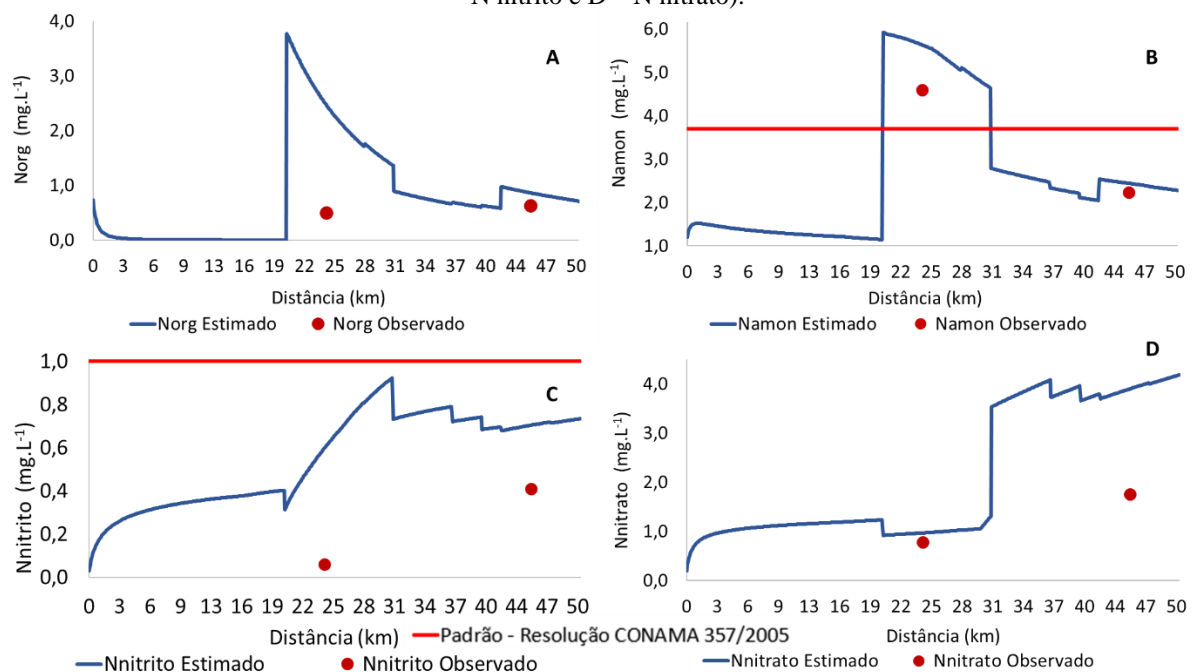
No rio Paraopeba, a DBO apresenta um pico acima dos limites determinados no seu trecho inicial, no ponto de lançamento do município de Cristiano Ottoni (km 6). Esse valor, de 6 mg.L^{-1} , pode ser explicado pela contribuição de esgoto da população do município, associada a localização próxima à cabeceira do rio, onde a vazão é reduzida em relação ao trecho posterior. Ainda que haja esse pico no início do trecho do rio, a concentração de DBO se manteve abaixo do limite estabelecido na resolução CONAMA 357/2005, de 5 mg.L^{-1} , em 99,3% de todo o trecho avaliado. Os valores da concentração nos quatro pontos de monitoramento ao longo do rio também se mantiveram abaixo do limite estabelecido, e a curva modelada se ajustou bem aos valores observados, sendo o maior valor de aproximadamente 3

mg.L⁻¹, no terceiro ponto de monitoramento do rio (BP027), após o rio Paraopeba receber as contribuições do rio Camapuã.

Gomes *et al.* (2018) ao realizarem a modelagem sazonal da qualidade da água do rio dos Sinos/RS utilizando o modelo QUAL-UFMG, encontraram a maior concentração de DBO igual a 3 mg.L⁻¹, no município de Novo Hamburgo, próximo ao deságue de um arroio com grande lançamento de efluentes domésticos e industriais. Silva *et al.* (2017) no estudo da bacia do rio Piracicaba, também associaram os picos de DBO à descarga concentrada de efluentes domésticos e industriais nos trechos. Silva *et al.* (2018) encontraram valores para a DBO de até 25 mg.L⁻¹ na modelagem do rio Una (PE). Esse aumento na DBO indica um aumento na concentração de matéria orgânica no rio, o que sugere o aumento potencial da poluição, que pode ser associado com a ocupação urbana intensa ao longo das margens do rio, que libera efluentes de origem doméstica, industrial e matadouros públicos diretamente no rio. Fraga *et al.* (2020) encontraram a maior concentração de DBO no município de João Monlevade, com 6,1 mg.L⁻¹, sendo esse valor justificado pelos lançamentos de efluentes domésticos e industriais na região.

As curvas de calibração das frações do nitrogênio para o rio Maranhão são apresentadas na Figura 19.

Figura 19: Perfil das frações do nitrogênio calibradas para o rio Maranhão (A – N orgânico, B – N amoniacal, C – N nitrito e D – N nitrato).



Fonte: Autora (2021).

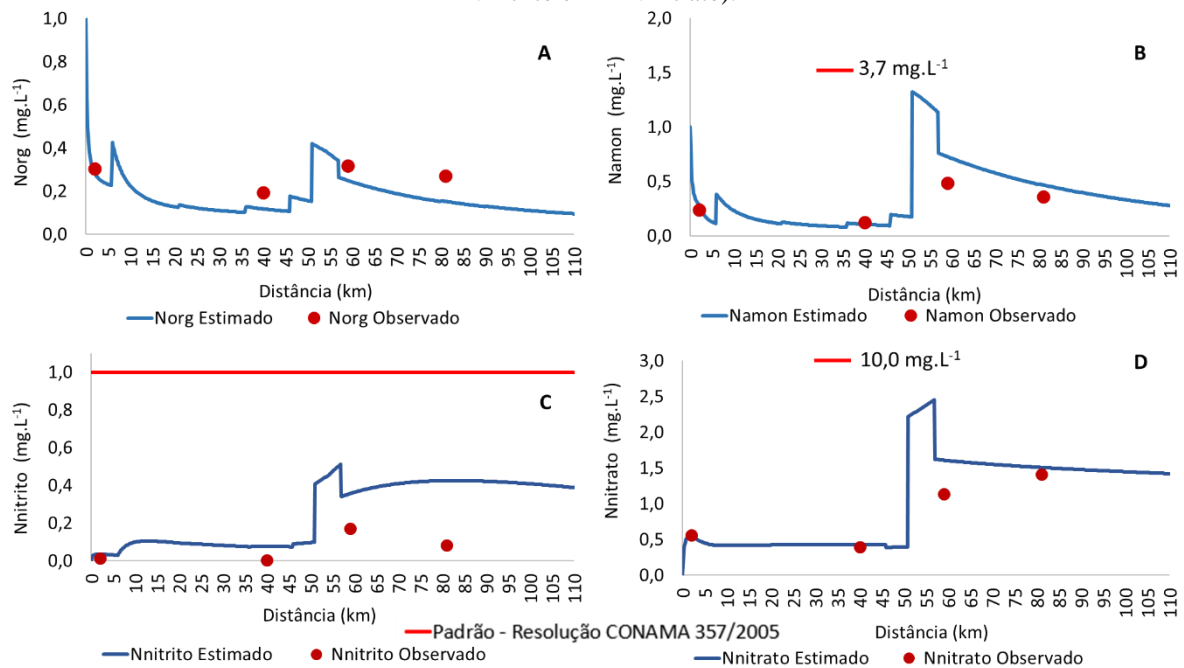
A concentração inicial para cada variação foi a adotada pelo modelo, que se mantém constantes do km 1 até o ponto de lançamento do município de Conselheiro Lafaiete (km 20). A fração de nitrogênio orgânico atingiu um pico de $3,77 \text{ mg.L}^{-1}$ no km 20, e no primeiro ponto, o valor observado foi de $0,50 \text{ mg.L}^{-1}$ enquanto o modelado foi de $2,50 \text{ mg.L}^{-1}$. O segundo ponto apresentou um melhor ajuste com os valores de $0,63$ e $0,85 \text{ mg.L}^{-1}$, para o observado e modelado, respectivamente. O nitrogênio amoniacal também teve seu maior valor no km 20, quando atingiu um pico de $5,93 \text{ mg.L}^{-1}$. Do km 20 ao 31, ele permanece acima do limite estabelecido de $3,7 \text{ mg.L}^{-1}$, o que corresponde a 22% do trecho estudado. Assim como para o nitrogênio orgânico, a curva do nitrogênio amoniacal apresentou um melhor ajuste no segundo ponto, com $2,24 \text{ mg.L}^{-1}$ para o valor observado e $2,44 \text{ mg.L}^{-1}$ para o modelado.

O nitrito e o nitrato permaneceram dentro dos limites estabelecidos de 1 mg.L^{-1} e 10 mg.L^{-1} , respectivamente, em todo o trecho. A curva do nitrito não apresentou uma boa aderência aos dados observados, sendo que no primeiro ponto o valor observado foi de $0,06 \text{ mg.L}^{-1}$ e o modelado foi de $0,58 \text{ mg.L}^{-1}$. Já para o primeiro ponto, o modelo se adequou, enquanto no segundo teve uma maior diferença entre o valor observado ($1,75 \text{ mg.L}^{-1}$) e o modelado ($3,89 \text{ mg.L}^{-1}$).

As formas predominantes do nitrogênio e suas frações nas águas podem indicar o estágio da poluição proveniente do lançamento de esgoto. O nitrogênio em sua forma orgânica ou amoniacal indica uma poluição recente, e nas formas de nitrato e nitrito uma poluição mais antiga (VON SPERLING, 2014b). Os resultados confirmam a informação, pois observa-se que no primeiro ponto de monitoramento há um maior percentual de nitrogênio amoniacal, possivelmente devido a presença de lançamento de poluição recente. Já no segundo ponto, houve um aumento da fração do nitrato, indicando a possível ocorrência da nitrificação, e, dessa forma, a presença de uma poluição antiga.

Na modelagem do rio Paraopeba (Figura 20) o nitrogênio orgânico teve um pico no início do trecho, no lançamento de esgoto do município de Cristiano Ottoni e no km 51, após a foz do rio Maranhão. Para o nitrogênio amoniacal verificou-se um pico a 51 km da nascente, no encontro do rio Maranhão com o rio Paraopeba, com o valor de $1,32 \text{ mg.L}^{-1}$, abaixo do limite estabelecido pela legislação, de $3,7 \text{ mg.L}^{-1}$. Verifica-se, assim como no rio Maranhão, a ocorrência do processo de nitrificação ao se avaliar a curva do nitrato, em que há um crescimento ao longo do trecho. No rio Paraopeba, todas as frações do nitrogênio se mantiveram dentro dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005, em 100% do trecho estudado.

Figura 20: Perfil das frações do Nitrogênio calibradas para o rio Paraopeba (A – N orgânico, B – N amoniacal, C – N nitrito e D – N nitrato).



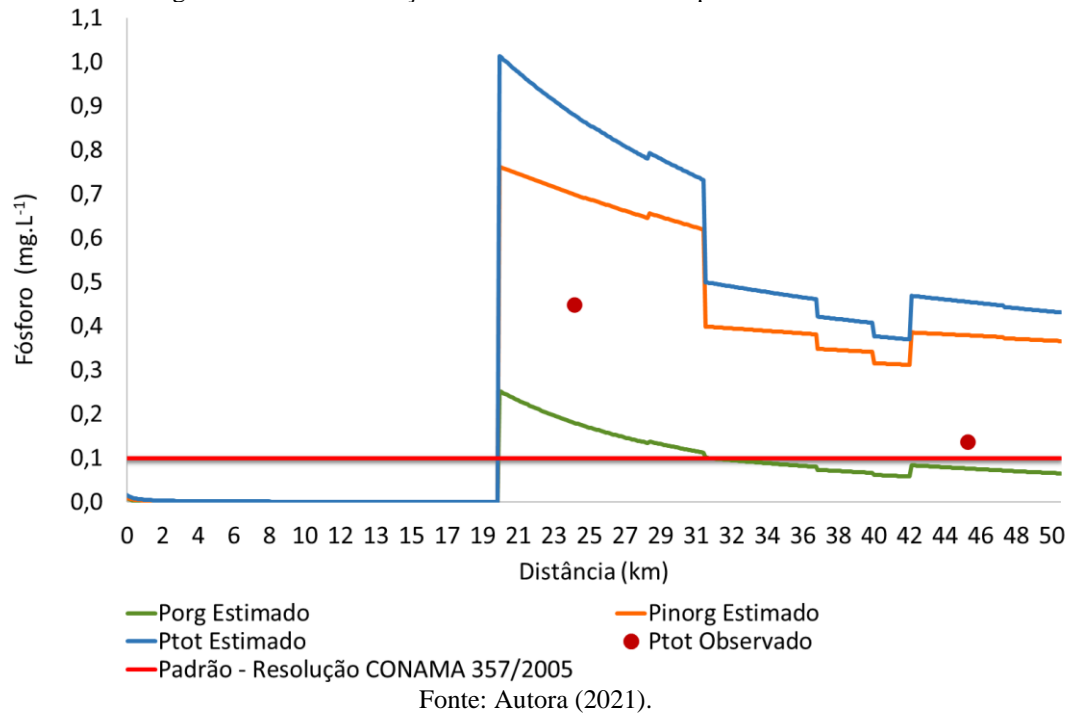
Fonte: Autora (2021).

As curvas das frações do nitrogênio apresentaram uma melhor aderência dos valores modelados aos valores observados nos dois primeiros pontos. Nas curvas do Norg, Namon e nitrato após o km 58, a curva segue a tendência dos pontos de monitoramento, com o decréscimo nas duas primeiras (A e B) e crescimento na última (D). Já para o nitrito, a curva apresenta comportamento inverso (C). É esperado que a concentração do Nitrato aumente ao longo do rio, devido a conversão do Norg e Namon e nitrito, e esse em nitrato.

Na modelagem da bacia do rio Piracicaba, realizada por Fraga *et al.* (2020), os valores das frações de nitrogênio também ficaram dentro dos limites estabelecido pela CONAMA 357/2005, porém os autores observaram que o nitrogênio total e o nitrogênio amoniacal, crescem após receberem um aporte maior de carga orgânica dos principais municípios como Rio Piracicaba e João Monlevade. O mesmo ocorre com o rio Paraopeba quando recebe a contribuição dos rios Maranhão e Camapuã.

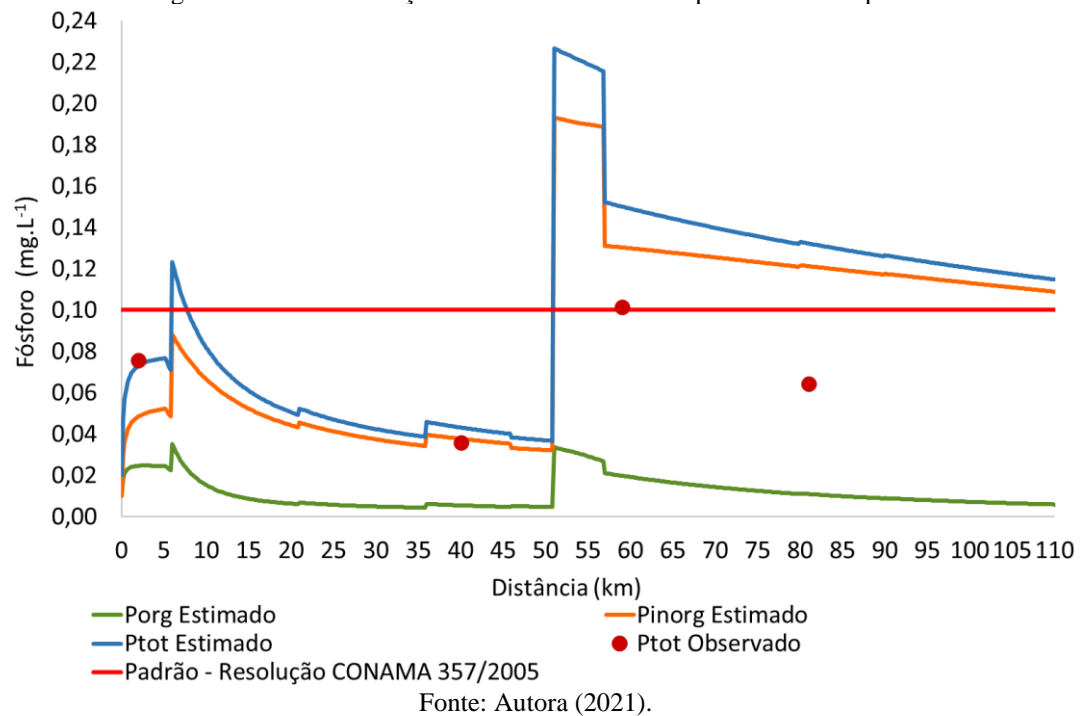
As Figuras 21 e 22, a seguir, apresentam o perfil das frações do fósforo nos rios Maranhão e Paraopeba, respectivamente. No primeiro, as concentrações de todas as espécies se mantêm constantes até o lançamento de esgotos do município de Conselheiro Lafaiete. O fósforo total permanece acima do limite estabelecido pela legislação em 60,2% do trecho. Todas as frações alcançam seu pico no km 20 (Conselheiro Lafaiete) com os valores de 0,25 mg.L⁻¹, 0,76 mg.L⁻¹ e 1,01 mg.L⁻¹ para os fósforos orgânico, inorgânico e total, respectivamente.

Figura 21: Perfil das frações do Fósforo calibradas para o rio Maranhão.



No rio Paraopeba, os aumentos das concentrações de fósforo se dão no início do trecho, após o município de Cristiano Ottoni, e no encontro do rio Maranhão com o rio Paraopeba, permanecendo dentro do limite de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ para fósforo total, estabelecido pela resolução CONAMA 357/2005, somente em 44,5% do trecho em avaliação.

Figura 22: Perfil das frações do Fósforo calibradas para o rio Paraopeba.

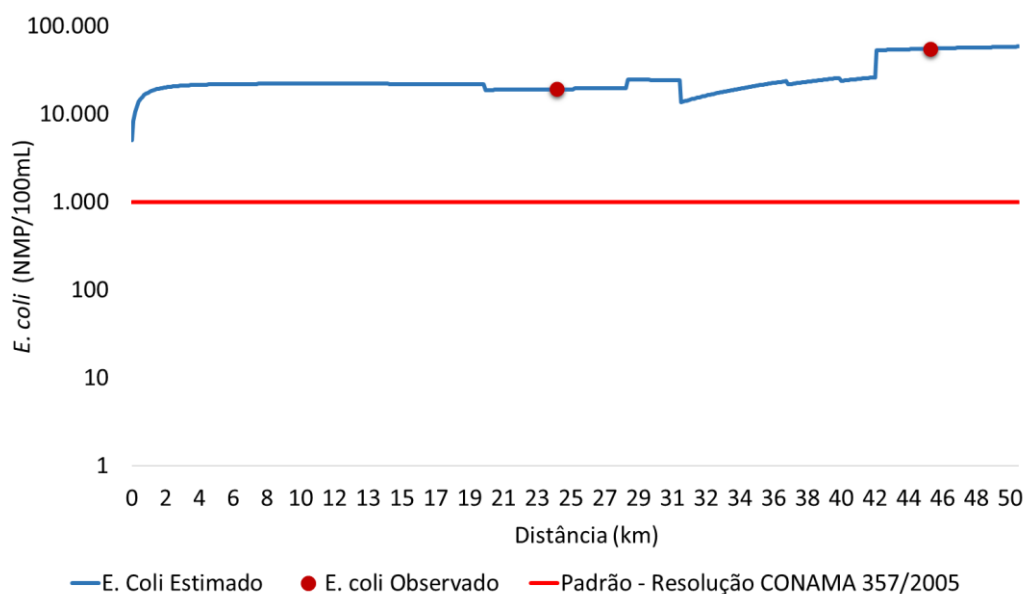


Os principais aumentos da concentração de fósforo nos rios Maranhão e Paraopeba se dão em função das contribuições de esgotos sem o devido tratamento, e possivelmente do escoamento superficial de agricultura. Salla *et al.* (2013), no estudo de autodepuração do Rio Jordão, na bacia hidrográfica do Rio Dourados, observaram que na confluência do córrego Brejo Alegre com o Rio Jordão houve um acréscimo instantâneo da concentração de fósforo total, tendo a sua redução gradual até a sua foz no Rio Paranaíba, como ocorreu nos rios deste estudo. Já Silva *et al.* (2018) no rio Piracicaba, encontraram frações de fósforo de 0,01-1,48 mg.L⁻¹. Os resultados, segundo os autores, demonstram o elevado nível de contribuições resultantes das práticas de fertirrigação de cana de açúcar e de liberação de efluentes pelos municípios, o que pode causar problemas, tais como a eutrofização e a proliferação de algas.

Regiões com grande concentração populacional e industrial em que as cargas são direcionadas para os corpos hídricos podem fazer com que os níveis de fósforo aumentem, sendo suas principais fontes os esgotos domésticos e os efluentes industriais, além de áreas agrícolas, por meio de da lixiviação e arraste de nutrientes até os cursos d'água (GOMES, 2018).

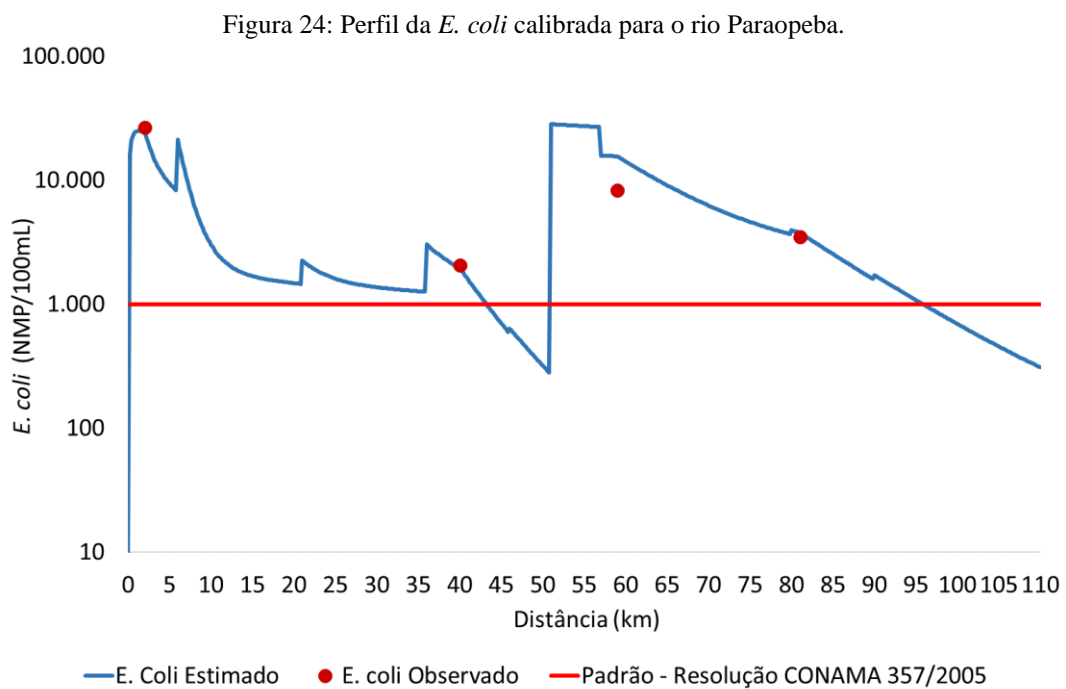
Os perfis de *E.coli* dos rios Maranhão e Paraopeba são apresentados nas Figuras 23 e 24, respectivamente. No rio Maranhão, a concentração do parâmetro não atendeu ao limite estabelecido de $1,0 \times 10^3$ NMP/100mL. Houve um bom ajuste da curva calibrada aos pontos observados.

Figura 23: Perfil da *E. coli* calibrada para o rio Maranhão.



Fonte: Autora (2021).

No rio Paraopeba, a variável se manteve dentro do limite estabelecido em 19,8% do trecho. Logo no início do trecho, 2 km após a nascente, é encontrado um alto valor de concentração de *E. coli*, sendo o valor modelado de $2,50 \times 10^4$ NMP/100mL e o valor observado neste ponto de $2,67 \times 10^4$ NMP/100mL. Após o lançamento do município de Cristiano Ottoni há um pico com valores próximos aos informados anteriormente. O maior pico ocorre no desague do rio Maranhão no rio Paraopeba, com um valor de $2,83 \times 10^4$ NMP/100mL.



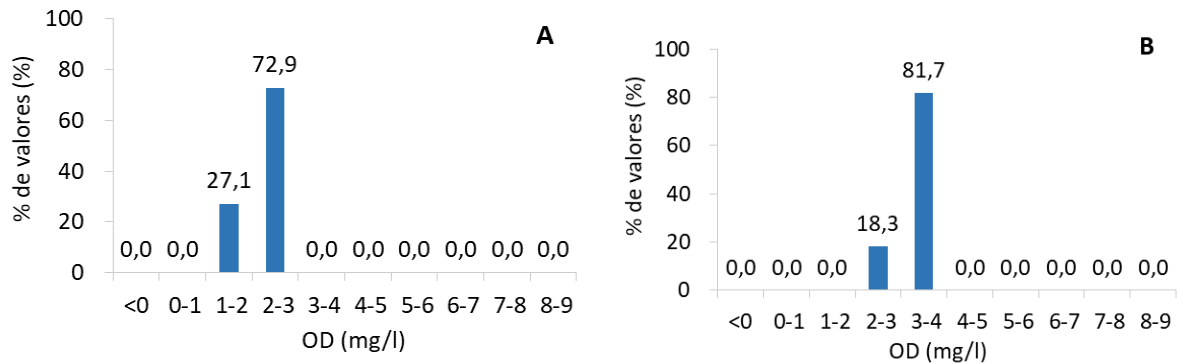
Fonte: Autora (2021).

6.4 Análise de incerteza e de sensibilidade

A análise da incerteza dos dados de entrada é baseada em alguns erros possíveis como na estimativa de um dado de entrada, amostragem, medição, calibração ou análise de laboratório, entre outros. No presente estudo, a análise da incerteza foi realizada por meio da simulação de Monte Carlo e avaliou-se o comportamento da variável OD em relação ao atendimento à resolução CONAMA 357/2005. Na análise dos dados de saída, foram avaliados os resultados da distribuição de frequência do OD, considerando o valor mínimo de 5 mg.L^{-1} .

Para o rio Maranhão, foi aplicada a análise de incerteza na altura das duas estações de monitoramento existentes, nas distâncias de 24 e 45 km. O resultado é apresentado na Figura 25.

Figura 25: Distribuição de frequência resultante da análise de incerteza do OD para o primeiro (A) e segundo (B) pontos de monitoramento do rio Maranhão.

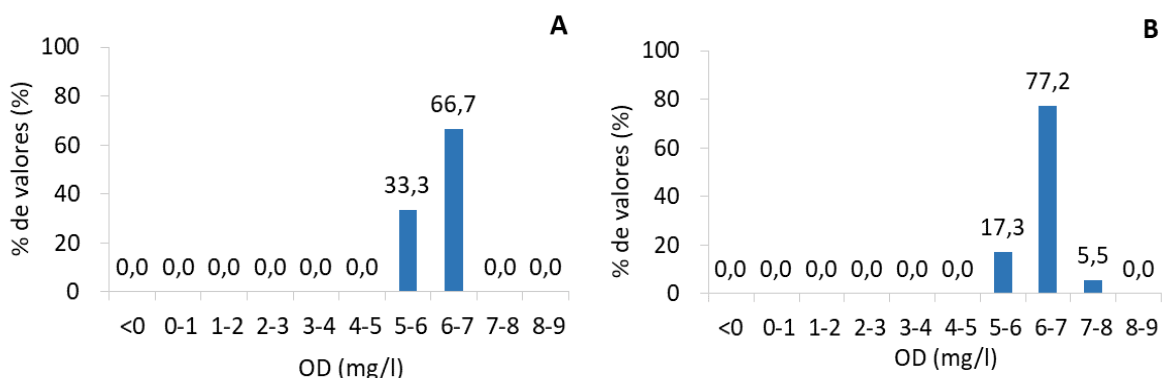


Fonte: Autora, 2021.

Para o rio Maranhão, no primeiro ponto simulado localizado a 24 km do início do trecho apresentado na Figura 25A, a análise de incerteza indicou que a probabilidade de 27,1% do resultado ficar entre a faixa de 1-2 mg.L⁻¹, e de 72,9% entre 2-3 mg.L⁻¹. Na modelagem matemática, o resultado encontrado para esse ponto foi de 2 mg.L⁻¹. No segundo ponto, localizado no km 45, a probabilidade foi de 18,3% para a faixa de 2-3 mg.L⁻¹ e 81,7% para a faixa de 3-4 mg.L⁻¹. Na calibração do modelo, o valor observado foi de 5 mg.L⁻¹ enquanto o modelado foi de 3 mg.L⁻¹.

Os dois últimos pontos de monitoramento do rio Paraopeba, localizados nos kms 59 e 81, foram simulados para a análise de incerteza. O resultado é apresentado na Figura 26.

Figura 26: Distribuição de frequência resultante da análise de incerteza do OD para primeiro (A) e segundo (B) pontos de monitoramento do rio Paraopeba.



Fonte: Autora, 2021.

O primeiro ponto apresentou uma probabilidade de 33,3% do resultado se encontrar entre 5-6 mg.L⁻¹ e 66,7% entre 6-7 mg.L⁻¹. Nesse ponto o valor observado foi de 7 mg.L⁻¹ e o modelado foi de 6 mg.L⁻¹. Já para o segundo ponto, a probabilidade foi de 17,3% para 5-6 mg.L⁻¹

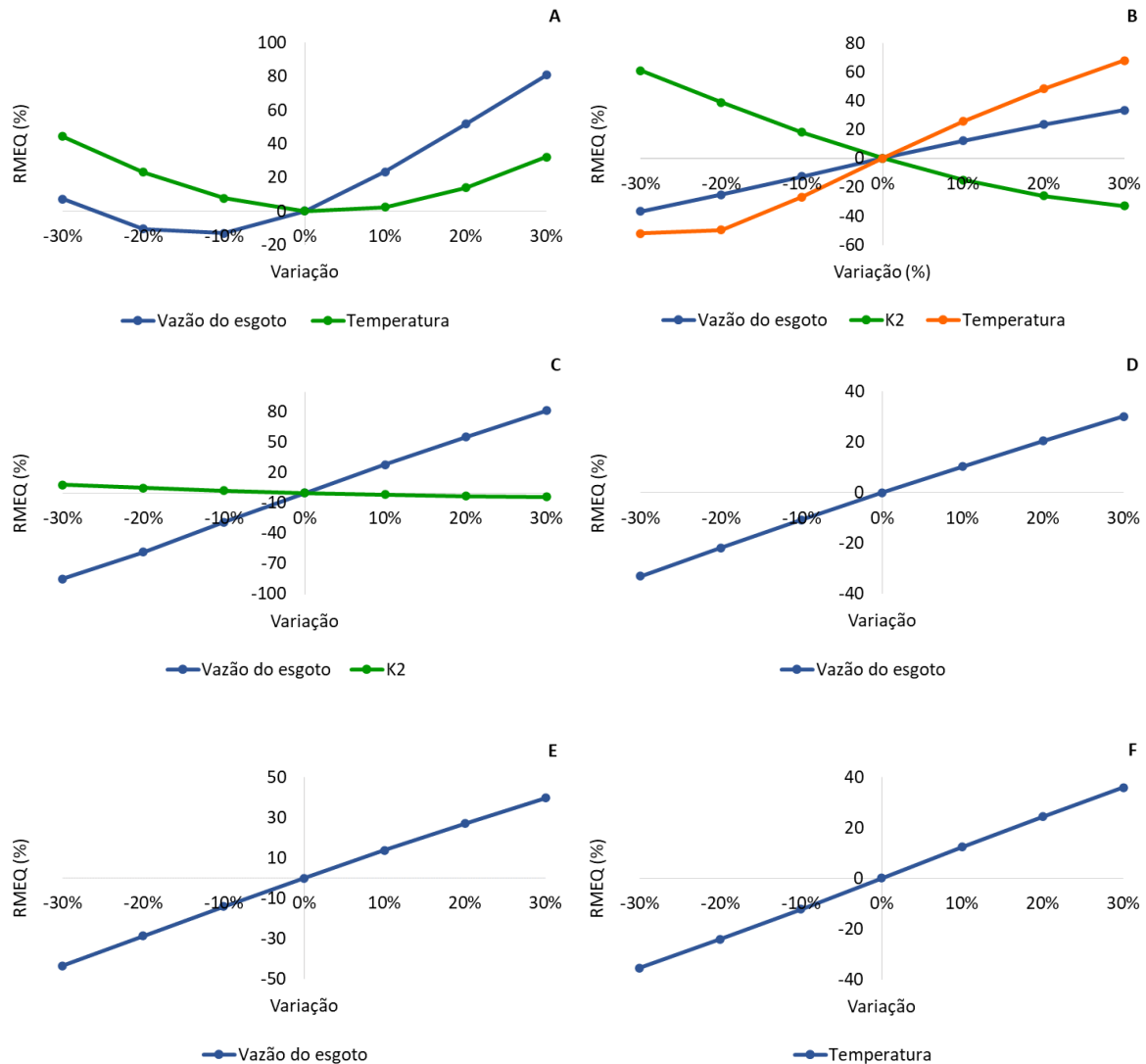
¹, 77,2% para 6-7 mg.L⁻¹ e 5,5% para 7-8 mg.L⁻¹. O valor observado nesse ponto foi de 8 mg.L⁻¹ e o modelado foi de 6 mg.L⁻¹.

Foi realizada a análise de sensibilidade para todas as variáveis modeladas. A seguir, serão apresentadas as variáveis que apresentaram maior sensibilidade à variação da vazão do esgoto, ao K₂, ao K_d e à temperatura. A Figura 27 apresenta o resultado da análise de sensibilidade para o rio Maranhão, para as variáveis DBO (A), OD (B), Nitrogênio amoniacal (C), Nitrogênio orgânico (D), Fósforo (E) e Nitrito (F) em relação ao RMEQ.

A variável DBO (Figura 27A) se mostrou sensível ao variar os valores da vazão de esgoto e da temperatura. Ao se aumentar o valor da vazão de esgoto, aumenta também a estimativa da quantidade de carga orgânica lançada, e dessa forma o valor do RMEQ também aumentou, distanciando assim os valores calibrados dos valores observados. Reduzindo o valor da vazão de esgoto em 10%, houve redução do valor do RMEQ em 13%, indo de 1,42 para 1,23 que foi o menor valor encontrado para o índice na análise de sensibilidade. Já para a temperatura, tanto o aumento quanto a redução provocaram o aumento do índice RMEQ para a DBO.

Para o OD, apresentado na Figura 27B, quanto mais se diminuiu a estimativa da vazão menor foi o valor do índice encontrado, com uma redução de 30% houve uma redução de 37% no valor do RMEQ e obteve-se o valor de 0,95. Já em relação ao coeficiente de reaeração K₂, ao se aumentar o valor em 30% houve a redução do índice em 33% e o resultado foi de 1,01. Para a temperatura, quanto menor foi sua redução, menor foi o índice encontrado. O K₂ e a temperatura interferem diretamente na disponibilidade de OD na água. O nitrogênio amoniacal (Figura 27C) apresentou comportamento semelhante ao OD para a variação da vazão de esgoto e do K₂. Com a redução de 30% no valor da vazão, houve uma redução de 85% no valor do índice com o resultado de 0,15.

Figura 27: Análise de sensibilidade para as variáveis DBO (A), OD (B), Nitrogênio amoniacal (C), Nitrogênio orgânico (D), Fósforo (E) e Nitrito (F) para o rio Maranhão em relação ao RMEQ.

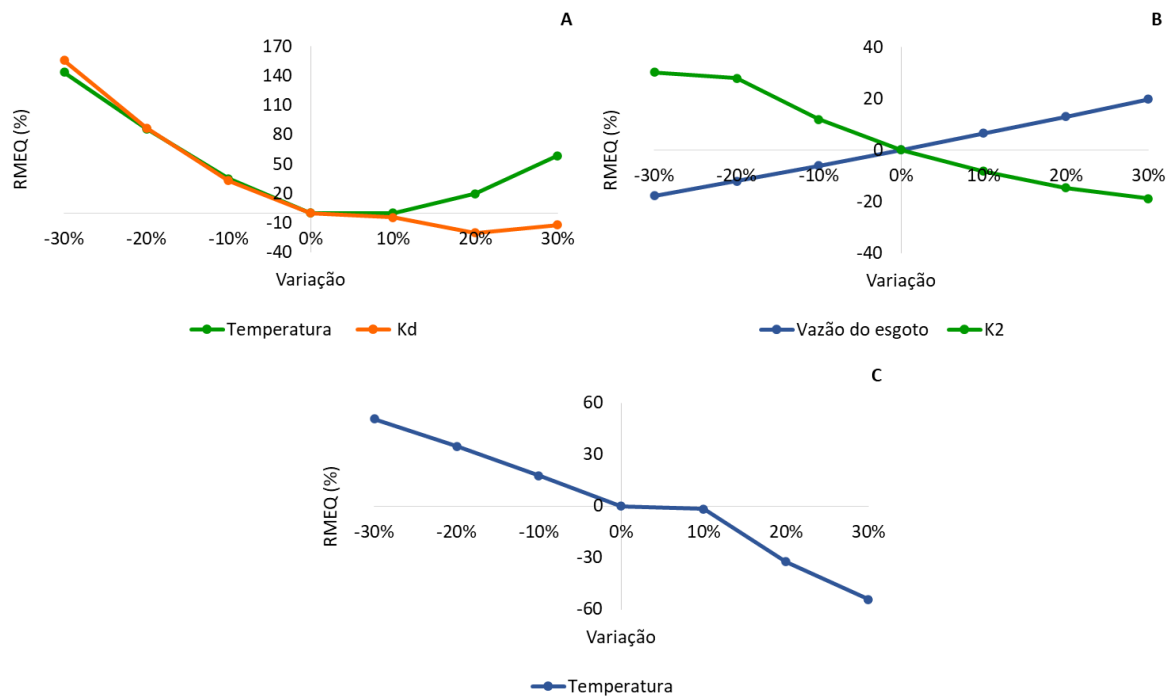


Fonte: Autora, 2021.

O nitrogênio orgânico e o fósforo (Figuras 27D e 27E, respectivamente) apresentaram sensibilidade à variação da vazão do esgoto. Ao se diminuir os valores da vazão, houve redução nos valores do RMEQ. Com a redução de 30%, o valor do RMEQ para o nitrogênio orgânico reduziu em 33% e foi de 0,95 e para o fósforo houve uma redução de 44% chegando a 0,21. Já o nitrito (Figura 27F) apresentou maior sensibilidade à temperatura. Com a redução de 30% no valor da temperatura, o índice RMEQ reduziu em 35% para o valor de 0,28.

A Figura 28 apresenta o resultado da análise de sensibilidade para as variáveis DBO, OD e Nitrogênio amoniacal.

Figura 28: Análise de sensibilidade para as variáveis DBO (A), OD (B) e Nitrogênio amoniacal (C) para o rio Paraopeba em relação ao RMEQ.



Fonte: Autora, 2021.

Para o rio Paraopeba, a variável DBO se mostrou mais sensível à temperatura e ao K_d . A diminuição da temperatura e do K_d em 30%, ocasionou o aumento do índice em 156 e 144%, respectivamente. Ao se aumentar a temperatura em 30%, também ocasionou aumento do índice em 59%, já para o K_d , a redução de 20% provocou uma diminuição de 20% no valor do índice. Para o OD, a redução da vazão do esgoto em 30%, ocasionou uma redução de 18% no RMEQ, chegando ao resultado de 0,57. Já o aumento do K_2 em 30% reduziu o índice em 19%, com o valor de 0,57. O nitrogênio amoniacal se mostrou sensível à temperatura, sendo que com a redução da temperatura o índice foi reduzido em 54% chegando ao valor de 0,06.

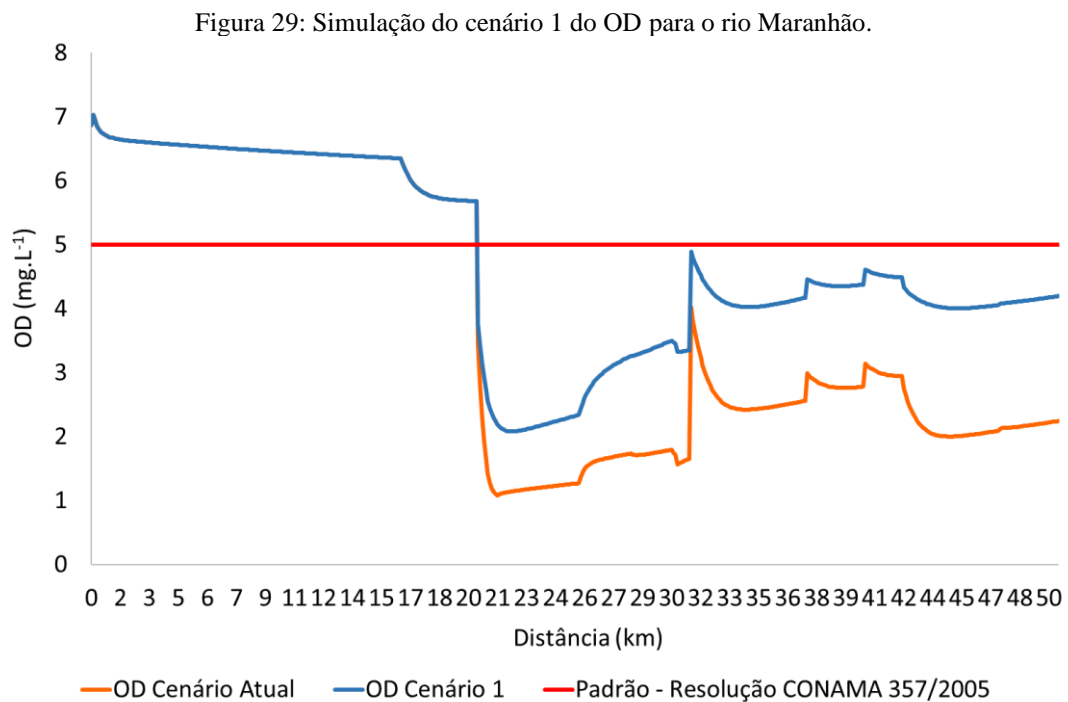
6.5 Simulação de cenários futuros

A proposição para a simulação de cenários futuros para os rios em estudo se baseou na proposta do Atlas Esgoto da ANA (2017) para os Cenários 1 e 2, com a implantação de estações de tratamento de efluentes, com o horizonte de 2035, nos municípios inseridos na sub-bacia que lançam esgotos diretamente no rio principal ou em seus afluentes, reduzindo assim a carga dos poluentes que são lançados.

No Cenário 1, foram aplicadas as proposições do Atlas Esgoto para os municípios inseridos na sub-bacia do rio Maranhão, considerando ser a região com maior concentração

populacional da área em estudo. Já no Cenário 2, aplicou-se as propostas do Atlas para todos os municípios da sub-bacia do alto Paraopeba. A seguir serão apresentados os resultados das simulações dos cenários futuros.

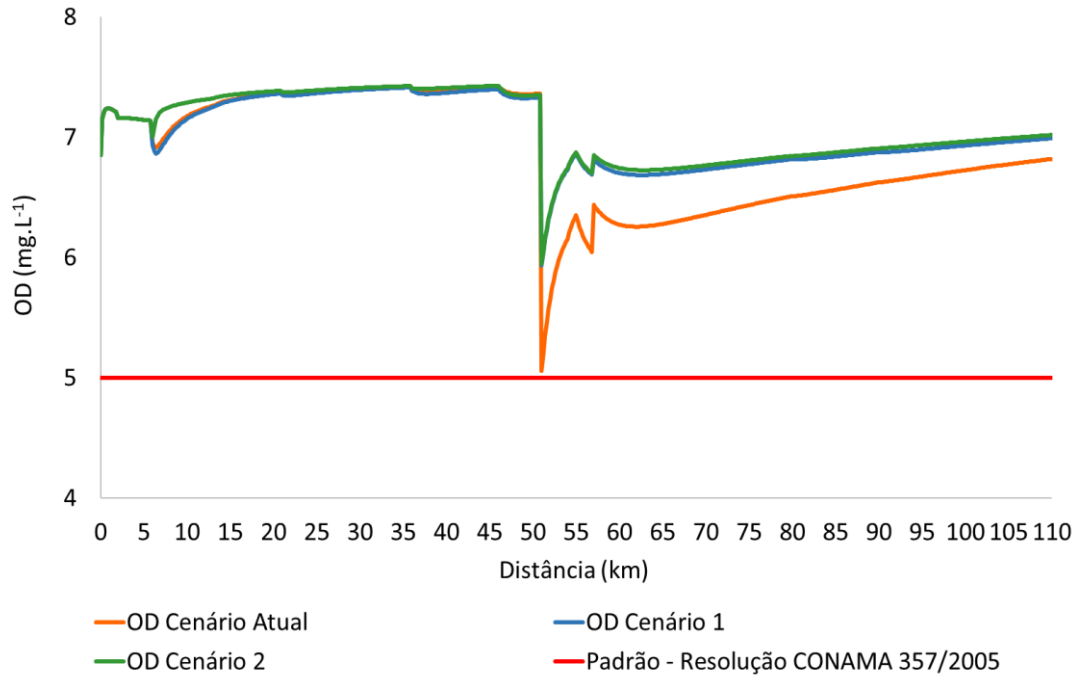
A simulação da variável OD para o rio Maranhão, apresentada na Figura 31, mostra a curva constante até o km 20, acima de 7 mg.L^{-1} , neste ponto há uma queda da concentração. Houve um aumento na concentração de OD com o tratamento do efluente em relação ao cenário original, porém, mesmo com os tratamentos propostos, a concentração de OD a partir do km 20 não atendeu ao valor mínimo de 5 mg.L^{-1} estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005, implicando que o referido trecho do rio não se encaixa na Classe 2 no qual está enquadrado, e na necessidade de um tratamento mais eficiente para os municípios localizados na sub-bacia.



Fonte: Autora (2021).

A Figura 32 apresenta o resultado do OD para os Cenários 1 e 2 no rio Paraopeba. Nos dois cenários o OD se mantém acima do limite de 5 mg.L^{-1} durante todo o trecho. Houve um aumento na concentração de OD no início do trecho, no cenário, e a partir do km 50.

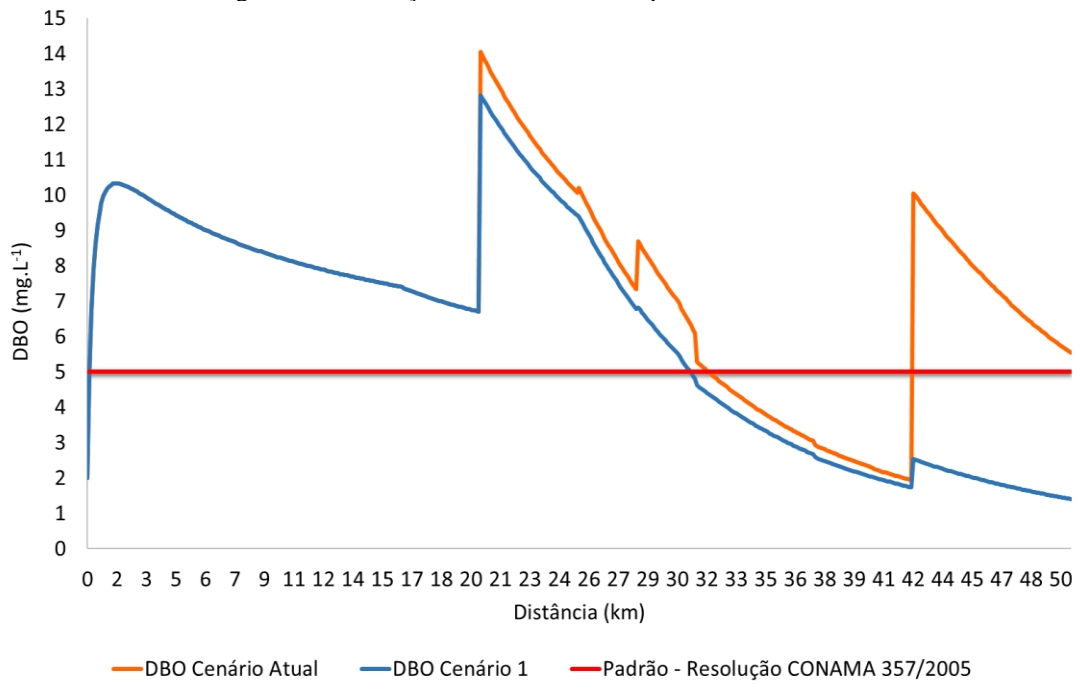
Figura 30: Simulação dos cenários 1 e 2 do OD para o rio Paraopeba.



Fonte: Autora (2021).

A Figura 33 apresenta o resultado da DBO para o Cenário 1 do rio Maranhão. A DBO se mantém fora dos limites estabelecidos até o km 31, onde há o decaimento da concentração demonstrando a importância da implantação do tratamento no município de Congonhas.

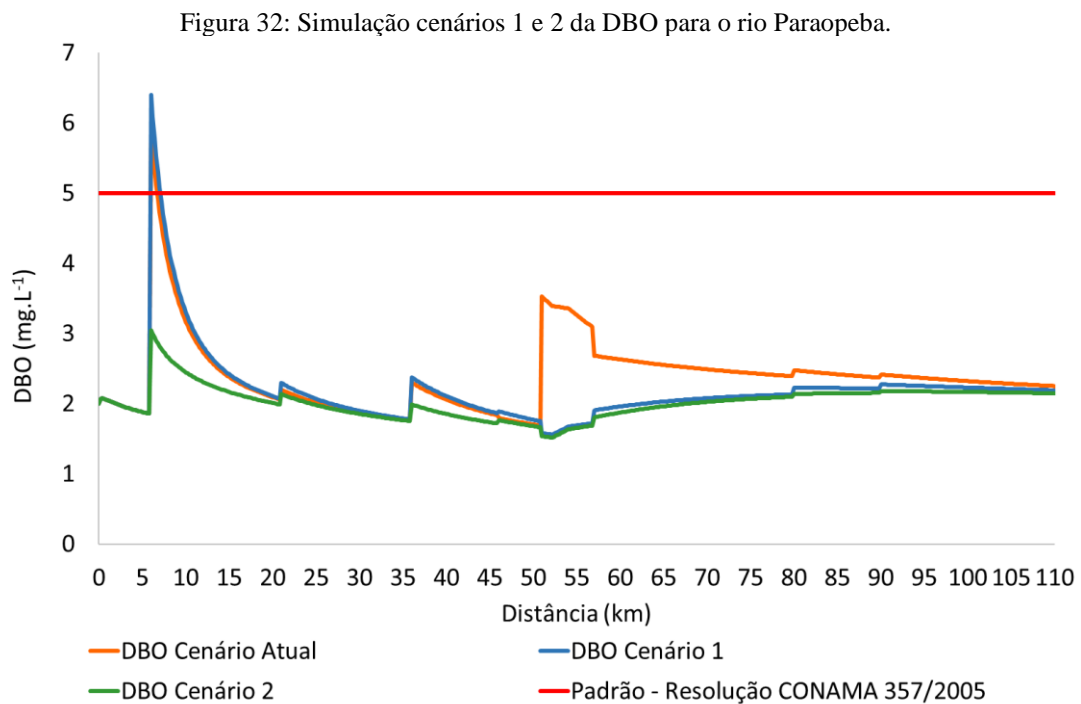
Figura 31: Simulação cenário 1 da DBO para o rio Maranhão.



Fonte: Autora (2021).

Já no município de Conselheiro Lafaiete, onde já ocorre o tratamento de esgoto, o aumento da eficiência do tratamento do cenário atual para o horizonte de 2035, não gerou uma queda significativa na concentração de DBO neste ponto, com a redução de 1 mg.L^{-1} em relação ao cenário atual.

A Figura 34 apresenta o perfil da DBO, para os dois cenários no rio Paraopeba. O ponto de destaque é no km 6, onde se encontra o ponto de lançamento do município de Cristiano Ottoni. O cenário 1 não contempla tratamento de efluentes para este município, portanto, neste ponto, a concentração da DBO foi de 6 mg.L^{-1} . Já no cenário 2, onde já é proposto o tratamento para o município, a concentração foi de 3 mg.L^{-1} . No restante do trecho, a concentração de DBO se manteve dentro do limite estabelecido pela legislação.

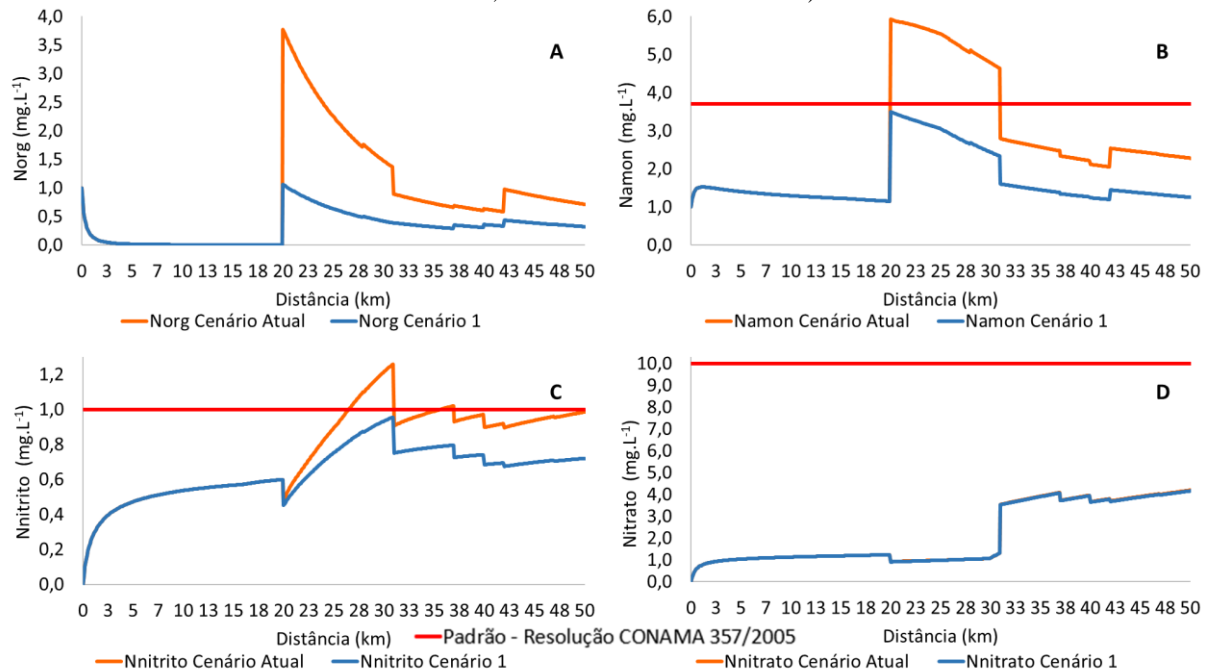


Fonte: Autora (2021).

Fraga *et al.* (2020), na simulação de cenários futuros para a bacia do rio Piracicaba, observaram que a partir do funcionamento das ETEs fora de operação, em obras e em projetos existentes, as concentrações de OD aumentariam e de DBO diminuiriam ao longo do trecho, respeitando os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 para os rios de Classe 2. Segundo os autores, a simulação mostra a importância de estabelecer ações quanto ao esgotamento sanitário para a melhoria da qualidade da água.

A Figura 35 apresenta o resultado da simulação de cenário para as espécies de nitrogênio. Houve redução da concentração das frações de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato, que na simulação do cenário se mativeram dentro dos limites estabelecidos em 100% do trecho.

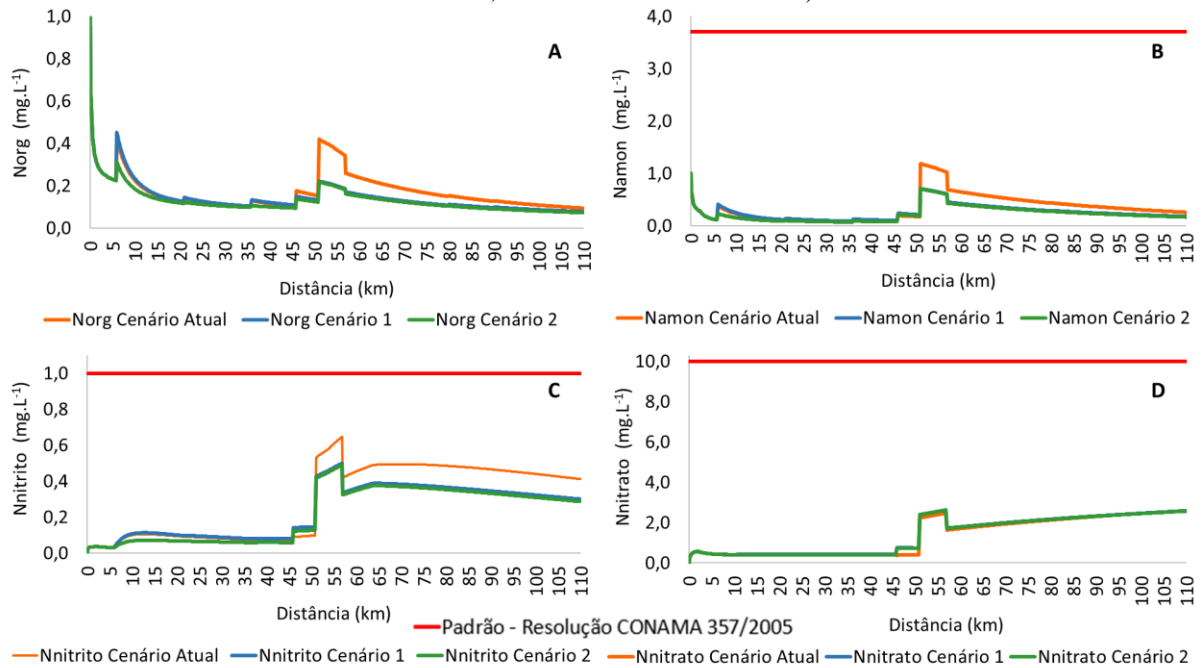
Figura 33: Simulação cenário 1 das frações do Nitrogênio para o rio Maranhão (A – N orgânico, B – N amoniacal, C – N nitrito e D – N nitrato).



Fonte: Autora (2021).

A Figura 36 apresenta o comportamento das espécies do nitrogênio nos cenários 1 e 2, para o rio Paraopeba. Com a implantação de sistema de tratamento de efluentes, houve redução da concentração de todas as frações do nitrogênio, em ambos os cenários. Além disso, os valores do nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato se mativeram dentro dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 em todo o trecho estudado.

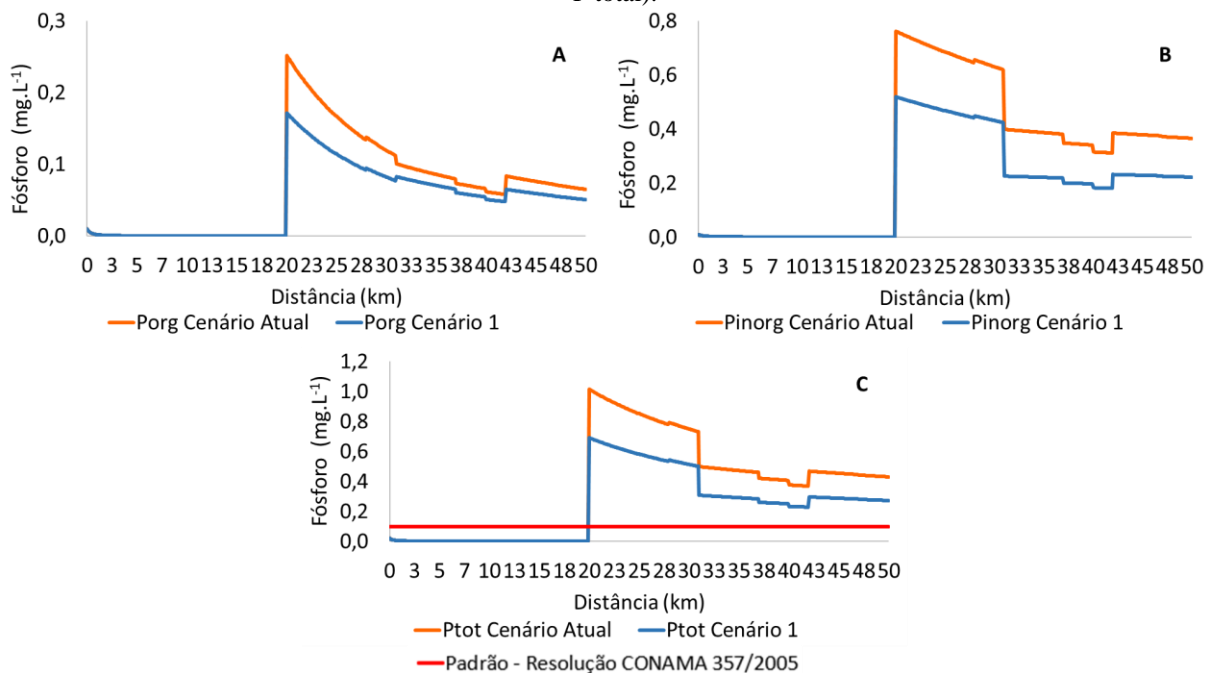
Figura 34: Simulação cenários 1 e 2 das frações do Nitrogênio para o rio Paraopeba (A – N orgânico, B – N amoniacal, C – N nitrito e D – N nitrato).



Fonte: Autora (2021).

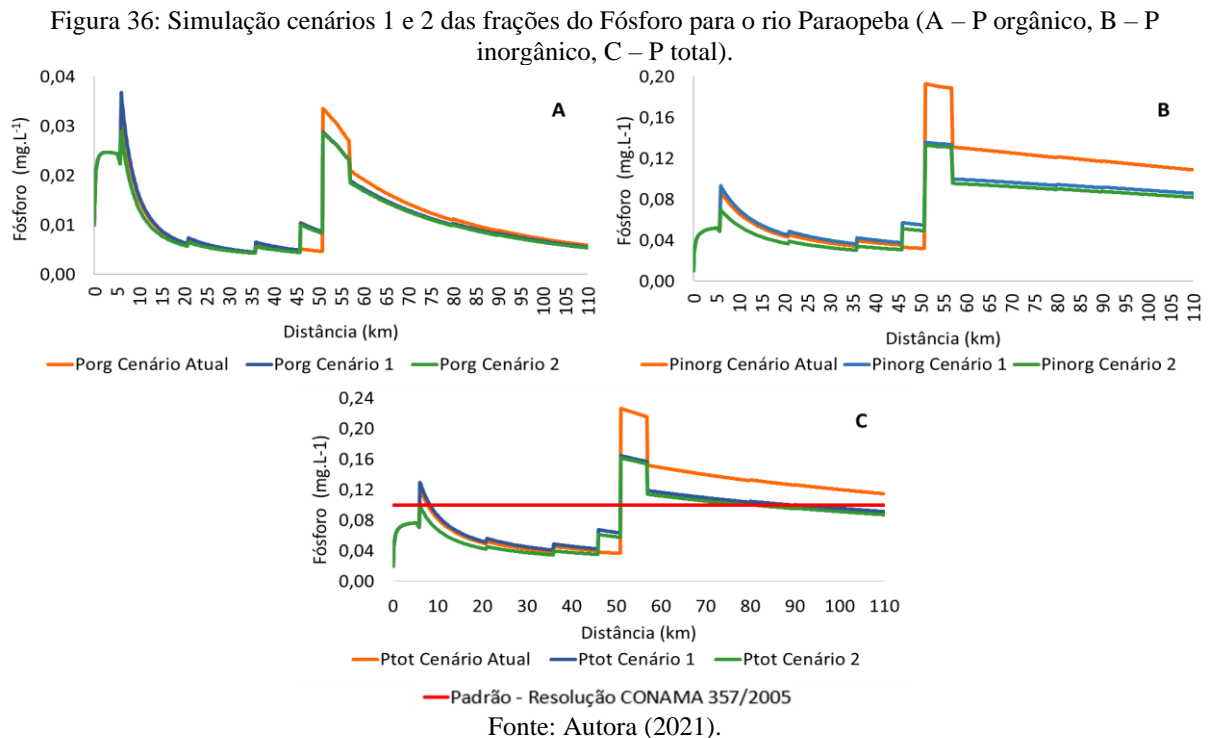
Na simulação do cenário 1 das frações de fósforo, apresentado na Figura 37, apesar da redução das concentrações em relação ao cenário atual, os valores do fósforo total se mantiveram dentro do limite estabelecido de 0,10 mg.L⁻¹ em 39,8% do trecho, assim como no cenário original.

Figura 35: Simulação cenário 1 das frações do Fósforo para o rio Maranhão (A – P orgânico, B – P inorgânico, C – P total).



Fonte: Autora (2021).

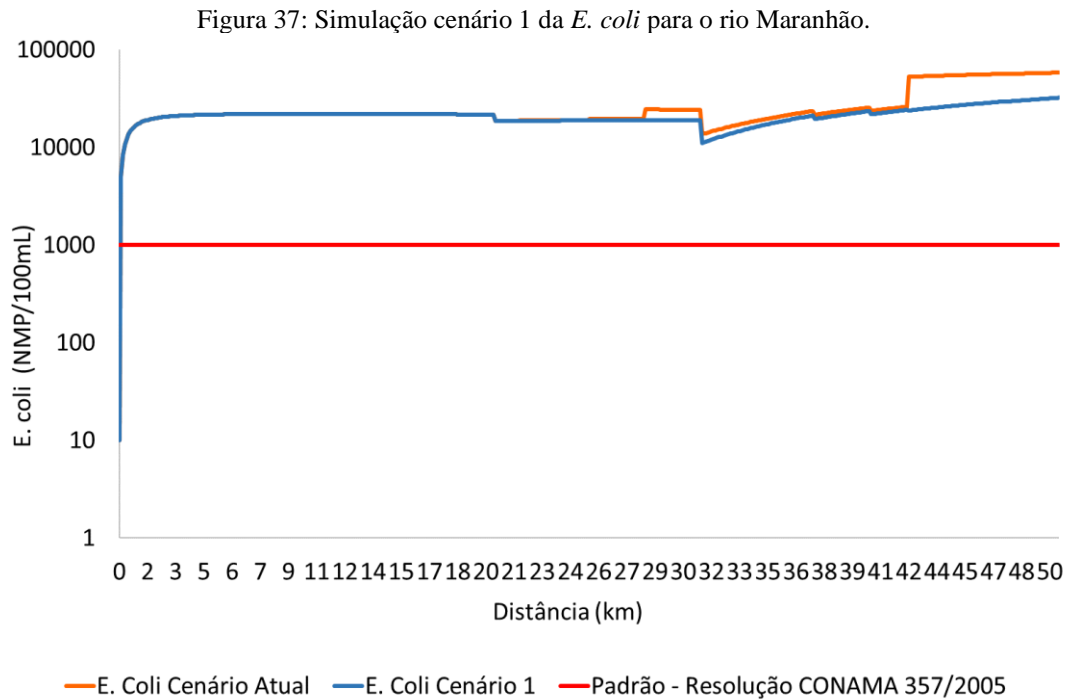
Os resultados das simulações do fósforo para os cenários 1 e 2 no rio Paraopeba são apresentados na Figura 38. Houve redução da concentração das frações do fósforo em relação ao cenário atual. O resultado do fósforo total ficou dentro do limite estabelecido pela legislação em 62,2% do trecho no cenário 1 e em 73,6% no cenário 2. Já no cenário original, esse valor foi de 44,5%.



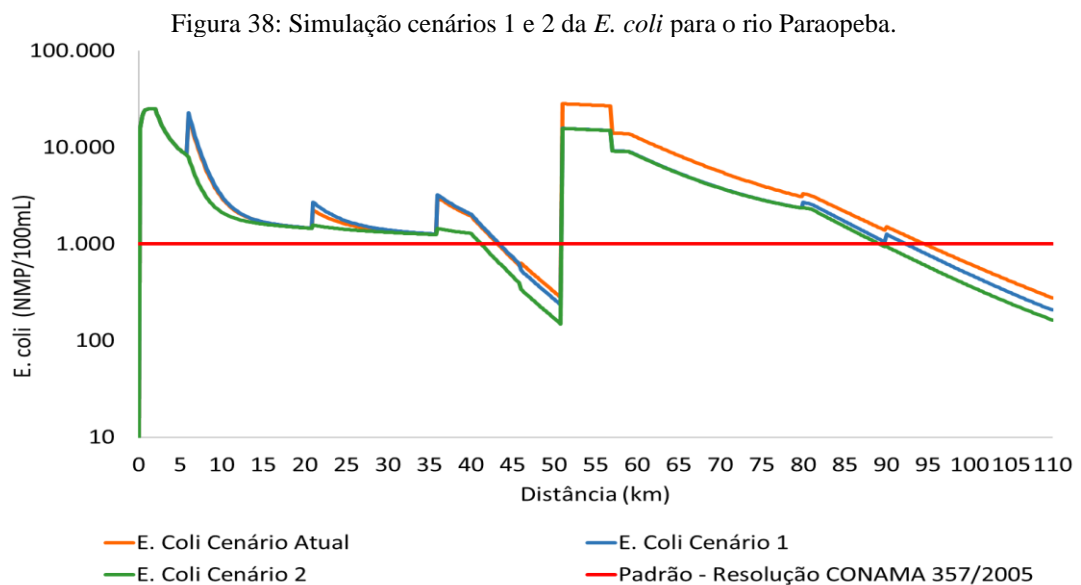
Em relação às simulações das frações de nitrogênio e fósforo, é importante ressaltar que os tratamentos abordados para os municípios da região no Atlas Esgoto da ANA (2017) são secundários; ou seja, as tecnologias destes tipos de tratamento não são projetadas para a remoção dos nutrientes, portanto, espera-se que a remoção seja limitada.

No Atlas Esgoto, além da DBO, foram avaliados os parâmetros nitrogênio e fósforo para a situação futura, visando identificar grupos de cidades e/ou bacias hidrográficas que demandam atenção especial quanto à remoção desses nutrientes. Dos 5.570 municípios contemplados no atlas, nenhum aborda tratamentos terciários.

A Figura 39 apresenta a simulação da *E. coli* para o cenário 1. A concentração de *E. coli*, mesmo com a implantação dos tratamentos propostos, se manteve acima dos limites estabelecidos para todo o rio Maranhão. Só há uma queda na curva em relação ao cenário atual a partir do km 31.



A Figura 40 apresenta a simulação da *E. coli* para o rio Paraopeba. No cenário 1, o resultado atende a legislação em 20,9% do trecho. Já no cenário 2 esse valor é de 24,9%. No cenário original, a variável se manteve dentro do limite estabelecido em 19,8% do trecho. A curva do cenário 1 mostra um pico no início do trecho, no município de Cristiano Ottoni, e após o lançamento de efluentes da cidade. Em seguida, há uma redução mais significativa no km 40. Porém, no km 51, ponto onde o rio Maranhão encontra com o rio Paraopeba, há um aumento da concentração, voltando a cair somente por volta do km 90.



De forma geral, a simulação mostrou que os cenários 1 e 2 apresentaram resultados semelhantes, o que ficou evidente nas curvas apresentadas nos gráficos, provavelmente devido ao cenário 1 ter sido mais conservador, considerando somente a sub-bacia do rio Maranhão que apresentou maiores problemas, o que pode ser justificado pela maior concentração populacional na área, que corresponde a 86% do total de toda a bacia, e pela falta de tratamento de esgotos em todos os municípios. Mesmo com a melhoria da eficiência do tratamento em municípios onde já existiam ETEs e a implantação no município que não contava com tratamento, não foi suficiente para reduzir a concentração dos poluentes e mantê-los dentro dos limites estabelecidos por toda a extensão do rio Maranhão. Diante dos resultados encontrados, verificou-se que a sub-bacia do rio Maranhão tem uma prioridade nas ações quanto às resoluções para solucionar/minimizar os problemas com a poluição dos corpos hídricos.

6.6 Análise estatística multivariada

Buscou-se com as análises estatísticas multivariadas, avaliar a influência do uso e ocupação do solo da sub-bacia do alto Paraopeba na qualidade da água. Para tal, foram confeccionados mapas de uso e ocupação do solo para os anos de 2008, período inicial da análise, e 2019, período final. A Tabela 13 apresenta a diferença percentual da composição do uso e ocupação do solo para os referidos anos.

Tabela 13: Diferença percentual da composição do uso e ocupação do solo da sub-bacia do alto Paraopeba para os anos de 2008 e 2019.

Descrição	Composição (%)		Diferença
	2008	2019	
Pastagem	48,37	49,28	0,91
Mosaico de Agricultura e Pastagem	22,07	22,35	0,28
Formação Florestal	23,11	17,58	-5,53
Infraestrutura urbana	1,43	2,44	1,01
Lavouras Temporárias	0,69	2,34	1,65
Floresta Plantada	0,98	2,15	1,17
Afloramento Rochoso	1,32	1,58	0,26
Formação Savânica	1,07	0,80	-0,27
Mineração	0,50	0,78	0,28
Massa d'água	0,24	0,38	0,14
Outra Área não vegetada	0,22	0,32	0,10
Lavoura Perene	-	0,01	-

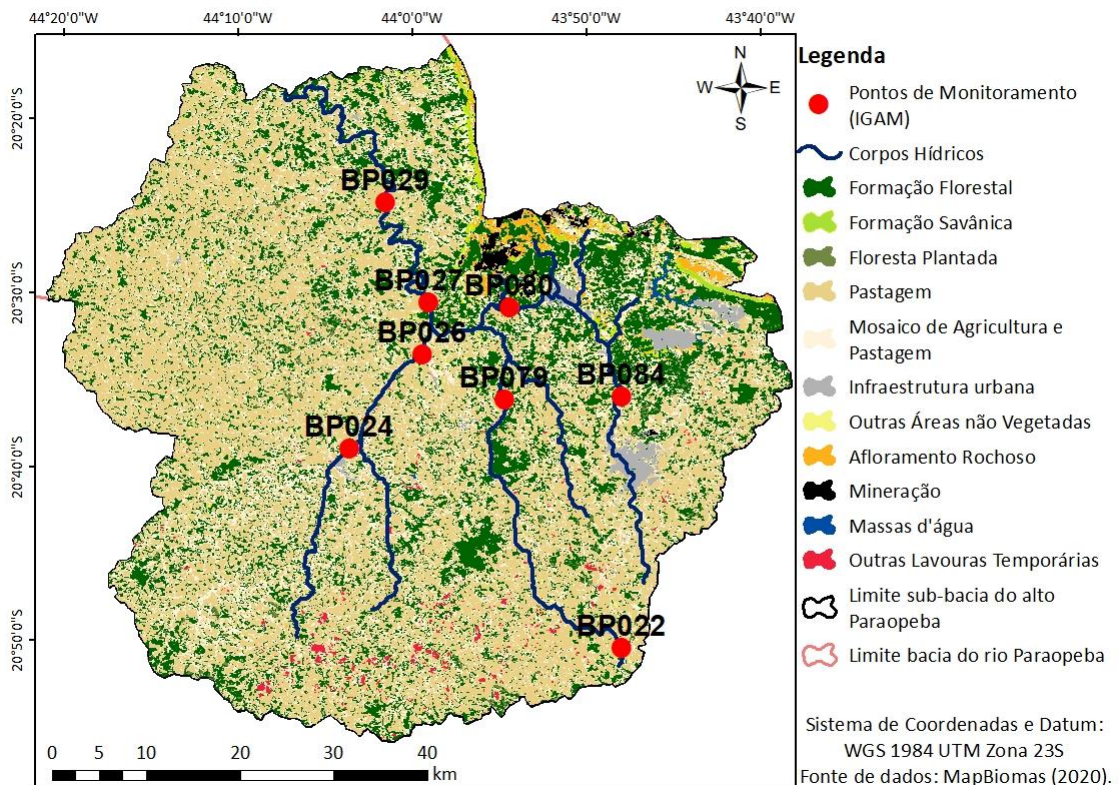
Fonte: Autora, 2021.

A maior alteração dentro do período analisado foi a de Formação Florestal, com a redução de 24% em relação à área total de 2008 para 2019. Em contrapartida, houve aumento

das áreas de Outras Lavouras Temporárias, Floresta Plantada, e Infraestrutura Urbana. As composições de Pastagem e Mosaico de Agricultura e Pastagem, que correspondem a maior ocupação na área, tiveram um aumento de 0,91 e 0,27 respectivamente.

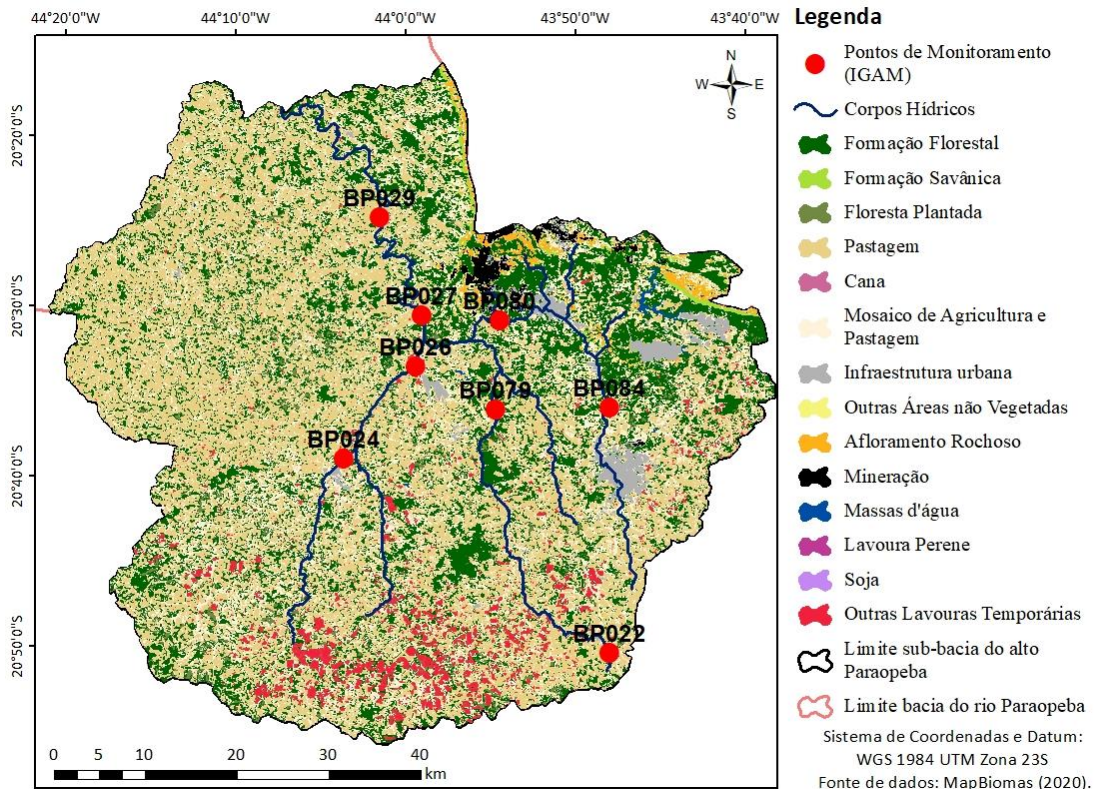
Ainda, com o intuito de auxiliar a discussão dos resultados, foram inserido nos mapas de uso e ocupação do solo da sub-bacia, os oito pontos de monitoramento analisados e os corpos hídricos correspondentes, como apresentado nas Figuras 41 e 42.

Figura 39: Mapa de uso e ocupação do solo, com a localização dos pontos de monitoramento de qualidade da água da sub-bacia do alto Paraopeba para o ano de 2008.



Fonte: Autora, 2021.

Figura 40: Mapa de uso e ocupação do solo, com a localização dos pontos de monitoramento de qualidade da água da sub-bacia do alto Paraopeba para o ano de 2019.



Fonte: Autora, 2021.

A análise descritiva dos dados, com a média e o desvio padrão das dezenove variáveis para cada uma das oito estações, é apresentada na Tabela 14. Os valores destacados representam os resultados em que as médias das variáveis dentro do período analisado estiveram fora dos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005. A variável coliformes totais (média geométrica) que apresentou valores acima do estabelecido de $1,0 \times 10^3$ NMP/100ml, para as oito estações analisadas. A variável DBO apresentou média acima dos 5 mg/L definidos na resolução na estação de monitoramento BP084. A média do ferro dissolvido ficou acima do previsto na legislação em sete estações e o manganês em quatro das oito estações de monitoramento. O nitrogênio amoniacal e o OD ficaram fora dos limites estabelecidos na estação BP084. Já a turbidez se apresentou acima do limite nas estações BP027 e BP084. A estação BP084, que está localizada no município de Conselheiro Lafaiete, foi a que apresentou o maior número de variáveis fora dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005, sendo seis das dezenove variáveis.

Tabela 14: Média e desvio padrão (entre parênteses) das variáveis para cada estação de monitoramento da sub-bacia do rio Paraopeba utilizadas na análise estatística multivariada.

Variáveis	Unidades	BP022	BP024	BP026	BP027	BP029	BP079	BP080	BP084
Cloreto	mg/L	1,71 (0,49)	1,05 (0,48)	1,50 (0,73)	5,23 (2,59)	4,33 (2,27)	1,14 (0,59)	14,25 (9,03)	7,82 (4,72)
Coliformes totais*	NMP/100 ml	4,09x10⁴ (4,98x10⁴)	4,98x10⁴ (7,04x10⁴)	3,71x10⁴ (5,14x10⁴)	3,58x10⁴ (5,66x10⁴)	2,28x10⁴ (3,95x10⁴)	1,40x10⁴ (2,96x10⁴)	6,19x10⁴ (7,88x10⁴)	3,91x10⁴ (5,56x10⁴)
Condutividade elétrica	µS/cm	46,76 (6,08)	40,52 (13,96)	43,45 (9,69)	95,27 (35,01)	87,10 (27,42)	51,39 (14,34)	202,46 (75,49)	181,67 (87,40)
DBO	mg/L	2,04 (0,16)	2,50 (0,58)	2,12 (0,33)	2,58 (0,87)	2,06 (0,24)	2,04 (0,16)	5,00 (2,16)	7,02 (5,03)
DQO	mg/L	11,37 (5,56)	14,55 (6,47)	15,09 (11,28)	16,74 (10,87)	14,78 (8,17)	11,48 (5,92)	19,23 (9,79)	26,40 (13,67)
Ferro dissolvido	mg/L	0,42 (0,23)	0,35 (0,18)	0,45 (0,24)	0,37 (0,23)	0,36 (0,18)	0,43 (0,26)	0,25 (0,11)	0,69 (0,43)
Fósforo total	mg/L	0,04 (0,02)	0,05 (0,03)	0,06 (0,07)	0,08 (0,07)	0,06 (0,03)	0,03 (0,03)	0,18 (0,16)	0,35 (0,33)
Manganês	mg/L	0,08 (0,03)	0,11 (0,04)	0,13 (0,14)	0,44 (0,37)	0,28 (0,22)	0,14 (0,06)	1,34 (1,49)	1,65 (0,50)
Nitrato	mg/L	0,49 (0,72)	0,23 (0,22)	0,35 (0,24)	0,92 (0,69)	1,08 (0,75)	0,27 (0,21)	1,68 (1,48)	0,28 (0,31)
Nitrito	mg/L	0,01 (0,01)	0,01 (0,00)	0,01 (0,00)	0,11 (0,06)	0,05 (0,03)	0,01 (0,00)	0,32 (0,20)	0,02 (0,03)
Nitrogênio amoniacal	mg/L	0,18 (0,08)	0,26 (0,21)	0,14 (0,07)	0,39 (0,39)	0,18 (0,21)	0,12 (0,05)	1,63 (1,41)	4,53 (5,16)
Nitrogênio orgânico	mg/L	0,33 (0,15)	0,31 (0,15)	0,24 (0,16)	0,37 (0,22)	0,43 (0,19)	0,27 (0,15)	0,63 (0,28)	0,51 (0,29)
OD	mg/L	7,07 (0,81)	7,46 (0,81)	7,60 (0,84)	6,94 (0,65)	7,72 (0,73)	7,63 (0,90)	5,66 (0,56)	2,53 (1,12)
pH	-	6,34 (0,38)	6,37 (0,40)	6,62 (0,45)	6,59 (0,46)	6,77 (0,40)	6,59 (0,39)	6,75 (0,36)	6,59 (0,36)
Sólidos Dissolvidos	mg/L	49,50 (9,71)	48,55 (20,46)	56,00 (24,11)	76,05 (18,68)	75,56 (26,26)	54,25 (16,93)	130,75 (34,62)	102,20 (42,14)
Sólidos Suspensos	mg/L	14,15 (12,26)	49,00 (73,24)	94,45 (168,22)	134,95 (243,43)	71,78 (93,45)	38,65 (53,89)	188,60 (439,15)	22,55 (11,39)
Sólidos Totais	mg/L	62,55 (13,08)	90,15 (74,77)	145,55 (184,56)	205,70 (245,79)	137,33 (97,26)	86,65 (55,69)	313,65 (434,03)	123,95 (41,12)
Temperatura	°C	20,54 (2,70)	22,39 (3,60)	21,37 (3,47)	21,93 (3,39)	23,86 (3,62)	22,16 (3,80)	22,67 (3,27)	22,30 (3,12)
Turbidez	UNT	9,09 (4,61)	44,26 (56,92)	92,38 (166,24)	102,13 (192,27)	68,28 (94,84)	37,44 (49,25)	181,75 (455,35)	23,25 (13,56)

Fonte: Autora, 2021. *Para cálculo de Coliformes totais, foi utilizada a média geométrica.

A Análise de Componentes Principais pode auxiliar na redução e interpretação dos dados de qualidade da água, buscando reorganizar os dados multivariados em um número menor de índices, ou seja, componentes principais, que podem muitas vezes explicar a maioria das informações, buscando preservar os relacionamentos presentes nos dados originais (CALAZANS *et al.*, 2018; CALIJURI *et al.*, 2012).

A ACP resultou em cinco componentes principais que juntas explicam 78,46% da variação dos dados. O resultado da ACP é apresentado na Tabela 15.

Tabela 15: Pesos das 19 variáveis de qualidade da água nas 5 componentes principais mais significantes para os 8 pontos de monitoramento na sub-bacia do alto Paraopeba.

Variável	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5
Cloreto	0,7678	-0,3192	0,1369	-0,0716	-0,0672
Coliformes totais	0,0920	0,3940	0,1684	-0,6287	0,0159
Condutividade elétrica	0,8897	-0,3159	0,1411	-0,0253	-0,0196
DBO	0,8083	0,0176	-0,3327	0,0334	-0,0787
DQO	0,6570	0,3776	-0,3264	0,1738	-0,0913
Ferro dissolvido	0,3006	-0,1556	-0,6299	0,3916	0,0559
Fósforo total	0,7316	-0,1796	-0,2851	-0,0664	-0,0839
Manganês	0,6762	0,5625	-0,0338	-0,0679	0,0922
Nitrato	0,3791	-0,3272	0,6227	0,3402	-0,0054
Nitrito	0,5241	-0,2654	0,6945	0,0288	-0,0551
Nitrogênio amoniacal	0,7192	-0,2475	-0,4047	-0,0522	-0,1047
Nitrogênio orgânico	0,5165	-0,2430	0,2325	-0,3823	0,0623
OD	-0,7253	0,0544	0,4078	0,2849	-0,2209
pH	0,2517	-0,1956	0,1250	0,6943	0,2451
Sólidos Dissolvidos	0,8349	-0,1337	0,2530	-0,0327	0,1014
Sólidos Suspensos	0,2383	0,9328	0,1495	0,1335	-0,0776
Sólidos Totais	0,3833	0,8762	0,1834	0,1473	-0,0938
Temperatura	0,0139	0,2246	0,0408	-0,0498	0,9354
Turbidez	0,2489	0,9285	0,1600	0,1341	-0,0705
% da variação explicada	33,22	19,89	11,90	7,81	5,63
% acumulada	33,22	53,11	65,01	72,82	78,45

Fonte: Autora, 2021.

A CP1 explica 33,22% da variação dos dados, e as principais variáveis que o explicam são cloreto, condutividade elétrica, DBO e sólidos dissolvidos. O cloreto, a condutividade elétrica e os sólidos dissolvidos podem estar relacionados com a presença de íons dissolvidos na água, já a DBO pode ser indicativa da presença de efluentes domésticos. As variáveis ainda podem se relacionar com o escoamento superficial e processos erosivos dos solos. A região apresenta uma grande área destinada a pastagem e agricultura, como mostrado na caracterização do uso e ocupação do solo, e

ainda a ausência de tratamento de efluentes domésticos em nove dos doze municípios localizados nos limites da sub-bacia do alto Paraopeba. Calazans *et al.* (2018) encontraram variação similar no primeiro componente, tendo como principais variáveis o cloreto, a condutividade elétrica, DBO, fósforo total e OD. O estudo buscava uma estratégia para orientar projetos de otimização para o monitoramento da rede da qualidade das águas superficiais na bacia do rio das Velhas, Brasil, e concluiu que a qualidade da água do rio das Velhas ao longo do ano é afetada pelo lançamento de efluentes que apresentam elevadas concentrações de matéria orgânica biodegradável.

Explicando 19,89% da variabilidade total dos dados a CP2 tem como principais variáveis sólidos suspensos, sólidos totais e turbidez, e pode estar relacionado ao carreamento de solos expostos provenientes de áreas agrícolas e de pecuária, que correspondem a 71,63% do uso e ocupação do solo de toda a área da sub-bacia. Como mostraram os resultados de uso e ocupação do solo, houve uma redução da área de formação florestal, e o aumento de áreas de agricultura e pastagem, o que pode corroborar com esse resultado. Calijuri *et al.* (2012) também observaram que a turbidez presente na primeira componente na análise das águas superficiais podem estar relacionadas ao escoamento superficial e processos erosivos que ocorrem em áreas urbanas e rurais (pastagens degradadas). O escoamento superficial e o transporte de sedimentos, podem arrastar produtos bioquímicos e químicos, componentes ligados à fração de sedimentos finos, podendo levar ao assoreamento e a redução da qualidade das águas superficiais (FIENER *et al.*, 2011).

A CP3 explica 11,90% da variação dos dados, e tem como variável mais significativa o nitrito. O nitrito pode indicar a presença de carga poluidora proveniente de esgotos domésticos, e determinar o estágio da poluição, indicando uma poluição mais antiga, onde já ocorre processos de degradação da matéria orgânica por meio da conversão da amônia em nitrito e deste a nitrato (VON SPERLING, 2014b).

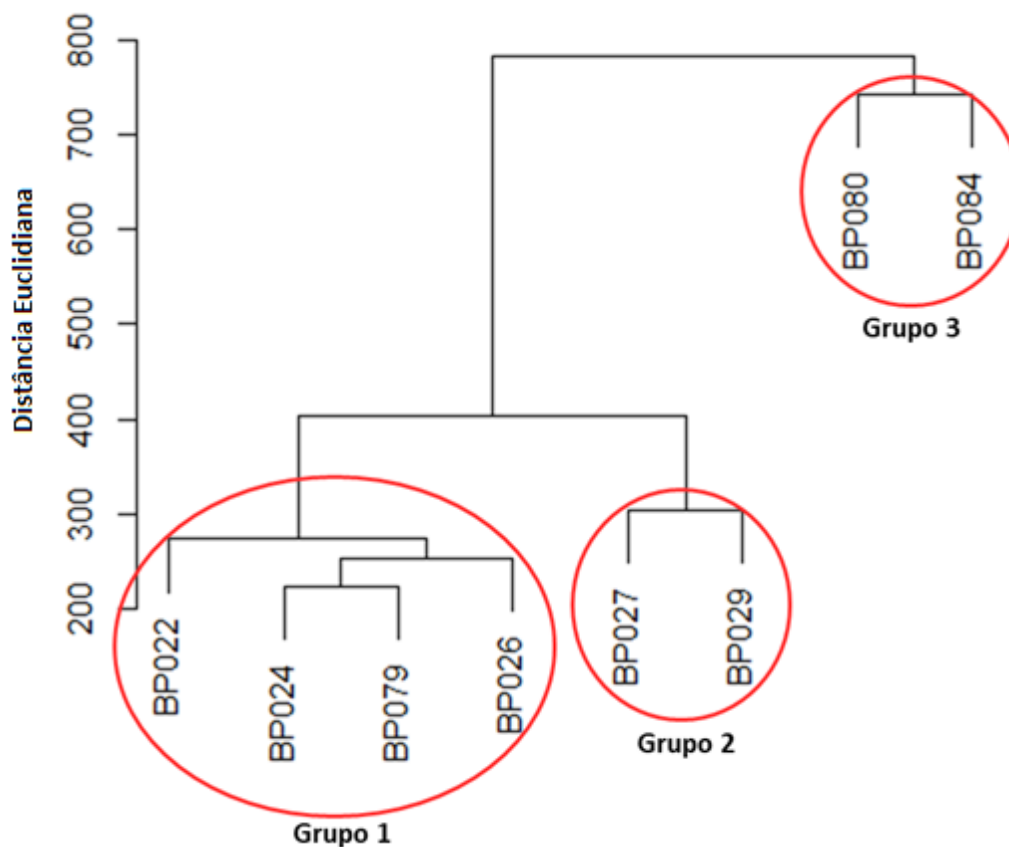
A CP4 corresponde a 7,81% da variação dos dados, sendo que a variável com maior coeficiente foi o pH, que pode estar relacionado a fatores naturais, como dissolução de rochas, absorção de gases atmosféricos, oxidação da matéria orgânica e fotossíntese, também a fatores antropogênicos como pelo despejo de esgotos domésticos e industriais (VON SPERLING, 2014b).

Por fim, a CP5, que explica 5,63% da variabilidade dos dados, tem como variável principal a temperatura, que varia durante o ano, chegando a uma média de 28 a 30°, em janeiro que é o mês mais quente. A temperatura é diretamente proporcional à velocidade das reações químicas, à solubilidade das substâncias, à concentração de oxigênio dissolvido, ao metabolismo dos

organismos presentes no ambiente aquático, entre outros. A alteração da temperatura nas águas de forma natural é decorrente principalmente do clima e da latitude da região, pela ação antrópica é alterada pelo lançamento de efluentes domésticos e industriais (LIBÂNIO, 2010).

De acordo com Calijuri *et al.* (2012), a análise de cluster tem o objetivo de detectar semelhanças entre os valores em diferentes pontos de monitoramento, classificando-os em grupos de acordo com suas similaridades. A análise de Cluster resultou no agrupamento de três grupos similares, apresentados no dendrograma da Figura 43. Como mostrado no dendrograma, quanto maior a semelhança entre os grupos, menor a distância euclidiana e quanto menor a similaridade entre eles, maior será essa distância. Dessa forma, os grupos 1 e 2 são apresentados maior similaridades, e ambos apresentam menor semelhança em relação ao grupo 3.

Figura 41: Dendrograma representativo do agrupamento das oito estações de monitoramento da análise de cluster.



Fonte: Autora, 2021.

O Grupo 1 é representado pelas estações BP022, que está localizada a montante do município de Cristiano Ottoni, próximo a cabeceira do rio Paraopeba, BP079 localizada no rio

Paraopeba a jusante do município de São Brás do Suaçuí, BP024 no rio Brumado à jusante do município de Entre Rios de Minas e BP026 localizada no rio Camapuã, no município de Jeceaba. Estes pontos se caracterizam por estarem localizados próximos a municípios de pequeno porte que não possuem tratamento de esgoto, e onde se sobressai as atividades de agropecuária e agricultura. Nestes pontos destacaram-se as variáveis coliformes totais e ferro dissolvido, cujo valores das médias se encontram acima dos limites estabelecidos pela legislação. A presença de coliformes totais neste ponto pode ser devido ao arraste do solo proveniente de áreas agrícolas, com presença de criação de animais e pela ausência de tratamento de esgotos.

Menezes et al. (2016), no estudo sobre a relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água na bacia hidrográfica do ribeirão Vermelho em Minas Gerais, associaram a presença de coliformes totais próximos às nascentes com a presença de animais bovinos, que circulam livremente nessas áreas. Já para os locais próximos à área urbana o lançamento de esgotos domésticos provavelmente foi a principal contribuição para o aumento de coliformes totais. A presença do ferro dissolvido, provavelmente se deve ao escoamento superficial de solos expostos, proveniente do tipo de solo predominante na região.

O Grupo 2 é formado pelas estações BP027, localizada no rio Paraopeba a jusante do rio Camapuã, e BP029, localizada no rio Paraopeba, no município de Belo Vale. Nestes pontos, o rio Paraopeba já recebeu a contribuição de todos os afluentes da área de estudo. Assim como o Grupo 1, há um destaque para as variáveis coliformes totais e ferro dissolvido. Além destas, o manganês apresentou média acima dos limites estabelecidos para as duas estações.

A bacia hidrográfica do rio Paraopeba se apresenta profundamente impactada, com altos teores de Mercúrio, Manganês, Ferro e Alumínio em sedimentos, refletidos nas amostras de água e de solo. Em relação ao Ferro e Manganês, há uma grande anomalia na região da cabeceira da bacia, ou seja, na área de estudo desta pesquisa (CPRM, 2019).

O Fe se apresenta como um dos principais elementos presentes nos solos da região, e os processos do ciclo hidrológico arrastam o metal presente no solo para os rios, seja na forma de íon livre, complexado e/ou particulado. O ferro pode ter efeitos nocivos sobre os peixes e outras vidas aquáticas, é também um elemento-traço essencial às plantas e aos animais, porém, em algumas águas, pode ser fator limitante para o crescimento de algas e outras plantas. O manganês também se encontra em abundância nos solos da região em ocorrência natural e é essencial para a nutrição

de diferentes espécies, inclusive a humana, portanto, tanto a falta quanto o excesso podem produzir efeitos colaterais nos homens (VON SPERLING, 2014b).

O Grupo 3 é formado pelas estações BP084, localizada no rio Maranhão na comunidade de Gagé, pertencente ao município de Conselheiro Lafaiete, e BP080 localizada também no rio Maranhão, a jusante do município de Congonhas. As duas estações estão localizadas na região mais antropizada da sub-bacia, com 89% da população. Apresentaram valores mais altos para as variáveis cloreto, condutividade elétrica, DBO, manganês, nitrogênio amoniacal e sólidos dissolvidos, em relação às demais estações.

Batista *et al.* (2020) ao realizarem o diagnóstico da qualidade da água do rio Piracicaba e sua correlação com a urbanização, caracterizaram a evolução das condições físicas, químicas e biológicas da qualidade das águas do rio Piracicaba, e notaram que o rio vem sofrendo com as interferências antrópicas na região passando por um processo de deterioração, com o aumento da concentração de nutrientes, afetando o estado trófico, principalmente no município de João Monlevade, que possui a maior concentração urbana. O mesmo ocorre com o rio Maranhão, principalmente com o lançamento de esgoto dos municípios de Conselheiro Lafaiete e Congonhas. De acordo com Tucci (2008), a extensa urbanização gera impactos aos rios, devido ao lançamento de esgotos sem tratamento, ocupação desordenada dos leitos dos rios, impermeabilização e canalização dos rios urbanos, o que provoca a deterioração da qualidade das águas.

A aplicação da análise estatística multivariada teve como objetivo avaliar a influência do uso e ocupação do solo da área de estudo na qualidade da água, e possibilitou avaliar outras variáveis não abrangidas na modelagem além de complementá-la. Os resultados obtidos mostraram que a qualidade da água é também influenciada pelo uso e ocupação do solo, além das características naturais da região. Ainda, observou-se a relação entre os resultados obtidos na modelagem matemática e na análise estatística multivariada, principalmente na Análise de Cluster, com o grupo 3, que abrange as estações BP080 e BP084, localizadas no rio Maranhão, que foi o corpo hídrico que apresentou maiores problemas na calibração do modelo, indicando um alto grau de poluição da sub-bacia, maior que nos demais corpos hídricos avaliados.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise do mapa de uso e ocupação do solo da sub-bacia, para o ano de 2019, mostrou que a maior área da bacia corresponde a classe de pastagem, seguida por mosaico de agricultura e pastagem, o que indica a existência de grande área com solos expostos, além da possível utilização de produtos fertilizantes nas áreas de agricultura, o que contribui negativamente para a qualidade da água, devido ao carreamento do solo e arraste de substância e matéria orgânica para as águas.

A modelagem matemática se ajustou melhor na calibração do rio Paraopeba. O índice RMEQ variou de 0,04 a 0,70 na calibração, enquanto para o rio Maranhão a variação foi de 0,38 a 1,51. O lançamento de uma maior carga orgânica no rio Maranhão, cuja região detém 89% da população de toda a bacia, somado a existência de somente dois pontos de monitoramento, podem ajudar a explicar os problemas encontrados na modelagem do rio. A simulação de cenários, com o aumento da eficiência do tratamento já existentes e implantação no município com ausência de tratamento, apresentou redução na concentração da DBO, principalmente em Congonhas.

Para a análise estatística multivariada, foram comparados os mapas de uso e ocupação do solo do ano de 2008 e 2019, períodos inicial e final da análise. Observou-se uma redução da área de formação florestal e um aumento da área de lavouras temporárias. Com a análise de componentes principais, obteve-se cinco componentes principais que juntas ajudaram a explicar 78,46% da variação dos dados no período. A análise de cluster agrupou as oito estações de monitoramento em três grupos distintos. O grupo 1 e o grupo 2 composto se caracterizaram principalmente por estarem em regiões com pouca urbanização, onde se destacam as atividades de agropecuária e agricultura. O grupo 2 ainda se distingue por estar a jusante do encontro dos rios Maranhão e Camapuã com o rio Paraopeba, ou seja, pontos onde já houve a maior contribuição de toda a bacia. O grupo 3 é formado pelas estações localizadas no rio Maranhão. A área se caracteriza por ser a mais urbanizada, sendo assim, houve um maior aporte de carga orgânica proveniente do lançamento de efluentes nessa região.

A análise estatística multivariada possibilitou relacionar o uso e ocupação do solo com o comportamento das variáveis e sua influência na qualidade da água. Além de complementar a modelagem matemática, mostrou também uma relação, principalmente pelo resultado obtido na análise de cluster, com o grupo 3, que é formado pelas estações localizadas no rio Maranhão, que apresentou maiores problemas na calibração do modelo.

REFERÊNCIAS

ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES, J.L.M.; SPAROVEK, G. **Köppen's classification map for Brazil. Meteorologische Zeitschrift.** v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. Disponível em: http://www.lerf.eco.br/img/publicacoes/Alvares_etal_2014.pdf. Acesso em: 27 set. 2020.

ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. **Atlas Esgoto: Despoluição de Bacias Hidrográficas.** Brasil. 2017. Disponível em: https://arquivos.ana.gov.br/imprensa/publicacoes/ATLASESGOTOSDespoluicaoodeBaciasHidrograficas-ResumoExecutivo_livro.pdf. Acesso em: 17 ago. 2020.

ANA - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. **Plano Nacional de Segurança Hídrica.** Brasil. Brasília : ANA, 2019. 112 p. Disponível em: <https://arquivos.ana.gov.br/pnsh/pnsh.pdf>. Acesso em: 19 out. 2020.

BARROS, MA; MOREIRA, M. A.; RUDORFF, B. F. T. Dados interferométricos para modelagem topográfica e caracterização ambiental do café em escala municipal. **Sociedade e natureza**, Uberlândia , v. 19, n. 2, p. 33-50, Dec. 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S1982-45132007000200003>. Acesso em: 11 nov. 2020.

BATISTA, A. M. M.; FIGUEIREDO, T. A.; BARROS, A. J.; SILVA, T. A. A.; PEREIRA, V. H. B.; NASCIMENTO, A. T. A.; ARAÚJO, G. R.; SINISCALCHI, L. A. B. Diagnóstico da qualidade da água do Rio Piracicaba e sua correlação com a urbanização. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v.11, n.7, p.305-320. 2020. <http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2020.007.0026>. Acesso em: 20 nov. 2021.

BRASIL. **Lei nº 9.433 de 8 de fevereiro de 1997.** Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal. Brasília, DF: Presidente da República, [1997]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19433.htm. Acesso em: 20 set. 2020.

BRASIL. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem com estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DF: Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) [2005]. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso em: 20 set. 2020.

CALAZANS, G. M. Avaliação e proposta de adequação da rede de monitoramento da qualidade das águas superficiais das sub-bacias do Rio das Velhas e do Rio Paraopeba utilizando técnicas estatísticas multivariadas. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia. Belo Horizonte. 2015. 196 f. Disponível em: <http://www.smarh.eng.ufmg.br/defesas/1138M.PDF>. Acesso em: 04 set. 2020.

CALAZANS, G. M.; PINTO, C. C.; COSTA, E. P. da; PERINI, A. F.; OLIVEIRA, S. C. Using multivariate techniques as a strategy to guide optimization projects for the surface water quality network monitoring in the Velhas river basin, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, p. 726, 2018. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-7099-z>. Acesso em: 04 set. 2020.

CALIJURI, M. L., COUTO, E. A., SANTIAGO, A. F.; CAMARGO, R. A.; M. D. F. M. e. Evaluation of the Influence of Natural and Anthropogenic Processes on Water Quality in Karstic Region. **Water Air Soil Pollut**, v. 223, p. 2157–2168. 2012. <https://doi.org/10.1007/s11270-011-1012-5>. Acesso em: 20 mar. 2021.

CAMARGO, R. A.; CALIJURI, M. L.; SANTIAGO, A. F.; COUTO, E. A.; SILVA, M. D. F. M. e. Water quality prediction using the QUAL2Kw model in a small karstic watershed in Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 22, no. 4, p. 486-498. 2010. <https://doi.org/10.4322/actalb.2011.012>. Acesso em: 30 set. 2020.

CARRASCO, G.; MOLINA, J-L.; PATINO-ALONSO, M-C.; CASTILLO, M. D. C.; VICENTE-GALINDO, M-P.; GALINDO-VILLARDÓN, M-P.. Water quality evaluation through a multivariate statistical HJ-Biplot approach. **Journal of Hydrology**, v. 577, p. 123993, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.123993>. Acesso em: 26 out. 2020.

COBRAPE. Companhia Brasileira de Projetos e Empreendimentos. **Plano Diretor da Bacia Hidrográfica do Rio Paraopeba**. São Paulo: Cobrape, 2020. 132 f. Disponível em: http://www.repositorioigam.meioambiente.mg.gov.br/bitstream/123456789/3210/1/Resumo_Executivo_%202018.pdf, Acesso em: 17 set. 2020.

CORRÊA, J. M. M.. **Avaliação da presença de microcontaminantes de preocupação emergente, por GC-MS, e de elementos inorgânicos, por TXRF, nas águas superficiais da Bacia do Rio Paraopeba/MG**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Ouro Preto. Instituto de Ciências Exatas e Biológicas. Departamento de Química. Programa de Pós-Graduação em Química. Ouro Preto, 2018. 158f. Disponível em: <https://www.repositorio.ufop.br/handle/123456789/11624>. Acesso em: 13 jun. 2020.

COSTA, D. J. L.; TEIXEIRA, D. Análise de incerteza em um modelo matemático de qualidade da água aplicado ao Ribeirão do Ouro, Araraquara, SP, Brasil. **Revista Ambi-Agua**, v. 6, n. 2, p. 232-245. 2011. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.196>. Acesso em: 10 set. 2021.

COSTA, S. A. B.; CÔRTEZ, L. S.; NETTO, T. C.; FREITAS JUNIOR, M. M. de. Indicadores em Saneamento: avaliação da prestação dos serviços de água e de esgoto em Minas Gerais. **Revista UFMG**, Belo Horizonte, v. 20, n.2, p. 334-357, jul./dez. 2013. Disponível em: <https://www.ufmg.br/revistaufmg/downloads/20-2/16-indicadores-em-saneamento-samuel-costa-larissa-cortes-taiana-netto-moacir-freitas-junior.pdf>. Acesso em: 22 out. 2020.

CPRM. Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais. Atlas Pluviométrico do Brasil. Serviço Geológico do Brasil. 1. Belo Horizonte, Minas Gerais. 2013. Disponível em: <http://www.cprm.gov.br/publique/Hidrologia/Mapas-e-Publicacoes/Atlas-Pluviometrico-do-Brasil-1351.html>. Acesso em: 31 de julho de 2020.

CPRM. Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais. Monitoramento especial da bacia do rio Paraopeba. Serviço Geológico do Brasil. 2. Belo Horizonte, Minas Gerais. 2019. Disponível em: https://rigeo.cprm.gov.br/bitstream/doc/21800/1/rel_monitoramento_paraopeba2.pdf. Acesso em: 19 de novembro de 2021.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C. Análise probabilística de ocorrência de incompatibilidade da qualidade da água com o enquadramento legal de sistemas aquáticos – estudo de caso do rio Pariquera-Açu (SP). **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.15, n.4 p. 337-346. 2010. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522010000400006>. Acesso em: 25 out. 2020.

DELPLA, I.; BAURÈS, E.; JUNG, A-V.; THOMAS, O. Impacts of rainfall events on runoff water quality in an agricultural environment in temperate areas. *Science of The Total Environment*, v. 409, p. 1683-1688. 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.01.033>. Acesso em: 17 nov. 2021.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Brasil em relevo**. Ministério de Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Brasil. 2005-2006. Disponível em: <https://www.cnpem.br/projetos/relevobr/download/mg/se-23-z-c.htm>. Acesso em: 10 ago. 2020.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Descrição das principais classes de solos**. Recife, 2005. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/157911/descricao-das-principais-classes-de-solos>. Acesso em: 02 ago. 2020.

FÁVERO, L. P.; BELFIORE, P. **Manual de análise de dados: estatística e modelagem multivariada com Excel, SPSS e Stata**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2017. Disponível em: https://books.google.com.br/books?hl=en&lr=&id=SmlaDwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA2&dq=info:QuJBd44wtOoJ:scholar.google.com&ots=6LIKnqOXRJ&sig=XjgPsbrVHOwAcXg9IOvbeTIE nE4&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false. Acesso em: 08 set. 2020.

FIENER, P., AUERSWALD, K., Van Oost, K. "Spatio-temporal Patterns in Land Use and Management Affecting Surface Runoff Response of Agricultural Catchments—A Review." **Earth-science Reviews** 106.1 (2011): 92-104. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0012825211000110?via%3Dihub>. Acesso em: 07 nov. 2021.

FLECK, L.; TAVARES, M. H. F.; EYNG, E. Principais modelos matemáticos de qualidade da água e suas aplicações: uma revisão. **Revista Eletrônica Científica Inovação e Tecnologia**. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Medianeira, v. 1, n. 7, p. 47-62, 2013. Disponível em: <https://periodicos.utfpr.edu.br/recit/article/view/4206/pdf>. Acesso em: 27 jan. 2020.

FRAGA, M. de S. **Modelagem da qualidade da água do Rio Piracicaba visando a avaliação de sua capacidade de autodepuração**. 2015. Dissertação (Mestrado de *Magister Scientiae*) –

Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2015. Disponível em: <https://locus.ufv.br/handle/123456789/7356>. Acesso em: 27 jan. 2020.

FRAGA, M. de S.; REIS, G. B.; SILVA, D. D.; MOREIRA, M. C.; BORGES, A. C.; GUEDES, H. A. S. Modelagem sazonal da qualidade da água do rio Piracicaba para o cenário atual e futuro. **Revista Ibero- Americana de Ciências Ambientais**, [s.l.], v. 11, n. 2, p. 145-160, fev./mar. 2020. <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2020.002.0017>. Acesso em: 14 mai. 2020.

GALVÍNCIO, J. D., SOUZA, F. A. S., SHIRINIVASAN, V. S. Análise do relevo da Bacia Hidrográfica do Açude Epitácio Pessoa. **Revista de Geografia**, Recife, p.54-69. 2006. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/revistageografia/article/viewFile/228652/23074>. Acesso em: 10 nov. 2021.

GOMES, S. H. R.; GUEDES, H. A. S.; SIQUEIRA, T. M.; CORRÊA, L. B.; ANDREAZZA, R.; HÜFFNER, A. N. Modelagem sazonal da qualidade da água do Rio dos Sinos/RS utilizando o modelo QUAL-UFMG. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. [s.l.], v. 23, n. 2, p. 275-285, mar./abr. 2018. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522018169332>. Acesso em: 27 jan. 2020.

GUEDES, H. A. S.; SILVA, D. D. da; ELESBON, A. A. A.; RIBEIRO, C. B. M.; MATOS, A. T. de; SOARES, J. H. P. Aplicação da análise estatística multivariada no estudo da qualidade da água do Rio Pomba, MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.16, n.5, p.558–563, 2012. Campina Grande, PB, UAEEA/UFCG. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662012000500012>. Acesso em: 08 set. 2020.

GWP – Global Water Partnership. **GWP Strategy Towards 2020. A Water Secure World**. 2020. Disponível em: https://www.gwp.org/globalassets/global/about-gwp/strategic-documents/gwp_strategy_towards_2020.pdf. Acesso em: 21 out. 2020.

HAIR, J. F.; BLACK, W. C.; BABIN, B. J.; ANDERSON, R. E.; TATHAM, R. L. **Análise Multivariada de Dados**. Porto Alegre: Bookman, 2009. 688 p. Disponível em: <https://pt.slideshare.net/ngsouza/livro-analise-multivariada-de-dados-hair-et-al>. Acesso em: 30 jul. 2021.

HIDROTEC. **Atlas Digital das Águas de Minas**. Universidade Federal de Viçosa (UFV). 2007. Disponível em: <http://www.atlasdasaguas.ufv.br/>. Acesso em: 12 jun. 2020.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa da Pecuária Municipal – PPM**. Efetivo dos rebanhos, por tipo de rebanho, segundo a Unidade da Federação, suas Mesorregiões, Microrregiões e Municípios. 2019. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9107-producao-da-pecuaria-municipal.html?=&t=resultados>. Acesso em: 25 fev. 2021.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Produção Agrícola Municipal – PAM**. Área plantada, área colhida, quantidade produzida, rendimento médio e valor da produção dos produtos das lavouras temporárias, segundo a Unidade da Federação, suas Mesorregiões, Microrregiões e Municípios. 2019. Disponível em:

<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9117-producao-agricola-municipal-culturas-temporarias-e-permanentes.html?=&t=resultados>. Acesso em: 25 fev. 2021.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa de Clima do Brasil**. Rio de Janeiro, 2002. Disponível em:

ftp://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/climatologia/vetores/brasil/. Acesso em: 18 jun. 2020.

IGAM – Instituto Mineiro de Gestão das Águas. **Monitoramento da qualidade das águas superficiais no estado de Minas Gerais**. Belo Horizonte, 2018. Disponível em:

<http://200.198.57.118:8080/handle/123456789/21>. Acesso em: 03 jun. 2020.

KANNEL, P. R.; LEE, S.; LEE, Y.S.; KANEL, S.R.; PELLETIER, G.J. Application of automated QUAL2Kw for water quality modeling and management in the Bagmati River, Nepal. **Ecological Modelling**, vol. 202, Issues 3–4, p. 503-517, abr. 2007.

<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.12.033>. Acesso em: 12 ago. 2020.

LEE, I.; HWANG, H.; LEE, J.; YU, N.; YUN, J.; KIM; H. Modeling approach to evaluation of environmental impacts on river water quality: A case study with Galing River, Kuantan, Pahang, Malaysia. **Ecological Modelling**, [s.l.], v. 353, p. 167-173, jun. 2017.

<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.01.021>. Acesso em: 12 ago. 2020.

LI, T.; LI, S.; LIANG, C.; BUSH, R. T.; XIONG, L.; JIANG, Y. A comparative assessment of Australia's Lower Lakes water quality under extreme drought and post-drought conditions using multivariate statistical techniques. **Journal of Cleaner Production**, v 190, p. 1-11. 2018.

<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.04.121>. Acesso em: 20 out. 2020.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos da qualidade e tratamento de água**. 3 ed. Campinas, SP. Editora Átomo. 2010.

LIMA, B. P.; MAMEDE, G. L.; LIMA NETO, I. E. Monitoramento e modelagem da qualidade de água em uma bacia hidrográfica semiárida. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 1, p. 125-135, jan./fev. 2018. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522018167115>. Acesso em: 09 mai. 2020.

LOPES, F. B.; ANDRADE, E. M. de; MEIRELES, A. C. M.; BECKER, H.; BATISTA, A. A. Assessment of the water quality in a large reservoir in semiarid region of Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.18, n.4, p.437–445, 2014. Campina Grande, PB, UAEA/UFCG. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662014000400012>. Acesso em: 08 set. 2020.

MAIA, K. P.; SILVA, G. A. DA; LIBÂNIO, L. Multivariate analysis applied for study of the sampling frequency and the number of sampling stations in water quality monitoring. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.24, n.5, p. 1013-1025. 2019.

<https://doi.org/10.1590/S1413-41522019175743>. Acesso em: 21 out. 2020.

MAPBIOMAS - Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil. **Mapas de cobertura e uso do solo**. 2019. Disponível em: <https://mapbiomas.org/>. Acesso em: 12 jun. 2020.

MENEZES, J. P.; OLIVEIRA, L. C. DE; SALLA, M. Incertezas sobre a modelagem matemática de qualidade da água em curso de água urbano. **Revista Ciência & Engenharia**, v. 25, p. 01-08. 2016. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/312390178_Incertezas_sobre_a_modelagem_matematica_de_qualidade_da_agua_em_curso_de_agua_urbano. Acesso em: 12 set. 2021.

MINGOTI, S. A. **Análise de dados por meio de métodos de estatística multivariada: uma abordagem aplicada**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2005.

MOITA NETO, J. M. **Estatística multivariada: uma visão didática-metodológica**. Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS. 2004. Disponível em: http://www.mat.ufrgs.br/~viali/cursos/ceea/multi/textos/Moita_Neto.pdf. Acesso em: 05 nov. 2020.

MOURA, L. H. A.; BOAVENTURA, G. R.; PINELLI, M. P. A qualidade de água como indicador de uso e ocupação do solo: Bacia do Gama – Distrito Federal. **Química Nova**, Vol. 33, No. 1, 97-103, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422010000100018>. Acesso em: 08 set. 2020.

OLIVEIRA FILHO, A. A. de; LIMA NETO, I. E. Modelagem da qualidade da água do rio Poti em Teresina (PI). **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro, v. 23, n. 1, p. 3-14, jan./fev. 2018. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522017142354>. Acesso em: 09 jul. 2020.

OMO-IRABOR, O. O.; OLOBANIYI, S. B.; ODUYEMI, K.; AKUNNA, J. Surface and groundwater water quality assessment using multivariate analytical methods: A case study of the Western Niger Delta, Nigeria. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v. 33, p. 666-673. 2008. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2008.06.019>. Acesso em: 20 fev. 2021.

ONU – Organização das Nações Unidas. **The Millennium Development Goals Report 2015**. United Nations. Nova York, 2015. Disponível em: <http://mdgs.un.org/unsd/mdg/Resources/Static/Products/Progress2015/English2015.pdf>. Acesso em: 21 out. 2020.

OPPA, L. F. **Utilização de Modelo Matemático de Qualidade de Água para Análise de Alternativas de Enquadramento do rio Vacacaí Mirim**. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). Universidade Federal de Santa Maria. Rio Grande do Sul. 130 p. 2007. Disponível em: <https://repositorio.ufsm.br/handle/1/7834>. Acesso em: 15 set. 2019.

PASQUINI, ANDREA I.; FORMICA, STELLA M.; SACCHI, GABRIELA A. Hydrochemistry and nutrients dynamic in the Suquia River urban catchment's, Córdoba, Argentina. **Environmental Earth Sciences**, v. 65, n. 2, p. 453-467, 2012. <https://doi.org/10.1007/s12665-011-0978-z>. Acesso em: 15 out. 2020.

PATHAK, D.; WHITEHEAD, P. G.; FUTTER, M. N.; SINHA, R. Water quality assessment and catchment-scale nutrient flux modeling in the Ramganga River Basin in north India: An application of INCA model. **Science of The Total Environment**, v. 631=632, p. 201-215. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.022>. Acesso em: 10 set. 2021.

PAULA, T. P. de. **Diagnóstico e Modelagem Matemática da Qualidade da Água em Trecho do Rio Piabanha/RJ**. Dissertação (mestrado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Civil. Rio de Janeiro. 2011. 256 p. Disponível em: <http://www.coc.ufrj.br/pt/documents2/mestrado/2011-2/1223-thiago-pires-de-paula-mestrado>. Acesso em: 11 set. 2021.

PINTO, C.C., CALAZANS, G.M.; OLIVEIRA, S.C. Assessment of spatial variations in the surface water quality of the Velhas River Basin, Brazil, using multivariate statistical analysis and nonparametric statistics. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 191 (164). 2019. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7281-y>. Acesso em: 15 fev. 2021.

SALLA, M. R.; PEREIRA, C. E.; ALAMY FILHO, J. E.; PAULA, L. M.; PINHEIRO, A. M. Estudo de autodepuração do Rio Jordão, localizado na bacia hidrográfica do Rio Dourados. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. [s.l.]. v. 18. n. 2, p. 105-114, abr./jun. 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522013000200002>. Acesso em: 09 mai. 2020.

SIKAKWE, G. U.; NWACHUKWU, A. N.; UWA, C. U.; EYONG, G. A. Geochemical data handling, using multivariate statistical methods for environmental monitoring and pollution studies. **Environmental Technology & Innovation**, v. 18, p. 100645. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.100645>. Acesso em: 20 out. 2020.

SILVA, M. M. A. P. de M.; FARIA, S. D.; MOURA, P. M. Modelagem da qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba (MG). **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. [s.l.]. v. 22. n. 1. p. 133-143. jan./fev. 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522017134420>. Acesso em: 17 out. 2019.

SILVA, S. R. da.; SILVA JUNIOR, M. A. B. da.; LIMA, E. E. S. de. Analysis and modeling of water quality as a contribution to the preliminary framework proposal for the Una River (Pernambuco/Brazil). **Revista Ambiente & Água**, v. 13 n. 6, e2251. 2018. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2251>. Acesso em: 30 set. 2021.

SISEMA. **Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos**. Belo Horizonte: IDE-Sisema, 2020. Disponível em: <http://idesisema.meioambiente.mg.gov.br/>. Acesso em: 17 ago. 2020.

SNIS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - Série Histórica. **Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento**. 2020. Disponível em: <http://app4.mdr.gov.br/serieHistorica/>. Acesso em: 03 dez. 2020.

TEODORO, A.; IDE; C. N.; RIBEIRO, M. L.; BROCH, S. A. O.; SILVA, J. B. Implementação do conceito Capacidade de Diluição de Efluentes no modelo de qualidade da água QUAL-UFMG: estudo de caso no Rio Taquarizinho (MS). **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**,

[s.l.], v. 18, n. 3, p. 275-288, jul./set. 2013. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522013000300010>. Acesso em: 16 out. 2020.

THE WORLD BANK. **Water Resources Management**. The World Bank Group. 2017. Disponível em: <https://www.worldbank.org/en/topic/waterresourcesmanagement>. Acesso em: 22 out. 2020.

TUCCI, C. E. M. Águas urbanas. **Dossiê Água**, 22 (63). 2008. <https://doi.org/10.1590/S0103-40142008000200007>. Acesso em: 20 nov. 2021.

TUNDISI, J. G. G. Governança da Água. Revista UFMG, v. 20, n.2, p. 222-235. 2013. <https://doi.org/10.35699/2316-770X.2013.2698>. Acesso em: 22 out. 2020.

UNESCO - United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. The United Nations World Water Development Report 2017. Wastewater the Untapped Resource. França, 2017. Disponível em: <http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/water/wwap/wwdr/2017-wastewater-the-untapped-resource/>. Acesso em: 22 out. 2020.

UNESCO - United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. The United Nations World Water Development Report 2018. **Nature-Based Solutions for Water**. França, 2018. Disponível em: <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000261424>. Acesso em: 22 out. 2020.

UNESP. PROFÁGUA – Programa de Pós-Graduação em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos. **Áreas de Concentração**. Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP). 2018. Disponível em: <https://www.feis.unesp.br/#!/posgraduacao/profagua/programa/areas-de-concentracao-e-linhas-de-pesquisa>. Acesso em: 08 abr. 2021.

UN-WATER. **Water Security & the Global Water Agenda**. A UN-Water Analytical Brief. Canadá. 2013. Disponível em: <https://www.unwater.org/publications/water-security-global-water-agenda/>. Acesso em: 22 out. 2020.

VON SPERLING, Marcos. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. vol. 7, 2 ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014a.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto**. vol. 1, 4 ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014b.

WANG, J., HUO, A., HU, A., ZHANG, X., WU, Y. Simulation for non-point source pollution based on QUAL2E in the Jinghe River, Shaanxi Province, China. **Water Technology and Sciences (in Spanish)**, v 8(2), p. 117-126. 2017. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2017-02-11>. Acesso em: 20 out. 2020.

WANG, Y.; WANG, P.; BAI, Y.; TIAN, Z.; LI, J.; SHAO, X.; MUSTAVICH, L. F.; LI, B-L. Assessment of surface water quality via multivariate statistical techniques: A case study of the

Songhua River Harbin region, China. **Journal of Hydro-environment Research**, v. 7, p. 30-40, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jher.2012.10.003>. Acesso em: 26 out. 2020.

YANG, Y.S., WANG, L. A Review of Modelling Tools for Implementation of the EU Water Framework Directive in Handling Diffuse Water Pollution. **Water Resour Manage**, V. 24, 1819–1843, 2010. <https://doi.org/10.1007/s11269-009-9526-y>. Acesso em: 16 out. 2020.

ZHAO, J.; FU, G.; LEI, K.; LI, Y. Multivariate analysis of surface water quality in the Three Gorges area of China and implications for water management. *Journal of Environmental Sciences*, v. 23, p. 1460-1471. 2011. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(10\)60599-2](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(10)60599-2). Acesso em: 20 out. 2020.